Miljörisker sjunkna vrak II

Undersökningsmetoder och miljöaspekter

Dnr: 1399-14-01942-15

Sjöfartsverket 2015

© Sjöfartsverket

Fotot på omslaget visar behållare i lastrum i ett av vraken vid dumpningsområdet väster om Måseskär. Foto: Sjöfartsverket.

Rapporten finns tillgänglig på Sjöfartsverkets webbplats www.sjofartsverket.se

Dnr/Beteckning 1399-14-01942-15

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

År Månad 2015-10

Eftertryck tillåts med angivande av källa.

Sammanfattning

Under 2015 genomfördes en förlängning av Sjöfartsverkets regeringsuppdrag *Miljörisker sjunkna vrak*. Första delen genomfördes under 2014 och redovisades 2014-10-31 (Dnr: 1399-14-01942-6).

De huvudsakliga slutsatserna från projektets första fas kvarstår; vid framtida hantering av vraken föreslås Havs- och vattenmyndigheten att få ett koordinerande ansvar, i nära samverkan med övriga berörda myndigheter såsom Sjöfartsverket, Kustbevakningen, Statens maritima museer, Sveriges Geologiska Undersökning, SMHI, Naturvårdsverket och Myndigheten för samhällsskydd och beredskap. Genom samordning av vrakrelaterade uppdrag med berörda myndigheters ordinarie verksamhet uppnås resurseffektivitet. Detta gör att de nödvändiga extra medel som behöver skjutas till för att klara uppdraget blir ca 10-15 miljoner kr/år under en tioårsperiod.

Slutsatserna från 2014 har vidare stärkts genom det fortsatta arbetet under 2015, vilket bland annat omfattade validering av riskbedömningsmodellen VRAKA, som nu finns tillgänglig i en första operativ version. Kompletterande ekotoxikologiska experiment avseende toleransutveckling mot PAH:er i meiofauna och mikroorganismsamhällen genomfördes i en fältstudie i Brofjorden. Huvudslutsatserna från detta arbete är att totalanalyser av PAH:er bör inkludera alkylerade PAH:er, samt att exponering för PAH:er över tid kan leda till toleransutveckling hos ammoniumoxiderande bakterier, på bekostnad av deras förmåga att utföra ekosystemtjänsten nitrifikation.

Fortsatta mätningar av bottenström gjordes vid vraken Villon och Skytteren, samt vid dumpningsområdet väster om Måseskär. Mätserierna gav viktig information om hur utsättning av mätutrustning vid vrak kan optimeras i övervakningsprogram; för att beräkna möjlig spridning av förorening från vrak bör strömmätning utföras uppströms vraket, medan utsättning av sensorer för detektion av exempelvis olja bör sättas i turbulensen nedströms vraket.

Strömmätningsutrustningen vid Måseskär trålades upp efter endast tre veckors mätserie, men gav ändå värdefull information om den omfattande bottentrålning som resuspenderar (virvlar upp) sediment. Tidigare geokemiska mätningar har visat på kraftigt förhöjda arsenikkoncentrationer i området och resuspensionen riskerar kraftigt ökad spridning av eventuella föroreningar i området. Det råder inte trålförbud i området, men det bristande kunskapsläget avseende potentiella effekter på människors hälsa vid intag av fisk och skaldjur från dumpningsområden gör att lämpligheten av trålning inom området kan ifrågasättas.

Utöver strömmätning genomförde Sjöfartsverket och Marinen sjömätning med multibeam och side scan sonar, samt ROV-undersökning av vrak i dumpningsområdet vid Måseskär. 28 vrak hittades, och ROV-undersökningar visade lastrum med dumpade torpeder eller minor samt andra behållare i några av vraken. Det råder viss motstridighet mellan tidigare uppmätta förhöjda arsenikkoncentrationer i Måseskärsområdet och nyligen framlagda arkivuppgifter vilka inte ger stöd åt teorin att det dumpats kemiska stridsmedel i området. Det finns dock en mycket god korrelation mellan den dominerande strömriktningen i området och de högsta uppmätta arsenikkoncentrationerna i området nedströms vraken, vilket pekar på någon form av arsenikkälla i området.

Inga nya provtagningar gjordes med avseende på arsenikföreningar, men Kustbevakningen i samarbete med FOI fortsatte arbetet med praktisk metodutveckling för provtagning av olja på vrak. *In situ* undersökningen av vraket Harburg, blev därmed det första praktiska testet av de SOP:er som framtogs i projektet under 2014.

Resultaten från *Miljörisker sjunkna vrak*-projektet presenterades i samband med att Chalmers anordnade en internationell vrakkonferens, Wrecks of the World III: Shipwreck risk assessment i oktober 2015. Denna tvärvetenskapliga konferens lockade ca 70 deltagare från 11 länder och presentationerna rörde många olika aspekter med riskbedömningar av vrak; från arkivstudier och riskmodellskonstruktion, till korrosionsstudier, *in situ* inspektioner och saneringsteknologi.

Summary - Environmental risks from sunken wrecks II

During 2015 the Swedish Maritime Administration continued the second phase of the governmental task *Environmental risks from sunken wrecks* which first report was finalized 2014-10-31 (Dnr: 1399-14-01942-6).

The main conclusions from the 2014 report remain; for future handling of potentially polluting shipwrecks it is recommended that the Swedish Agency for Water and Marine Management is given a coordinating responsibility in close cooperation with other competent national authorities, such as Swedish Maritime Administration, Swedish Coastguard, Swedish National Maritime Museums, the Geological Survey of Sweden, SMHI, Swedish EPA, and Swedish Civil Contingencies Agency. Through coordination of wreck related operations and activities within the concerned competent authorities' ordinary areas of responsibility, resource efficiency is improved. The estimated extra cost for implementation of a national strategy for handling of the wrecks are estimated to be 10-15 MSEK which should be allocated to the competent authorities by the Swedish Agency for Water and Marine Management.

The conclusions from 2014 was reinforced during 2015, e.g. through the validation of the risk assessment model VRAKA, which is now available in a first operative version. Additional ecotoxicological experiments on the development of tolerance against PAHs in meiofauna and microorganism communities were conducted in a field study in Brofjorden. The main conclusions from this work is that comprehensive analyzes of PAHs should include alkylated PAHs, and that exposure to PAHs over time can lead to tolerance development in ammonium oxidizing bacteria, at the expense of their ability to perform the essential ecosystem service *nitrification*.

Continued measurements of the bottom currents were made at the wrecks Villon and Skytteren, and at the dumping area west of Måseskär. Measurement series yielded important information on how measuring equipment at the wreck can be deployed in an optimized way in future monitoring program; to calculate the possible spreading of pollution from a wreck, current measurements should be performed upstream from the wreck site, while sensors for the detection of, for example, oil should be put into the turbulence downstream of the wreck.

The current measurement instruments (RDCP) deployed at the Måseskär dump site was trawled up after only three weeks of measurements, but still gave valuable information on the extensive bottom trawling that resuspend (stir up) sediments. Earlier geochemical surveys have shown significantly elevated arsenic concentrations in the area and sediment resuspension greatly increased the risk for spread of any contaminants in the area. Trawling is not prohibited in the area, and the current lack of knowledge regarding potential effects on human health when consuming seafood from dump areas calls for reflection upon the suitability of trawling in the area.

In addition to the current measurements Swedish Maritime Administration and the Swedish Navy conducted hydrographic survey with multibeam and side scan sonar and ROV investigation of the wrecks in the dumping area at Måseskär. 28 wrecks were found, and ROV investigation showed cargo holds with dumped torpedoes or mines and other containers in some

of the wrecks. There is some discrepancy between the previously measured elevated arsenic concentrations in the Måseskär area and recently presented data from historical archives that does not support the theory that chemical weapons were dumped in the area. However, there is a very good correlation between the dominant current direction in the area, and the highest measured arsenic concentrations in the area downstream of the wrecks, suggesting some form of arsenic source in the area.

Förord

Vrakproblematiken är komplex. Komplexiteten ställer krav på samordning och engagemang för att säkerställa en resurseffektiv hantering och långsiktig lösning på problemet. Under 2014-2015 har en lång rad personer och organisationer bidragit till arbetet i projektet *Miljörisker sjunkna vrak*. Vi vill därför rikta ett särskilt tack till:

- Sveriges geologiska undersökning, som bidragit med kartor avseende arsenikdata i sediment vid svenska västkusten
- Marin Mätteknik som bidragit med information som underlättade genomförandet av sjömätning i dumpningsområdet väster om Måseskär
- Marinen som förlade ROV-övningsverksamhet samordnad med Sjöfartsverkets sjömätning och ROV-undersökning i dumpningsområdet väster om Måseskär
- Norska Kystverket, som delgivit kunskap och erfarenhet från norska saneringsoperationer
- Alla deltagare i projektets referensgrupp; era frågor och synpunkter har varit av stort värde för arbetet inom *Miljörisker sjunkna vrak*-projektet
- Alla deltagare i VRAKA workshops som bidragit till valideringen av VRAKA
- Alla deltagare i konferensen *Wrecks of the World III: Shipwreck risk assessment*
- Oceanograferna Göran Broström och Kai Christensson vid Göteborgs Universitet, som hjälpt till med preliminära modelleringar av spridning av förorening från dumpningsområden

Sist, men inte minst, riktar vi ett stort tack till alla utanför projektets kärngrupp inom de deltagande organisationerna; Sjöfartsverket, Kustbevakningen, Havs- och vattenmyndigheten, Statens maritima museer, FOI och Chalmers, som på olika sätt bidragit till innehållet i den här rapporten. Ert engagemang har varit fantastiskt!

Ulf Olsson och Ida-Maja Hassellöv

Oktober 2015

Innehåll

SAMMANFATTNING **3**

FÖRORD **7**

INNEHÅLL **8**

ORDLISTA **10**

1 UPPDRAG OCH BAKGRUND **12**

2 VRAKA **13**

2.1 Översikt 13

2.2 Verktyget 17

2.3 Tolkning av resultat 17

2.4 Möjlig vidareutveckling 18

2.5 Exempel på tillämpning 19

3 EKOTOXIKOLOGISKA RESULTAT **22**

3.1 Effekter av låga koncentrationer av olja 22

3.1.1 Biotillgänglighet 23

3.1.2 Alkylerade PAHer 23

3.1.3 Toleransutveckling 23

3.1.4 Gradientstudie Brofjorden 25

3.2 Litteraturöversikt av effekter av kemiska stridsmedel 25

4 MILJÖÖVERVAKNING OCH PROVTAGNINGSMETODIK **27**

4.1 Mätning av ström, turbiditet, salthalt och syre 27

4.1.1 Instrumentering 29

4.1.2 Förslag till riktlinjer vid utsättning av utrustning 29

4.1.3 Kemisk analys 30

4.1.4 Förslag till framtida övervakningssystem 31

5 FALLSTUDIER 32

5.1 Fallstudie Harburg 33

5.2 Måseskärsvraken 35

5.2.1 Arkivdata 37

5.2.2 Sjömätning 39

5.2.3 ROV 41

5.2.4 RDCP-data 44

5.2.5 AIS-analys 45

5.2.6 Sammanfattning av undersökningar vid Måseskär 46

6 OMVÄRLDSANALYS – WRECKS OF THE WORLD III 49

7 SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER 50

7.1 Kunskapsluckor och behov av vidare undersökningar 50

7.1.1 Avsaknad av utpekad koordinerande myndighet samt ansvarsfördelning 50

7.1.2 Framtida arkivarbete 50

7.1.3 Behov av geologisk kartering vid Måseskärs dumpningsområde 51

7.1.4 Behov av ytterligare ROV-undersökningar 51

7.1.5 Analys av arsenikföreningar i fisk och skaldjur 51

7.1.6 Begränsning av trålning i dumpningsområdet 52

7.1.7 Omvärldsbevakning 52

7.2 Förslag till åtgärder 53

8 REFERENSER 54

9 KONTAKTER 57

10 BILAGOR 57

Ordlista

ADCP	Acoustic Doppler Current Profiler; akustisk strömmätningsutrusting som kan mäta strömriktning och -hastighet vid olika djup i vattenpelaren
AIS	AIS (Automatic Identification System) är namnet på ett system som gör det möjligt att från ett fartyg identifiera och följa andra fartygs rörelser
AUV	Autonomous Underwater Vehicle; 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 Uppdrag och bakgrund

Första delen av Sjöfartsverkets regeringsuppdrag *Miljörisker sjunkna vrak* genomfördes under 2014 och redovisades 2014-10-31 (Dnr: 1399-14-01942-6). Då det konstaterats att projekttiden var mycket snäv i förhållande till förväntat utfört arbete, ansöktes om förlängd projekttid för att kunna slutföra:

- Validering av VRAKA, genom anordnande av en expertgruppsworkshop, samt färdigställande av VRAKA i operativ version
- Kompletterande experiment avseende toleransutveckling mot PAH:er i meiofauna och mikroorganismsamhällen
- Fortsatt insamling av RDCP och sensordata från Skytteren och Villon
- Färdigställande av korrosionsanalys från metallprover från Villon.
- Praktisk metodutveckling för provtagning på vrak; Kustbevakningen i samarbete med FOI

Då förlängning beviljades till och med 2015-10-31, beslöt projektgruppen att även genomföra:

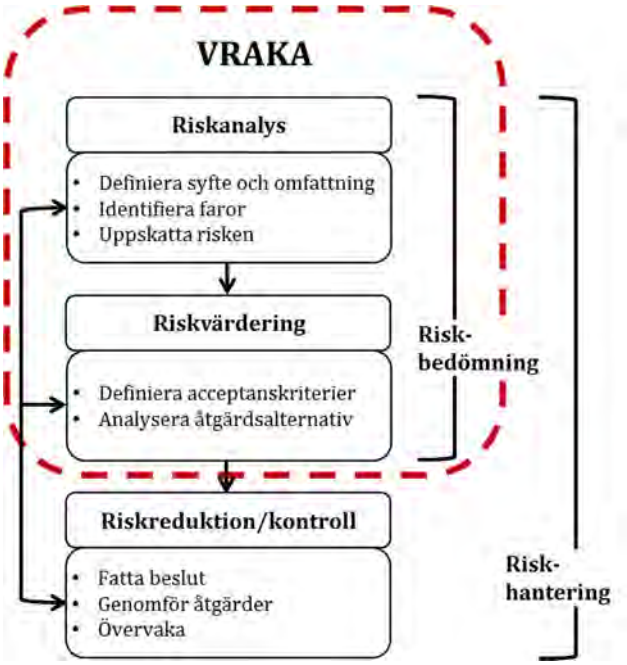
- Undersökning av vrak som dumpats i området utanför Måseskär i Skagerrak
- Undersökning av vraket Harburg
- Anordnande av en internationell vrakkonferens, *Wrecks of the World III: Shipwreck risk assessment*

Kostnaderna för arbetet under 2015 rymdes huvudsakligen inom redan tilldelade medel, men kompletterande finansiering söktes från Formas, HaV och Västra Götalandsregionen för anordnande av konferensen. Fullständig beskrivning av uppdrag och bakgrund finns i rapporten från projektets första fas, *Miljörisker sjunkna vrak*, Dnr: 1399-14-01942-6.

2 VRAKA

VRAKA är en metod som syftar till att ge beslutsstöd gällande potentiellt miljöfarliga fartygsvrak. Vad som beskrivs i följande kapitel är en vidareutveckling av den version av VRAKA som beskrevs i första delen av projektet *Miljörisker sjunkna vrak*, (Sjöfartsverket, 2014).

Riskbedömningsmetoden är baserad på ett väletablerat ramverk för riskhantering (ISO, 2009) (Figur 1) och består av två delar; (1) ett verktyg för probabilistisk uppskattning av sannolikheten för utsläpp samt (2) metod för uppskattning av konsekvenser av ett sådant utsläpp (Figur 2). De båda delarna beskrivs översiktlig nedan och en mer ingående beskrivning återfinns i Bilaga 1 (VRAKA. Manual). Själva verktyget finns för nedladdning på Sjöfartsverkets hemsida.



Figur 1 Schematisk bild som visar vilka delar av riskhanterings-processen som VRAKA innefattar (streckad röd linje).

2.1 Översikt

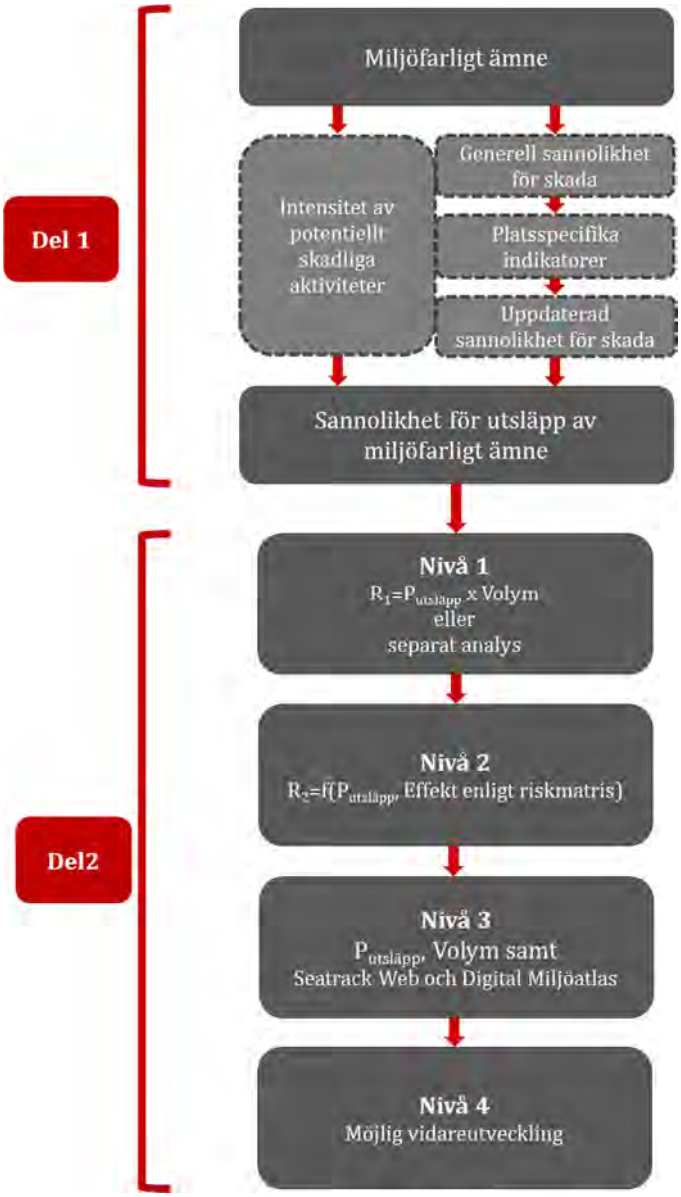
Schematiskt kan VRAKA beskrivas enligt följande. I *Del 1, probabilistisk uppskattning av den årsvisa sannolikheten för utsläpp*, kombineras sannolikheten för att miljöfarligt ämne finns kvar i vraket med sannolikheten för att en öppning i vraket ska uppstå. En öppning antas kan uppstå till följd av ett antal aktiviteter och hänsyn tas till plats- och vrakspecifika indikatorer som anses bedöma vrakets status och känslighet för påverkan.

Under en workshop i mars månad 2015 samlades ett antal experter (Bilaga 2) för att besvara frågor gällande i vilken grad särskilda aktiviteter kan påverka ett vrak samt hur plats- och vrakspecifika indikatorer inverkar på hur skadliga dessa aktiviteter är. Workshopen utfördes enligt SHELF-metodiken (Oakley & O'Hagan, 2010). Resultatet av workshopen gav uppskattningar av sannolikheten för en öppning i ett vrak, vilket som helst, i den svenska vrakpopulationen till följd av ett antal aktiviteter och påverkande indikatorer gällande vraket och miljön. Vid användning av verktyget VRAKA anges sedan för det specifika vraket värden på indikatorerna som är giltiga för det vrak och den plats som avses, varvid en uppdaterad sannolikhet för öppning erhålls. Detta kombineras sedan med sannolikheten för att det finns miljöfarligt ämne kvar och en resulterande sannolikhet för utsläpp erhålls. Sannolikheterna kombineras enligt en logisk modell, så kallat felträd, som anpassats för VRAKA (Figur 3). De bedömningar som ska göras kan om så önskas anges i form av ett intervall snarare än ett punktvärde i syfte att beakta möjliga osäkerheter kring indatas absoluta värde. Detta medför att resultaten kan presenteras i form av sannolikhetsfördelningar snarare än punktvärden vilket innebär att den osäkerhet som olika indata bidrar med är möjlig att avläsa i resultatet.

I ett felträd identifieras en topphändelse, här, utsläpp av miljöfarligt ämne, vilket antas kunna uppstå till följd av ett antal underliggande händelser. I VRAKA antas dessa vara dels en öppning i vraket och, dels att miljöfarligt ämne finns kvar. Båda dessa underliggande händelser behöver ske för att ett utsläpp ska kunna vara möjligt. De kombineras därför av en så kallad OCH-grind. Dessa underliggande händelser definieras i sin tur av ytterligare händelser enligt felträdet i Figur 3. För ytterligare beskrivning av felträdet i VRAKA se (Landquist, et al., 2014).

I *Del 2* av VRAKA, *konsekvenser av ett utsläpp*, kombineras sannolikheten för utsläpp med effekter på miljön. Även denna del utförs i VRAKA, men är baserad på sedan tidigare tillgängliga verktyg, till skillnad från *Del 1* av VRAKA, sannolikheten för utsläpp, som till största delen är utvecklad under projektets gång.

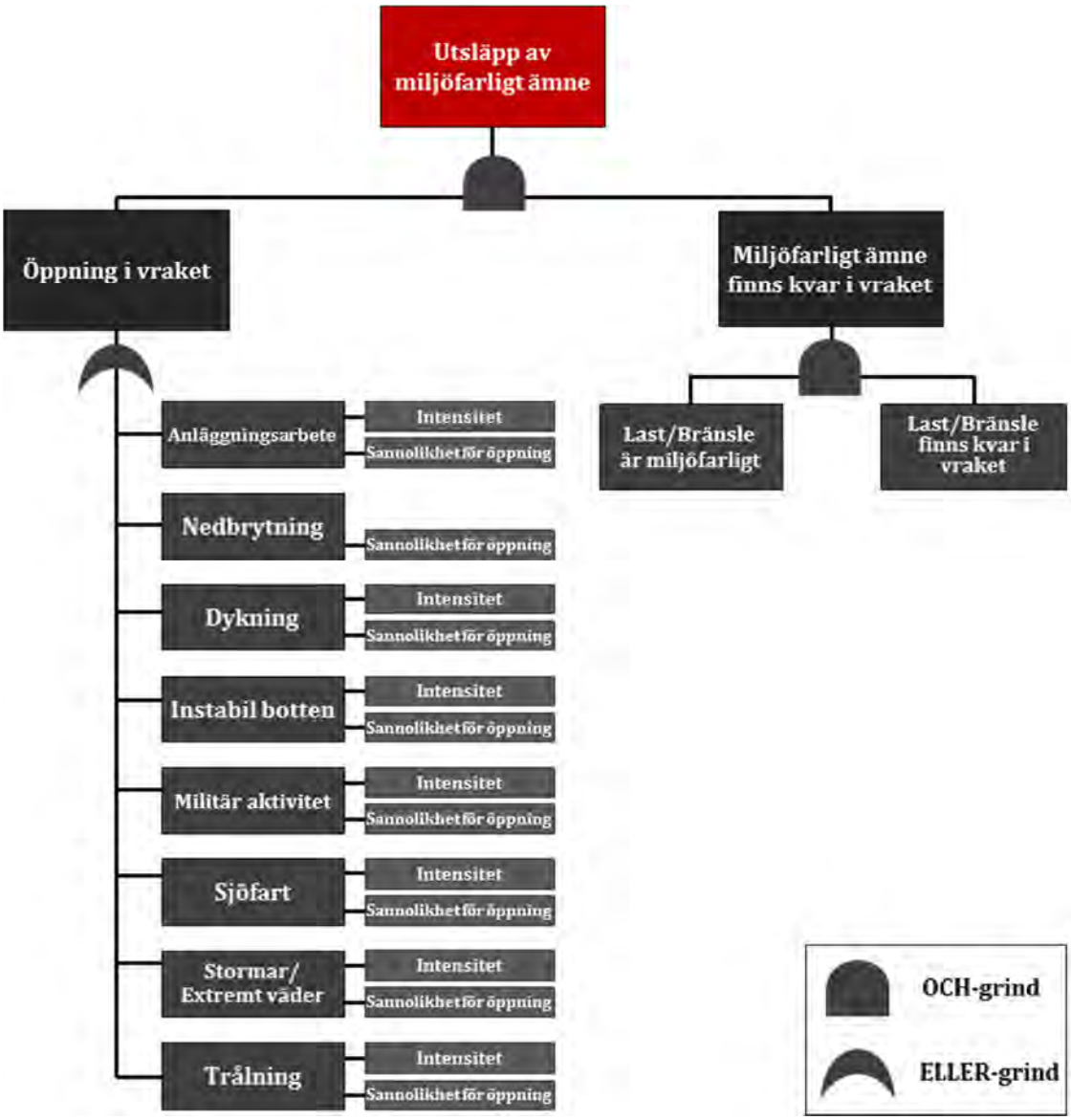
Konsekvensbedömningen kan genomföras på tre nivåer beroende på tillgängliga resurser:



Figur 2 Schematisk bild av VRAKA-verktyget.

Nivå 1
Sannolikheten för utsläpp multipliceras med den uppskattade mängden miljöfarligt ämne och resultatet jämförs med andra vrak. Den totala risken som erhålls beskrivs som den förväntade volymen av utsläpp av olja under det kommande året

Nivå 2
Konsekvensen bedöms enligt en enkel riskmatris där volym läckt olja kombineras med avstånd till strand och känslighet av recipienten där oljan hamnar. Två grå rutor innebär hög påverkan, två röda eller en av varje innebär medelpåverkan och i övriga fall bedöms konsekvensen vara låg. Volym erhålls från resultatet från VRAKA. Resultatet från riskmatrisen kan i kombination med sannolikheten för utsläpp ligga till grund för en jämförelse vrak emellan.



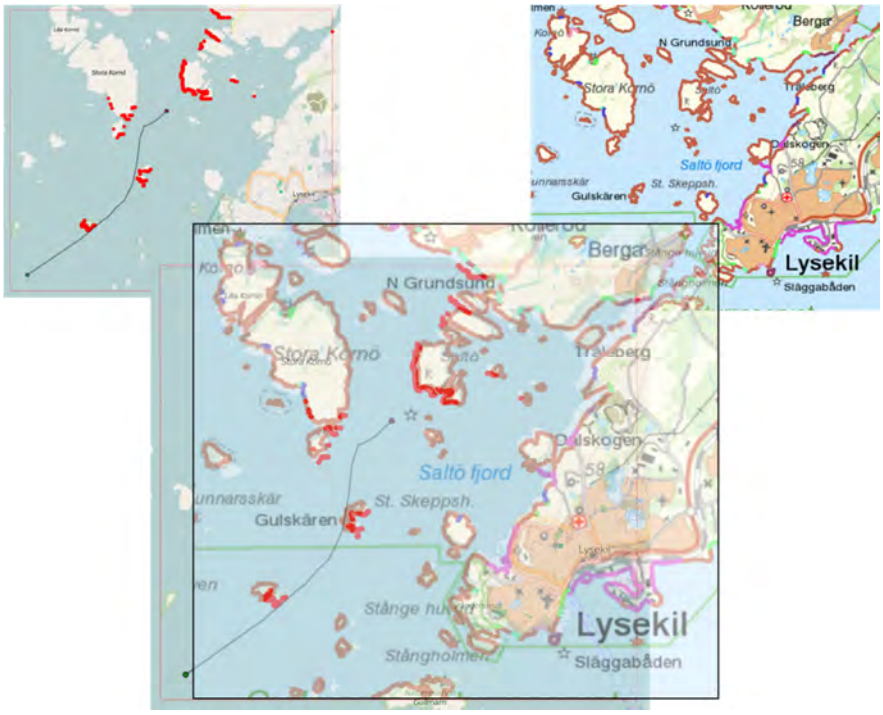
Figur 3 Felträd anpassat för VRAKA. Topphändelsen, ”Utsläpp av miljöfarligt ämne” definieras av de två underliggande händelserna ”Öppning i vraket” samt ”Miljöfarligt ämne kvar i vraket”. Den senare antas endast kunna uppstå om last eller bränsle är miljöfarligt samt att det finns kvar i vraket. ”Öppning i vraket” antas kunna uppstå till följd av de i felträdet redovisade händelserna, som i sin tur definieras av en specifik sannolikhet för öppning per aktivitet samt hur ofta dessa aktiviteter sker på den aktuella platsen.

Tabell 1 Konsekvensbedömningsmatris nivå 2.

	Låg påverkan	**Medel-påverkan**	**Hög påverkan**
Volym	<10 m³	10 – 500 m³	> 500 m³
Avstånd till strand	>10 nm	1 – 10 nm	< 1 nm
Känslighet	Närmaste strand är: Sandstränder, klippbranter, stenväggar eller anläggningar.	Närmaste strand är: Grus-, klapper, - block- eller stenstränder.	Närmaste strand är: Finsediment-stränder, vassbälten eller strandängar.

Nivå 3

På *nivå 3* används och kombineras en avancerad oljespridningsmodell med klassade kusttyper för att uppskatta konsekvenserna av ett oljeläckage. En modellering för spridning av olja görs med hjälp av det av SMHI framtagna verktyget Seatrack Web (Liungman & Mattson, 2011). Verktyget ger en indikation om var oljan kan hamna; på havsbotten, ytan eller vid stranden. Den svenska kusten är vidare i Saneringsmanual för olja på svenska stränder (Kulander, et al., 2010) indelad i ett antal strandtyper efter känslighet för sanering. Dessa strandtyper kan ses i Digital Miljöatlas (Länsstyrelsen, 2015) som förvaltas av Länsstyrelsen Västra Götaland men som är ett verktyg gemensamt för hela landet. Havsbotten och vattenytan är i projektet rankade enligt liknande tankesätt (se avsnitt *2.4 Möjlig vidareutveckling*). I *nivå 3* kombineras informationen om var oljan hamnar med den känslighet som anges för respektive mottagare (Figur 4).



Figur 4 Principskiss av hur data från Seatrack Web och Digital miljöatlas kan kombineras.

2.2 Verktyget

VRAKA är ett Excel-baserat verktyg som av simuleringstekniska skäl i nuläget är uppdelat på två filer (Figur 5). I *VRAKA Fil 1* och flik *1. Övergripande* ombeds bedömaren ange generell information om exempelvis vrakets namn och position. I flik *2. Indikatorer* fyller bedömaren i information om vrak- och plats-specifika indikatorer.

I *VRAKA Fil 2* ombeds bedömaren i flik *3.Volym* göra uppskattningar kring sannolik mängd miljöfarligt ämne i vraket och i flik *4.Intensitet* ombeds bedömaren uppskatta hur ofta de potentiellt skadliga aktiviteterna sker vid det specifika vraket. Avslutningsvis kan användaren om så önskas göra en konsekvens-bedömning på någon av de tre nivåerna som beskrivits ovan.

Figur 5
Flödesschema för verktyget VRAKA

2.3 Tolkning av resultat

VRAKA är ett verktyg för att bedöma risk, och resultaten kommer att vara just en bedömning baserad på ett antal förenklade antaganden om verkligheten. Resultaten kommer också att bero av kvantitet och kvalitet på de indata som utgör grunden för bedömningen.

De uppskattningar och den information som bedömaren anger i VRAKA kan vara i form av intervall snarare än punktvärden och resultatet kommer således att kunna avläsas som en osäkerhetsfördelning snarare än ett punktvärde. Det gör det möjligt att hantera de osäkerheter som kan föreligga vad gäller information som krävs i VRAKA och för en riskbedömning av vraket. Detta innebär också att en analys av resultatet kan göras där de indata som ger ett stort bidrag till den totala osäkerheten i slutresultatet kan identifieras. Detta innebär i sin tur att mer information kan inhämtas gällande den specifika indikatorn eller aktiviteten för att minska osäkerheten i resultatet.

Det är också möjligt att få reda på vilken aktivitet som anses bidra mest till den bedömda risken. Dylik information kan användas till att minska eller helt förbjuda aktiviteten i vrakets område och på så sätt minska risken. Den minskade risken kan uppskattas i VRAKA.

Val av nivå för konsekvensbedömning inverkar på omfattning och innehåll i det beslutsstöd som kan levereras av VRAKA. Det är viktigt att beakta vilken information de olika nivåerna av

konsekvensbedömning är baserad på. I *nivå 1* verkar t.ex. olja som grov proxy för både miljömässiga och socioekonomiska effekter medan uppskattning av effekter i *nivå 2* och *3* blir alltmer förfinad. Det är viktigt att vara medveten om de val som görs och hur dessa påverkar resultaten.

Resultat från VRAKA kan utgöra en del av informationen på vilket beslut för riskminskande åtgärder vad gäller fartygsvrak grundas. VRAKA bör inte ses som den enda källan till information utan en sammanvägd kunskap bör ligga till grund där exempelvis *in situ* inspektioner kan utgöra ytterligare viktigt underlag. VRAKA syftar till att ge underlag för jämförelse och prioritering, men därmed inte en exakt uppskattning av verkligheten.

2.4 Möjlig vidareutveckling

Verktyget VRAKA är nu operationellt men vidareutveckling kommer att fortgå. Nedan omnämns ett antal parametrar som bör beaktas både vid användning och vidareutveckling av VRAKA samt vid riskhantering för vrak i stort.

Det Seatrack Web som föreslås utgöra en del av konsekvensbedömning på *nivå 3* kan idag användas till att simulera oljeutsläpp i närtid. SMHI kommer dock inom en snar framtid att lansera en uppdaterad version där en sannolikhetskarta som beskriver var oljan kan tänkas hamna fördelat över en längre tidsperiod är möjlig att erhålla. Uppdateringen ska vara färdig innan utgången av 2015 och den sannolikhetskarta som då kan produceras bör bli en del av konsekvensbedömning *nivå 3* i VRAKA. En sammankoppling av Seatrack Web och Digital Miljöatlas skulle vidare kunna utgöra ett mycket effektivt verktyg för konsekvensbedömning av utsläpp av miljöfarlig substans från fartygsvrak. Då båda verktygen är GIS-kompatibla skulle man kunna tänka sig kartor över riskbedömda vrak där också närhet till andra bedömda vrak och den för dessa vrak gemensamma riskbild kan tas i beaktande.

Ett möjligt alternativ till Seatrack Web och Digital Miljöatlas är verktyget Spill Impact Application Package, SIMAP, som redan idag kan användas för att modellera oljespridning och uppskatta effekter på miljön. Verktyget har t.ex. använts i NOAAs (National Oceanic and Atmospheric Administration) Riskbedömning för vrak i amerikanska vatten (Symons, et al., 2013).

I Saneringsmanual för olja på svenska ständer (Kulander, et al., 2010) klassas kustområden i olika strandtyper. Denna klassning ligger till grund för indelningen av kusttyper i Digital Miljöatlas. Kusttyperna indelas enligt känslighet för olja och svårighet att utföra oljesaneringsoperationer, där fokus ligger på det sistnämnda. Effekter på socioekonomiska aspekter berörs inte alls. I VRAKA tas även miljöeffekter på organismer i vattenmassan och i sediment med i beräkningen. Dessa är inte klassade i Saneringsmanual för olja på svenska stränder. I VRAKA har känsligheten för dessa två potentiella recipienter av olja klassats enligt bedömningskriterierna för kusttyper i Saneringsmanual för olja på svenska stränder. Detta för att få en enhetlig känslighetsjämförelse mellan de olika potentiella recipienterna av olja. Förbättringspotential finns inom denna klassning, t.ex. att lägga mer fokus på ekologisk känslighet och att införa socioekonomiska konsekvenser i bedömningen.

Både socioekonomiska och miljömässiga konsekvenser bör till fullo tas hänsyn till för ett holistiskt resultat. Detta bör tas i beaktande dels vid användning av VRAKA och tolkning av resultat samt vid vidareutveckling av VRAKA.

Nuvarande version av VRAKA kan framförallt användas till att uppskatta sannolikheten för att ett enstaka större utsläpp ska inträffa. Anpassning av verktyget till att även innefatta och uppskatta sannolikheten för mindre läckage är önskvärt då ekotoxikologiska effekter av mindre men frekventa utsläpp av olja i havsmiljö är påvisade (se avsnitt *3.1 Effekter av låga koncentrationer av olja*).

VRAKA innefattar idag möjligheten att uppskatta sannolikhet för läckage av olja från fartygsvrak. Sannolikhet och konsekvens av förekomst av potentiellt explosiva och kemiska vapen behöver i en riskbedömning beaktas separat.

2.5 Exempel på tillämpning

Indata baserade på vraket efter det estniska fartyget S-345 redovisas i tabell 2-4 nedan. Ytterligare uppskattningar kring hur sannolikt det är att miljöfarligt ämne finns kvar i vraket har gjorts. S-345 är av ryskt ursprung och ligger idag väster om Tallin utanför Suurupi. Fartyget konstruerades 1956 och har diesel-elektrisk framdrivning. Det var ett krigsfartyg av ubåtstyp, förliste 1989 och är 75 meter långt och 6 meter brett.

Tabell 2 Indata gällande indikatorer.

Indikator	**Värde**
Medelkoncentration av syre i bottenvattnet [ml/l]	5
Medelsalthalt i bottenvattnet [PSU]	6,6
Medeltemperatur i bottenvattnet [C°]	4-12
Medelströmstyrka i bottenvattnet [m/s]	0,02
Medeltjocklek, skrov [mm]	Ingen information
Djup [m]	44
Tid sedan förlisning [år]	26
Vrakets position	Vraket står upprätt
Bottenkaraktär	Ackumulationsbotten (fin sand, lera)
Användning	Vraket seglade huvudsakligen under användning för vilket det var byggt.

Tabell 3 Indata gällande intensitet av aktiviteter.

Aktivitet	**Intensitet** Hur många gånger per år sker aktiviteten på ett sådant sätt att vraket fysiskt kan påverkas?
Anläggningsarbete	0-0,1
Dykning	0-0,1
Militär aktivitet	0-0,1
Sjöfart	0-0,05
Stormar/Extremt väder	0-0,07
Trålning	0-10
Instabil botten	0-0,02

Tabell 4 Indata gällande volym av miljöfarligt ämne.

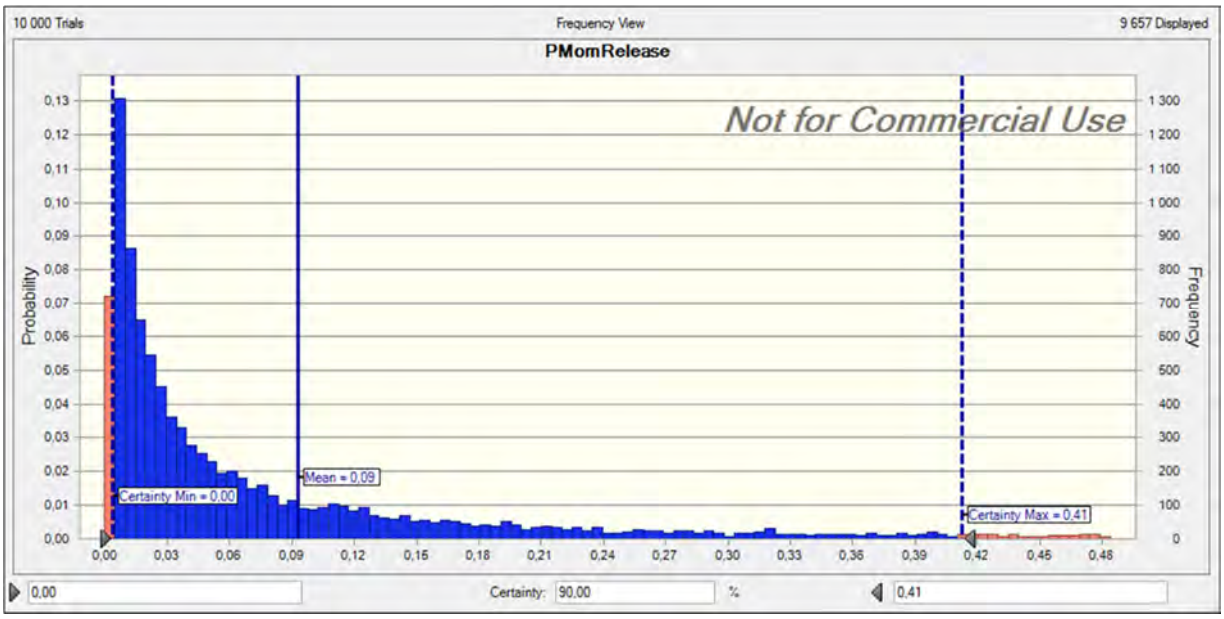
Volym miljöfarligt ämne	
Bränsle [m^3]	0-60
Last [m^3]	0-10

Resultaten redovisas i Tabell 5 samt Figur 6 ochFigur 7. Av dessa kan t.ex. utläsas att den förväntade årsvisa sannolikheten för utsläpp är 11 %. Detta ska dock tolkas i förhållande till Figur 6, hela sannolikhetsfördelningen som avslöjar en generell övervikt mot låga värden. Vidare kan av Figur 7 utläsas att trålning är den aktivitet som enskilt ger det högsta bidraget till den totala risken. Om trålning avlägsnas, intensiteten anges som noll för att simulera ett trålförbud, skulle den totala sannolikheten minska.

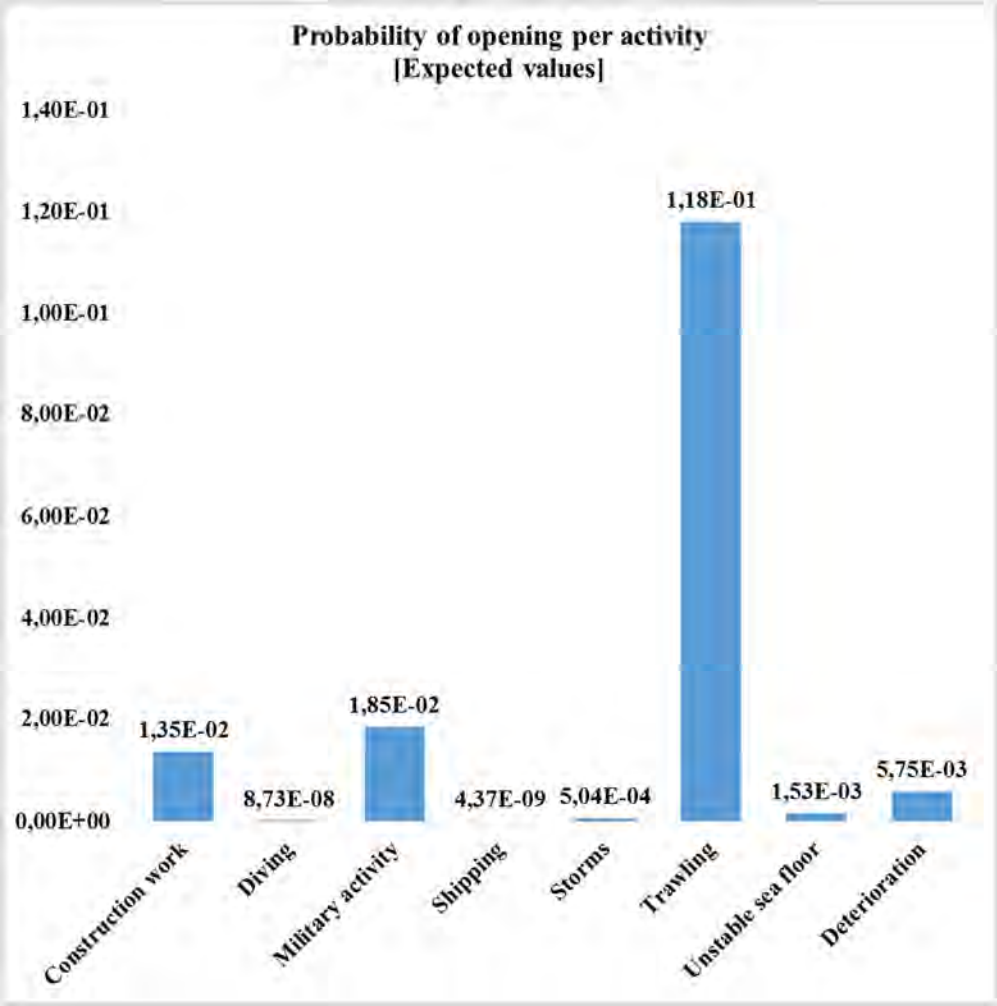
Enligt en konsekvensbedömning på *nivå 1* blir den totala risken 8. Detta är alltså sannolikheten för läckage multiplicerat med den förväntade mängden utsläpp. I statistisk terminologi är risken alltså den förväntade volymen av miljöfarligt ämne som släpps ut under det kommande året.

Tabell 5 Sammanfattning av resultat. Mest troliga värde för sannolikhet för läckage, sannolikhet för öppning i vraket samt total risk.

Resultat	
Sannolikhet för utsläpp [mest troligt värde]	0,11
Sannolikhet för öppning [mest troligt värde]	0,15
Total risk	8



Figur 6 Sannolikhetsfördelning för utsläpp av miljöfarligt ämne. "Certainty Min" respektive "Certainty Max" motsvarar 5:e och 95:e percentilen, d.v.s. mellan dessa värden hamnar 90 procent av utfallen. Under 5:e percentilen hamnar 5 % av utfallet och över 95:e percentilen hamnar också 5% av utfallet.



Figur 7 Det förväntade värdet på sannolikhet för öppning i vraket vrak fördelat per aktivitet.

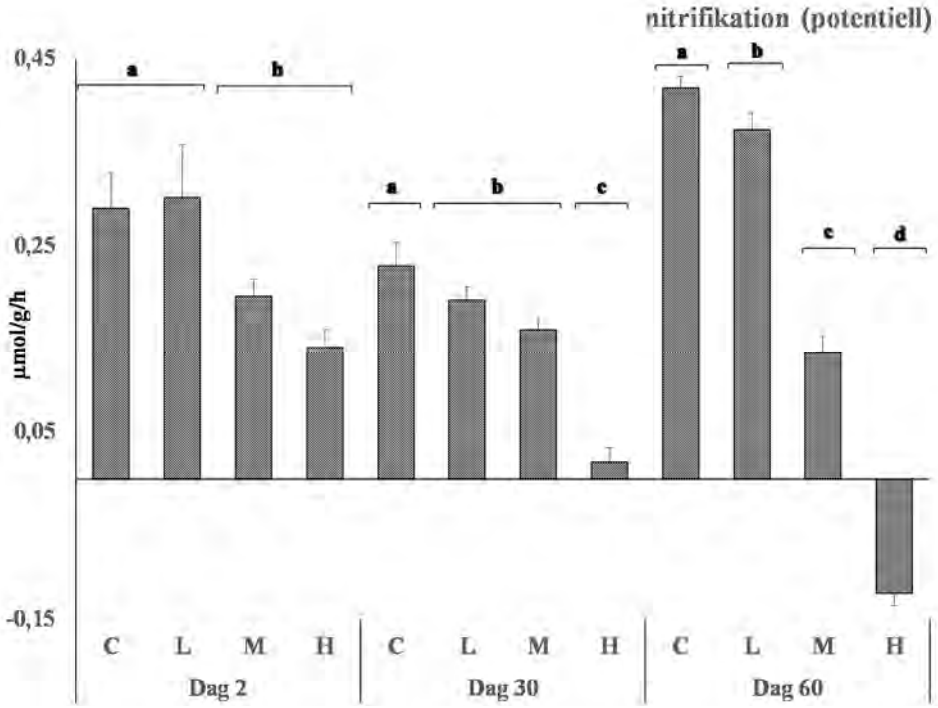
3 Ekotoxikologiska resultat

När man skall genomföra utförlig riskanalys av potentiellt miljöfarliga fartygsvrak är en viktig del att undersöka miljöeffekter av läckage från vraken, t.ex. olja. Dessa läckage kan ske genom enstaka stora händelser, eller genom små och kanske mer frekventa händelser. Effekter av stora, enstaka oljespill är väl dokumenterade i den vetenskapliga litteraturen. Däremot är kunskapsläget sämre avseende hur mindre, frekventa oljespill som resulterar i låga koncentrationer av olja i vatten och sediment påverkar marina ekosystem.

I och med inkluderandet av dumpningsområdet vid Måseskär inom projektet finns det även intresse att utvärdera ekotoxikologiska effekter från kemiska stridsmedel och dess nedbrytningsprodukter, framförallt olika typer av arsenikföreningar. Inom ramen för projektet har inga nya mätningar, vare sig geokemiska eller ekotoxikologiska, utförts men en översiktlig litteraturstudie inkluderas då det är av relevans för diskussionen om lämpligheten av bottentrålning i dumpningsområdet.

3.1 Effekter av låga koncentrationer av olja

I tidigare ekotoxikologiska undersökningar, inom bland annat *Miljörisker sjunkna vrak* projektets första fas, har det framkommit att även låga koncentrationen av olja i sediment har en negativ påverkan på marina organismer. I dessa fall undersöktes djurgruppen meiofauna och det mikrobiella samhället, två grupper av organismer som utgör basen i många marina ekosystem. Koncentrationer av polycykliska aromatiska kolväten (PAHer), den mest toxiska



Figur 8 Nedsatt förmåga till nitrifikation uppvisas då det mikrobiella samhället är utsatt för olika PAH koncentrationer,(C= kontroll, L = 130, M= 1 300 och H= 13 000 µg/kg sediment (torrvikt). Klamrar med bokstäver indikerar signifikanta skillnader.

komponenten i olja, ner till 130 µg/kg (torrvikt) sediment producerade signifikanta negativa effekter hos mikrober efter 30 dagar (*Figur 8*) (Lindgren, et al., 2012). Dessa halter motsvarar låga koncentrationer som återfinns i svenska kontinentalsockelsediment (Sanchez-Garcia et al., 2010). PAH koncentrationer över 1300 µg/kg producerade även signifikant negativa effekter hos meiofaunasamhällen efter 30 dagar, med en förändrad samhällssammansättning som följd (Lindgren, et al., 2012). Dessa koncentrationer motsvarar svenska medium och högt påverkade områden (Sanchez-Garcia, et al., 2010). De påvisade effekterna på mikrobiella och meiofauna-samhällen kan medföra en lägre förmåga till primärproduktion, mindre nedbrytning av organiskt material, lägre recirkulation av icke-organiska näringsämnen, lägre bioturbation och en förändrad tillgänglighet av bytesdjur för t.ex. juvenil fisk.

3.1.1 Biotillgänglighet

Utöver de identifierade negativa effekterna av låga koncentrationer av olja, så har det påvisats att biotillgänglighet är en viktig faktor att inkludera i undersökningar vid studier av områden som är påverkade av små, men frekventa oljespill. Biotillgänglighet är den proportion av den totala mängden av en toxisk substans som kan upptas, och då verka toxiskt, av en organism. Denna proportion kan förändras beroende på karaktären av sediment som substansen återfinns i. Faktorer som organisk halt och storlek på sedimentpartiklar påverkar biotillgängligheten. En studie utfördes där olja tillsattes till tre olika sedimenttyper, så att PAH-koncentrationen var 1300 µg/kg i de tre sedimenten. Resultaten visade att biotillgänglighet för PAHer skiljde sig åt mellan sedimenten, vilket också återspeglades i signifikanta skillnader i de toxikologiska effekterna på de mikrobiella samhällena (Lindgren, et al., 2014).

3.1.2 Alkylerade PAHer

Utöver divergerande effekter på grund av skillnader i biotillgänglighet, påvisade studien att den standardanalys av totalt 16 PAH:er, som idag används i de flesta miljöövervakingssammanhang kan behöva kompletteras med analys av så kallade alkylerade PAHer. I jämförelse med de 16 icke-alkylerade PAHerna skiljer sig de alkylerade PAH:erna genom att de har en alkyl-, metyl- eller propylgrupp bifogad till sin ringstruktur. Alkylerade PAHer kan utgöra upp till 93 % av den totala PAH halten i t.ex. råolja, oljesand eller diesel (Colavecchia, et al., 2004; Hawthorne, et al., 2006) och det är viktigt att inkludera dem vid mätningar av total PAH koncentration vid undersökningar av oljeförorenade sediment (Lindgren, et al., 2014) Inkluderas inte alkylerade PAHer i analyserna kan den totala PAH koncentrationen i sediment att underskattas.

3.1.3 Toleransutveckling

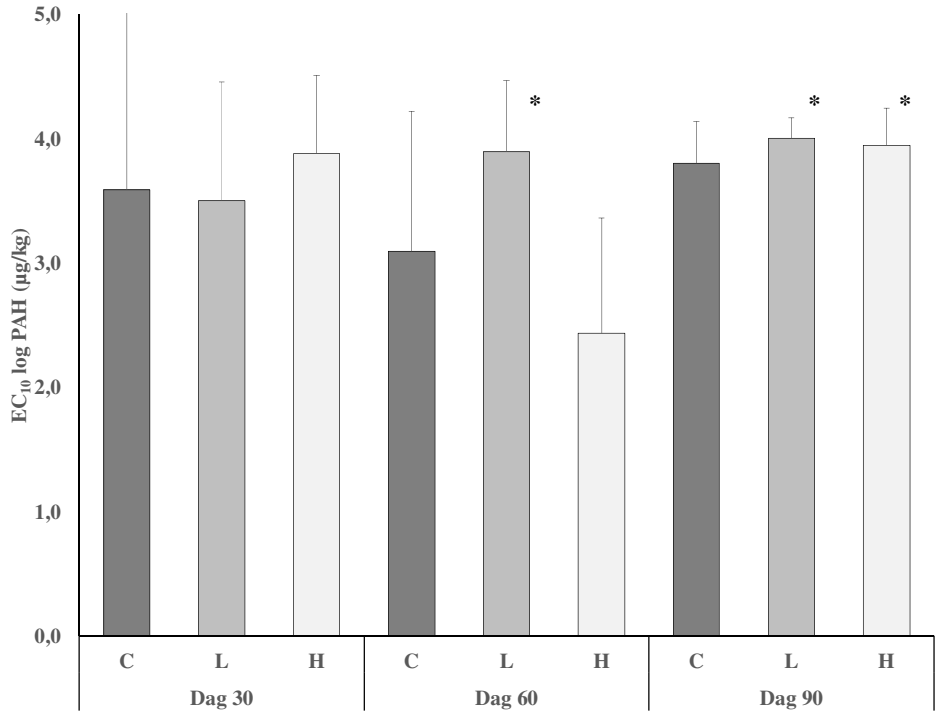
En ytterligare faktor att inkludera i undersökningar av områden som har varit utsatta för oljespill under en längre period är möjligheten för toleransutveckling. Detta har undersökts i två studier inom ramen av *Miljörisker sjunkna vrak* projektet; en labstudie och en fältstudie i en känd gradient av PAH:er ,vid oljeraffinaderiet i Brofjorden.

Om ett samhälle av organismer är utsatt för låga koncentrationer av en toxisk substans under lång tid finns det möjlighet att samhället förändras, då organismer som har förmåga att anpassa sig och tolerera denna stress blir bättre på att konkurrera, samtidigt som organismer som inte klarar denna stress och förändrade konkurrens kommer att bli utslagna. Detta leder till en förändrad samhällsammansättning och förlorad diversitet, på bekostnad av samhällets fitness. Toleransutveckling kan även leda till att man kan bli vilseledd vid ekotoxikologiska undersökningar av områden som är utsatta för låga koncentrationer av en substans. Detta på

grund av att organismsamhället verkar icke-påverkat då ekosystemtjänster är upprätthållna. Men viktig diversitet, både taxonomisk och genetisk har blivit förlorad (Grant, 2002). Det är då viktigt att inkludera test för potentiellt utvecklad tolerans i listan av undersökningar som skall utföras i ett område som är utsatt för t.ex. små men frekventa oljespill.

Toleransutveckling undersöktes hos en typ av bakterier som utför den essentiella ekosystemtjänsten nitrifikation. Nitrifikation är en process som ingår i kvävecykeln, en extremt viktig näringscykel i det biologiska kretsloppet. Kväve som är inkorporerat i dött organiskt material bryts ner till ammonium eller så utsöndras kvävet direkt som ammonium. Vid nitrifikationsprocesser oxideras ammonium sedan till nitrit och nitrat under syrerika förhållanden av en grupp av bakterier. Denna process är energigivande för dessa bakterier och kan därför benämnas som en typ av primärproduktion (Zheng, et al., 2013).

Tolerans hos ammoniumoxiderande bakterier för PAHer påvisades i den första av två studier rörande toleransutveckling, som utfördes inom projektet. Bakteriesamhällen som var utsatta för en 0.3-1.6 ggr ökning av PAH-koncentrationen jämfört med kontrollsediment uppvisade efter 60-90 dagar en tolerans mot nya tillsatser av PAHer (Figur 9). Denna toleransutveckling medförde att samhällen som utförde den essentiella ekosystemtjänsten nitrifikation klarade av ny tillsats av PAHer men uppvisade en lägre förmåga till nitrifikation i ett tillstånd av ingen ny tillsats av PAHer, en indikation på en kostnad i fitness (Lindgren, et al., 2015a).



Figur 9 Tillsatta PAH-koncentrationer (logaritmisk skala) som behövs för att inhibera nitrifikation med 10 procent visas för C=kontroll, L= låg och H= hög behandling. Stjärna indikerar signifikant skillnad mot kontroll, vilket indikerar tolerans för PAHer.

3.1.4 Gradientstudie Brofjorden

I den andra av de två studierna rörande toleransutveckling så utnyttjades flertalet av de tester som utvecklats inom projektet. En fältstudie genomfördes i ett område som under lång tid har varit utsatt för oljespill; Brofjorden vid den svenska västkusten, där Skandinaviens största oljeraffinaderi ligger och där det årligen anlöper över 1500 fartyg i storleken >50 000 gross ton.

Sedimentprover samlades in vid fem stationer nära raffinaderiet, i en transekt bort från raffinaderiet, samt vid tre kontrollstationer. Sedimentproverna analyserades för total PAH koncentration (alkylerade och icke-alkylerade PAHer), biotillgängliga PAHer och bakteriers möjliga toleransutveckling. De kemiska analyserna visade att fyra stationer hade förhöjda PAH-koncentrationer jämfört med kontrollstationerna. Andelen alkylerade PAHer varierande mellan 12 och 39 procent, vilket innebär att om analysen hade exkluderat denna typ av PAHer så hade den totala PAH-koncentrationen blivit underskattad, i fem utav fallen med ca 30 procent (Lindgren, et al., 2015b).

Fem stationer hade signifikant högre koncentrationer av biotillgängliga PAHer, jämfört med kontrollstationerna. Stationen med de högsta PAH-koncentrationerna innehåller mycket höga nivåer enligt Naturvårdsverkets klassning (Cato, 2006). På denna station var även mängden biotillgängliga PAHer högst och här var ammoniumoxiderande bakterier toleranta mot PAHer. Denna förlust av diversitet medförde att samhället i sitt grundtillstånd, utan ny tillsats av PAHer, uppvisade en 37 procent lägre till nitrifikation (Lindgren, et al., 2015b).

De metoder som användes i fältstudien kan i framtiden användas för att genomföra en grundlig utredning av de miljöeffekter som uppkommer från ett fartygsvrak som frekvent läcker olja. Detta förutsätter att provtagning av sediment kan ske där oljan ifrån vraket sedimenterar, ett hinder som kan avhjälpas med utsatt strömmätningsutrustning, acoustic doppler current profilers (ADCPs), vid vraket.

I många områden kan det finnas flera källor som bidrar till PAH-kontamination i miljön. I de fall där en kemisk analys av en specifik sammansättning av olja kan identifieras från ett vrak finns teoretiskt möjligheten att särskilja toleransutveckling till följd av ett enskilt vraks påverkan. Ur ett miljöperspektiv kan det dock betraktas vara mer intressant att se till den totala påverkan på miljön för att bedöma miljöstatus i ett område.

3.2 Litteraturöversikt av effekter av kemiska stridsmedel

Det finns en hel del forskning om potentiella effekter på fisk och skaldjur från kemiska stridsmedel och dess nedbrytningsprodukter i olika dumpningsområden (exempelvis (Sanderson, et al., 2008; Sanderson, et al., 2009; Baršienė, et al., 2013; Baršienė, et al., 2014; Della Torre, et al., 2010; Della Torre, et al., 2013). Det finns även rapporter om effekter på mikroorganismer (Polyak, et al., 2008),som delvis utgör basen i den marina näringsväven, samt modellering av potentiell bioackumulation av kemiska stridsmedel och nedbrytningsprodukter (Niiranen, et al., 2008). Enligt en gedigen litteratursammanställning (Tørnes, et al., 2015), har ackumulation av arsenik i muskelvävnad hos fisk rapporterats från Italien av Alcaro et al (2012), men motsvarande observationer har ej gjorts i Östersjöns dumpningsområde, trots att där utförts flera studier (Bełdowski, et al., 2015). Däremot rapporteras mycket omfattande genotoxiska och cytotoxiska effekter i södra Östersjön; påverkan är där så omfattande att det

inte gick att identifiera någon icke kontaminerad referensstation (Baršienė, et al., 2014). Det går inte med säkerhet att tillskriva denna allmänna föroreningssituation till *enbart* dumpningsområdet, men klart är att dumpningsområdet är en signifikant källa till arsenik (Bełdowski, et al., 2015b). Specieringen av arsenik är komplicerad och ytterligare studier krävs för att bättre förstå risker för miljö och människor.

Ett fåtal studier har påbörjat arbetet med att inkludera risk för effekter på mänsklig hälsa, trots man inte identifierat några mätbara spår av kemiska stridsmedel i fisk i området (Sanderson, et al., 2008; Sanderson, et al., 2009). Dessa studier är fokuserade på Bornholmsdjupet, och inkluderar även spridning av arsenikföreningar från området. Tørnes et al (2015) lyfter slutsatsen från Sanderson et al (2009) att risken att konsumera fisk från området är låg. Sanderson et al (2009) har dock med en brasklapp om att det inte går att utesluta negativ påverkan även på mänsklig hälsa och i ett worst case scenario, där utveckling av cancer använts som endpoint, är det maximala rekommenderade intaget av fisk 0-1 gånger per månad ifrån primära respektive sekundära dumpningsområden i Bornholmsområdet. Den hypotetiska rekommendationen är enbart baserad på detektionen av organoarsenikföreningar, även om arsenik förekommer i många olika former med varierande toxicitet.

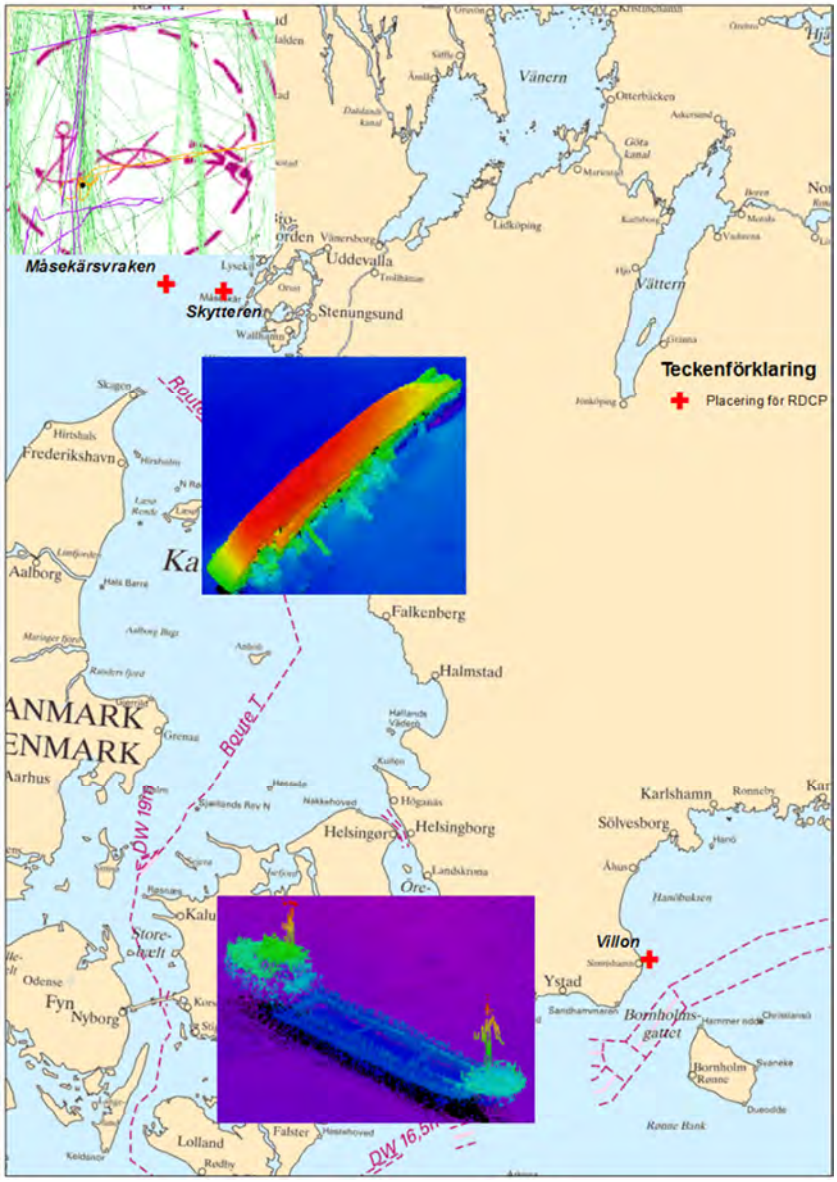
Till skillnad från Måseksärsområdet är trålning förbjuden vid Bornholmsdjupet, samt att där under lång tid varit syrefria bottnar vilket gör att där knappast finns några bottenlevande högre organismer, möjligen med undantag av torsk som påvisats kunna vistas och söka föda även i områden med mycket låg syrehalt. Dumpningen av kemiska stridsmedel vid Bornholm är oomstridd och mer omfattande än väster om Måseskär, och Sanderson et al (2009) finner inte stöd för att häva trålningsförbudet i området även om bottnarna syresätts, men detta kan också bero av att det då skulle kunna föreligga en ökad risk för att fiskare skadas av upptrålade kemiska stridsmedel.

4 Miljöövervakning och provtagningsmetodik

En viktig del i hanteringen av miljöfarliga vrak är provtagningsmetodik och miljöövervakning i vrakens närområde. Arbetet med att ta fram riktlinjer för hur detta görs på bästa sätt påbörjades under 2014, och har under 2015 förfinats ytterligare.

4.1 Mätning av ström, turbiditet, salthalt och syre

Inom projektet *Miljörisker sjunkna vrak* har två uppsättningar av strömmätningsinstrument utrustade med sensorer för mätning av turbiditet, syre, konduktivitet och tryck i bottenvattnet, använts för att utföra längre kontinuerliga mätningar vid Villon, Skytteren och dumpningsområdet väster om Måseskär (Figur 10).

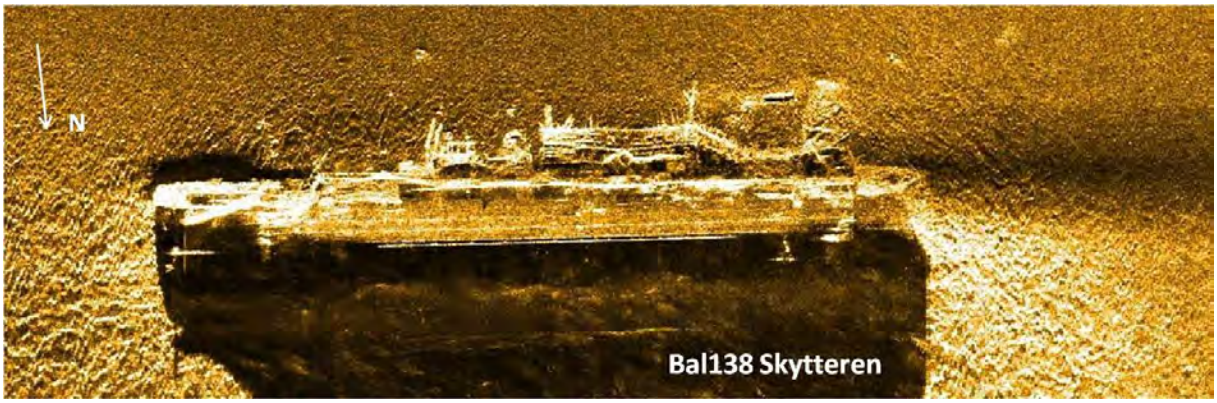


Figur 10 Positioner för RDCP-mätningar inom projektet 2014-2015

Dessa mätserier har gett värdefull information om rådande hydrografisk förhållanden runt vraken samt om direkt påverkan från mänsklig aktivitet som i huvudsak kommer från trålning. Sammanlagt genomfördes insamling av data under åtta månader vid Villon, sex månader vid Skytteren (Figur 11) och en månad vid dumpningsområdet väster om Måseskär. Anledningen till att det blev en så kort period vid Måseskärsvraken, beror på att instrumentet där trålades upp redan efter ca 1 månad. En sammanfattning av data är presenterad i Tabell 6.

Tabell 6 Sammanställning över mätdata från Villon, Skytteren respektive dumpningsområdet väster om Måseskär. Strömhastighet och strömriktning angett i meter över botten. Temperatur, syre och turbiditet uppmätt i bottenvattnet.

	Villon	**Skytteren**	**Måseskär**
Djup	34	71	231
Mätperiod	Juni 2014-Maj 2015	Maj-Oktober, 2014	Mars-April 2015
Strömhastighet	(5, 25 m): 10,16 cm/s	(5, 25, 50 m): 15, 22, 22 cm/s	(5, 25, 50 m): 12, 10, 15 cm/s
Strömriktning	(5, 25m):S, S utom under 2 veckor i augusti 2014 då den var N	(5, 25, 50 m): N, N, N	(5, 25, 50 m): NW, NW, SW
Temperatur	3.2-18.0°C	7.0-17.6°C	6.0-7.1°C
Salinitet	6.9-14.0 PSU	31.8-34.2 PSU	33.8-34.3 PSU
O_2	66-109%	66-108%	90-105%
Turbiditet	Resuspension relaterad till vågor under 10 tillfällen.	Mycket hög under juni-juli respektive sept-okt; upp till 40mg/L, relaterat till trålning	Resuspension från trålning, ca 50 passager per månad
Övriga kommentarer	”Skuggning” av vraket under 2 veckor. Stort vatteninflöde till Östersjön passerade instrumentet		

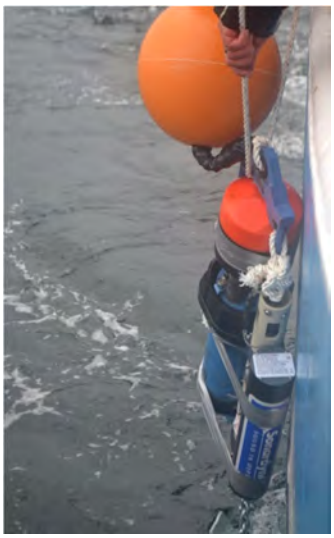


Figur 11 Högupplöst sidescandata över Skytteren strax väster om Måseskär.

4.1.1 Instrumentering

Det finns flera olika typer av ADCP:er på marknaden. Mätinstrumenten som använts i projektet var RDCP-600 (Recording Doppler Current Profiler) från Aanderaa/Xylem i Norge. En styrka med RDCP-600 är att den erbjuder en multisensor-plattform som både kan mäta ström och andra parametrar. Denna typ av instrument används både, som i detta fall för att lagra data internt på ett SD kort eller för att sända information i realtid t.ex. i hamnar[1] eller vid miljöobservatorier[2].

I projektet placerades instrumenten ca 1 m över botten med hjälp en ankarring och flytkulor som håller instrumentet upprätt i vattnet (Figur 12). Fastsatt på enheten fanns också en akustisk sändare/mottagare som gör att man kan positionera enheten på botten och genom ett kommando får den att släppa vikten och stiga till ytan där man kan plocka upp den. Vikten tas sedan upp med hjälp av en tunn lina som löper ut när instrumentet stiger upp.



Figur 12 RDCP instrument (röd-orange och blått) med akustisk undervattenspositionerings och lös-släppningsenhet (grå cylinder) och rep behållare (svart). Flytkulor (orange) är fastsatta ovanför och ett 26 kg båtankare är "schacklat" undertill.

Under mätperioden mättes var 30 minut med hjälp av en akustisk sensor horisontella och vertikala strömprofiler från botten och varje meter uppåt till 60 m över botten, utom vid Villon där det var grundare. Akustiska reflektioner mot partiklar i vattenpelaren ger också, liksom ett ekolod på en båt, relativ information om partiklar i vattnet. På själva instrumentet satt sensorer för att mäta temperatur, salthalt, syre (O_2), tryck/djup och turbiditet/partiklar.

Mätseriernas längsta möjliga längd begränsas av kapaciteten i det interna batteriet. Så som instrumentet var programmerat i *Miljörisker sjunkna vrak*-projektet erhölls ca 4 månader långa mätserier.

Alla sensorer är serietillverkade och väl beprövade i tusentals utsättningar och har hög upplösning, riktighet och stabilitet och behöver normalt inte kalibreras mer än vart 5:e år. Biologisk påväxt kan påverka mätningarna och kan vara ett problem på under vår och sommar på grundare vatten så långt solljuset förmår att tränga ner. Efter rengöring av en sensor försvinner denna påverkan.

4.1.2 Förslag till riktlinjer vid utsättning av utrustning

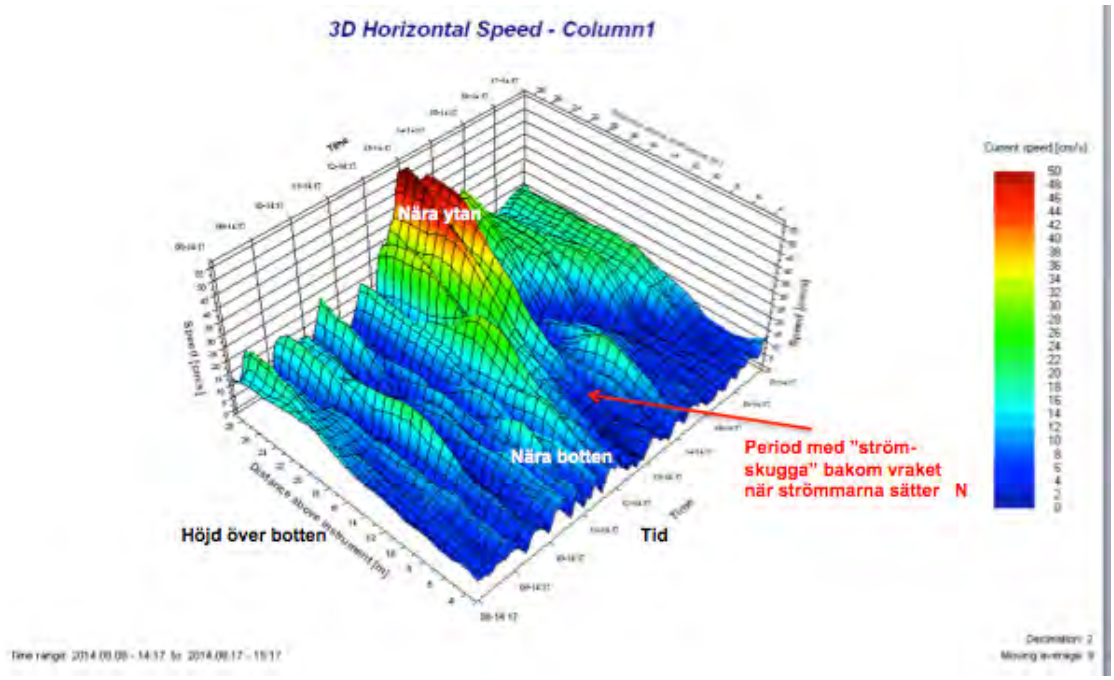
Utifrån resultaten av mätserierna vid de tre platserna kan vissa slutsatser dras om vad man bör tänka på vid utsättning av strömmätningsutrustning och sensorer vid vrak. Jämför man de tre platserna är det naturligt nog högre salthalt på de bägge platserna på Västkusten (Tabell 6).

Vid Villon råder östersjöförhållanden med låg salthalt. Där är det också grundare (34 m) än på de andra två ställena vilket märks på att det är mer påverkan av vad som sker vid ytan. Variationen i strömdata visar t.ex. på att vågrörelser vid flera tillfällen under vintern når ned till botten och skapar resuspension av bottensedimenten. Under slutet av sommaren blev det påväxt

[1] http://on-line.msi.ttu.ee/soru/?eng,
[2] https://www.youtube.com/watch?v=0M9Z8BWzrkA

på ett par av sensorerna vilket indikerar att ljuset når till botten och skapar förutsättningar för kraftigare påväxt på vraket. I december 2014 skedde det tredje största inflödet av nytt vatten till Östersjön sedan 1880 när mätningar började Mohrholz et al (2015). Detta inflöde mättes med instrumentet vid Villon den 29 januari och syns tydligt i salt-, temperatur- och syredata.

Strategin vid utsättning av instrumenten i detta projekt har varit att mäta i ”fritt vatten” där strömmarna inte påverkas av själva vraket. Detta har varit fallet vid alla mätningarna utom vid Villon då strömmarna under en två veckors period i augusti 2014 satte norrut från vraket mot mätaren. Då ser man en ”strömskuggning” från vraket (Figur 13). Vill man ha ett system som kan detektera t.ex. ett oljeläckage från ett vrak borde en lämplig strategi vara att placera instrument så nära som möjligt nedströms ett vrak. Dels ser man att strömdata är påverkade av vraket dels borde det pga. vattenomblandning vara större chans att detektera olja genom mätning med optiska sensorer på ett par nivåer över botten.



Figur 13 Strömhastighetsfigur under en två veckors period i augusti när strömmen tillfälligt satte norrut. Färgskalan (0-50 cm/s) anger strömhastigheterna.

4.1.3 Kemisk analys

För miljöundersökningar av läckande kemikalier från vrak, *e.g.* olja, som kontaminerat omgivande bottnen utförs vanligen provtagning av bottensediment med någon form av bottenhuggare eller så kallad multiple corer. Med utgångspunkt från analys av förhärskande strömriktning bör provtagning utföras både ”uppströms” och ”nedströms” för att få en bild av bakgrundsvärden och den åverkan som har orsakats av vraket.

För pågående läckage är det önskvärt med en förmåga att kunna utföra riktad provtagning vid ROV- och dykinspektioner. Under projekttiden testades enklare modifieringar av KBVs sats för provtagning av oljespill från havsytan med exempelvis teflonduk, för att passa dykare som inspekterar potentiellt läckande vrak. Vidare, ser vi det som önskvärt att provtagningsutrustning som kan bäras av Kustbevakningens/ Sjöfartsverkets ROV-system anskaffas. Detta för att kunna utföra riktad provtagning på och kring vrak eller andra typer av dumpade objekt. I och

med intresset för vrak med dumpad kemisk ammunition bör även rutiner för sanering av ROV och annan utrustning ses över.

Den kemiska analysen utförs normalt i fasta laboratorier men vid behov kan även kemisk analys utföras under pågående provtagningskampanj ombord i provisoriska laboratorier för att effektivisera användandet av dyr fartygstid.

Vid oljeläckage kan oljans sammansättning användas för att knyta utsläpp till isolerad olja från specifikt vrak eller annan alternativ utsläppskälla. Vid provtagning kring dumpad kemisk ammunition så kan objektens kemiska sammansättning ge ursprunglig tillverkande land (runt Sveriges kust består denna dock till största del av tysk andravärldskrigs ammunition).

4.1.4 Förslag till framtida övervakningssystem

Projektet *Miljörisker sjunkna vrak* har gett möjligheten att med väl beprövad standardteknologi göra bakgrundsmätningar på tre platser inom projektet. Dessa mätningar ger en första inblick i variabiliteten i de hydrografiska förhållandena och påverkan av direkt mänsklig aktivitet såsom trålning, på de tre platserna. Om det funnits mer tid inom projektet hade det varit önskvärt med minst 1 års mätning på varje plats eftersom cirkulation och hydrografi nästan alltid varierar med säsongerna på våra breddgrader.

Idag är det känt för de flesta att man behöver långa kontinuerliga mätserier från sensorer av hög kvalitet, för att skapa pålitliga meteorologiska modeller och prognoser; exempelvis har SMHI har hundratals direktuppkopplade mätstationer. Detsamma gäller om man vill skapa pålitliga modeller för cirkulations-, spridning- och nedbrytning av förorening från t.ex. vrak.

Standardiserad, serieproducerad mätteknologi finns idag för att skapa kompakta och relativt ekonomiska lösningar för övervakning av potentiellt läckande vrak. Ett förslag på ett sådant system skulle kunna vara uppbyggt enligt följande (Figur 14). Systemet är en kompakt botten-landarplattform med inbyggd akustisk sändare/ mottagare för undervattenspositionering, nedladdning av data från ytan och lössläppning från botten för service och batteribyte vartannat år. En profilerande strömsensor ger strömhastigheter och -riktning upp till 50 m över botten, samt mått på omblandning och relativ mängd av partiklar. Sensorer för temperatur, salthalt, syre, djup, vågor och turbiditet sitter på själva landaren. Vidare utrustning kan vara optiska oljesensorer som mäter på tre nivåer i vatten-pelare förslagsvis 5, 10 och 20 m ovanför botten. Det går också att använda en alarmboj (ca 20 cm i diameter) som släpps upp och sänder data om ett läckage skulle detekteras. Förslagsvis skulle två sådana enheter placeras runt vraket ca 20 m från vraket; en i den riktning som i huvudsak är uppströms och den andra nedströms.

Figur 14
Exempel på kompakt landare för bottenmätning.

5 Fallstudier

I den ursprungliga planen ingick att slutföra korrosionsanalys av prover tagna från vraket Villon, ett av fallstudieobjekten under projektets första fas. Då det framkom att de prover som tagits saknade referensdata för ursprunglig tjocklek omprioriterade projektgruppen att fullfölja detta spår, då utvärdering av korrosionsanalyserna från *Thetis* under *fas 1* bedömdes duga som underlag för framtida undersökningsförfarande.

Istället koncentrerades resurserna till att inkludera undersökningar av de så kallade Måseskärsvraken; vrak som dumpades väster om Måseskär efter slutet av andra världskriget. Många av de dumpade vraken var lastade med överblivet krigsmateriel och sannolikt tömda på bunkerolja. Riskbedömningen i övrigt avseende exempelvis korrosion kan dock antas vara jämförbar med icke avsiktligt dumpade vrak.

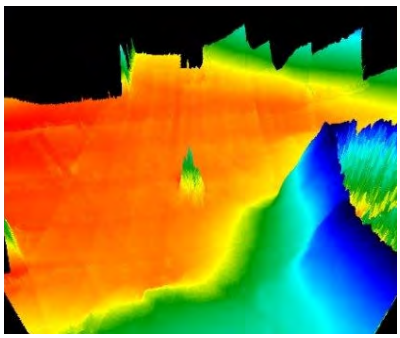
Skälet till projektgruppens omprioritering var delvis att HELCOM (2013) explicit föreslog ytterligare undersökning av dumpningsområdet utanför Måseskär. Ett annat incitament för detta upplägg var att demonstrera förslaget med ökad resurseffektivitet genom samordning av fältoperationer; Sjöfartsverkets ordinarie sjömätningsverksamhet inkluderade under 2015 ett ca 3000 km^2 stort område på västkusten. Genom att planera in undersökningar av dumpningsområdet vid Måseskär i anslutning till ordinarie verksamhet kunde de totala kostnaderna hållas nere. Ytterligare förstärkning av undersökningarna av Måseskärsvraken erhölls genom marinen och HMS Kullen, som bistod Sjöfartsverkets R/V Baltica i ROV-undersökning av en del av Måseskärsvraken.

Analogt genomförde Kustbevakningens dykare inspektion av Harburg i samband med planerad dykövning. Denna inspektion blev även den första att följa den SOP som togs fram under projektets första fas.

5.1 Fallstudie Harburg

Lastmotorfartyg byggt 1919 vid Werft Nobiskrug GmbH, Rendsburg, Tyskland

Längd	53,5 m
Bredd	9,4 m
Storlek	651 BRT
Maskin	Dieselmaskin 960 hk



Figur 15 Multibeam data vid Harburg.

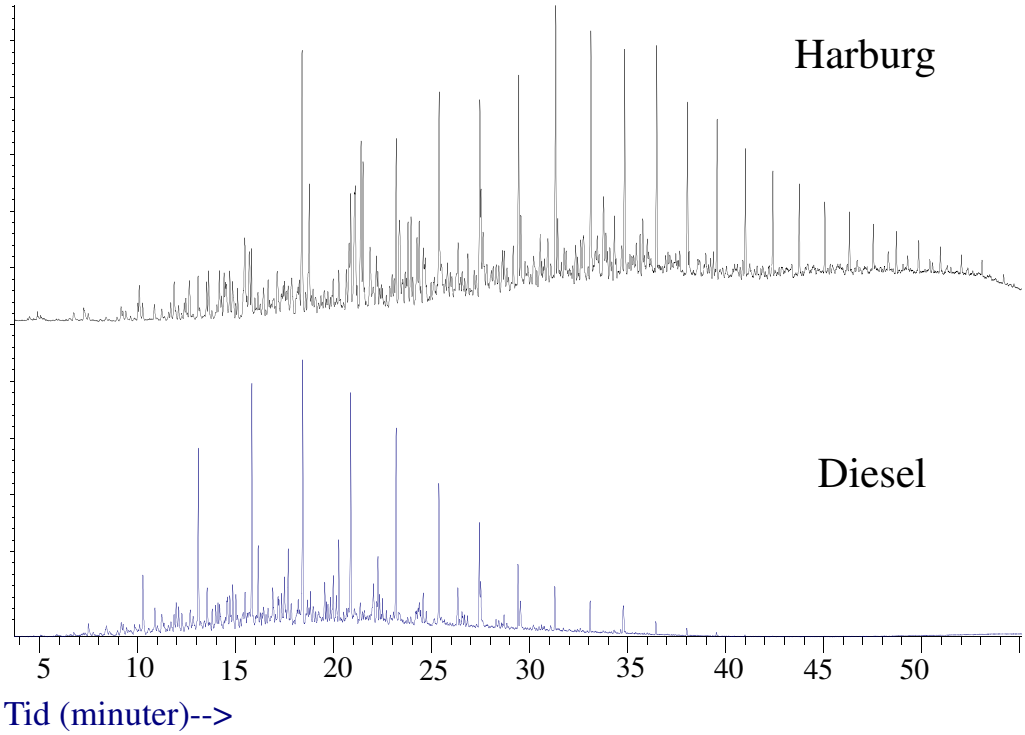
Lastfartyget Harburg kolliderade 16 februari 1957 med tankfartyget Tinny. Förloppet var snabbt, 7-8 sekunder och 10 man, varav en lots, omkom. Tinny på 16450 ton dwt, lastad med bensin, var på väg in mot Stockholm och träffade Harburg midskepps, rev sönder plåtarna och tryckte troligen till ångpannan som exploderade och slet sönder fartyget inifrån. Omedelbart efter sammanstötningen pressades Harburg ner under Tinnys köl och genom sin tyngd "skrapade" Tinny bort delar av överbyggnaden.

Harburg vilar på ca 30-37 m djup ca 180 m från land. Fartyget är brutet strax framför lastrum 1 med den främre delen liggande platt på botten och den aktre delen i vinkel upp från botten (Figur 15). Propellern ”hänger i luften”. Vraket ligger mitt i färjeleden ut från Stockholm och är trots detta ett populärt dykobjekt för fritidsdykare. Harburg har tidigare läckt olja och Kustbevakningen får från området ofta larm om observerat oljespill vilket kan komma från vraket. Alternativa källor till utsläppen kan vara den nedlagda oljedepån på Stora Höggarn eller från den omfattande färjetrafiken. Fritidsdykare som kommit i kontakt med bottensediment i området vittnar om att det är kraftigt förorenat av oljeprodukter.

Kustbevakningen vill få rätsida på denna problematik och initierade dykinspektioner på vraket. Som stöd användes de SOP:er (Standard Operating Procedures) som togs fram under 2014 inom *Miljörisker sjunkna vrak* projektet (Sjöfartsverket, 2014). All sammanställning av tillgänglig information har gjorts av Kustbevakningen utan stöd ifrån projektgruppen, vilket gör att detta även blev ett första test av SOP:ernas funktionalitet.

Undersökningen av Harburg utfördes 2015-09-15 – 2015-09-16. Dynamisk positionering användes vid operationen som inleddes med en ROV-undersökning följd av dykning. Vid dykningarna användes ultraljudsbaserad tjockleksmätare för att bestämma tjockleken på

skrovet (Bilaga 5). Genom modifieringar av Kustbevakningens oljeprovtagningsutrusning genomfördes med hjälp av dykare riktad provtagning av utträngande olja från vraket. Olja återfanns i en av svanhalsarna (Bilaga 5). Insamlad olja kan användas för typning för att särskilja på olja från vraket respektive de andra alternativa källorna (Figur 16).



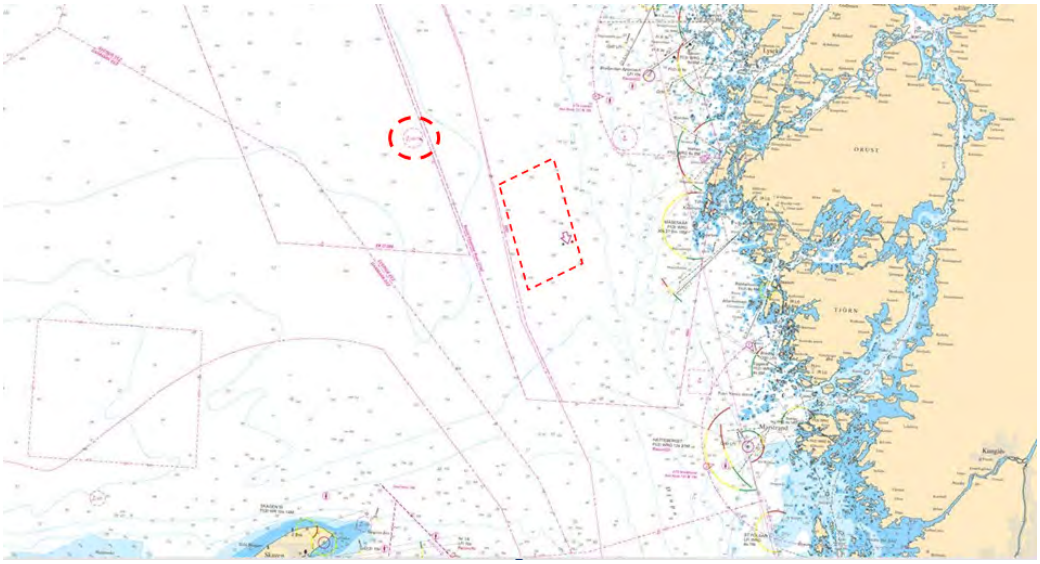
Figur 16 Exempel på oljeanalys. Olja insamlad vid dykning på vraket Harburg och analyserad med GCMS. Denna typ av analys används för att jämföra utsläpp med provtagningar vid potentiella utsläppskällor. Diesel-analys för jämförelse.

Dykundersökningarna av Harburg var lyckade och analyserna av den utträngande oljan från vraket möjliggör fortsatt detektivarbete för att särskilja oljeförorening i området från eventuell förorening från den nedlagda oljedepån och/eller bidrag från passerande fartyg i den intensivt trafikerade farleden.

Som tidigare konstaterats är det önskvärt att fastställa mängden olja i vraket för att kunna besluta om en eventuell saneringsinsats. Då existerande teknologi för icke-destruktiv screening av olja i vrak ännu är förknippat med begränsningar och mycket stora osäkerheter krävs i princip att man borrar hål i skrovet och tittar efter. Trots befintlig modern teknik för montering av ventiler som i princip skall kunna lämnas kvar *in situ* efter en inspektion, så ställer en håltagningsoperation krav på ökad beredskap för omhändertagande av ett eventuellt okontrollerat utsläpp av olja. Dessa resurser har inte funnits att tillgå inom ramen för projektet *Miljörisker sjunkna vrak*, varför håltagning inte har genomförts.

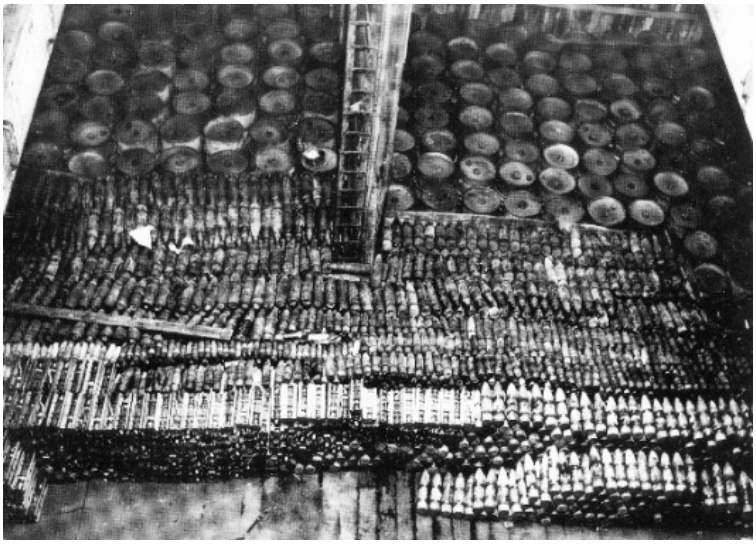
5.2 Måseskärsvraken

Måseskärsvraken har varit föremål för tidigare utredningar. Startskottet var en arkivstudie av Laurin och Åkerlund 1990, vilken föranledde att Sjöfartsverket 1991 fick ett regeringsuppdrag att undersöka området. Uppdraget utfördes 1992, primärt genom sjömätning och sedimentprovtagning i samarbete med Kustbevakningen, SGU, Marinen, Naturvårdsverket, FOA samt Göteborgs Universitet (Sjöfartsverket, 1992).



Figur 17 Streckade cirkeln markerar dumpningsplatsen utanför Måseskär. Streckade fyrkanten markerar större ansamling av fartygsvrak.

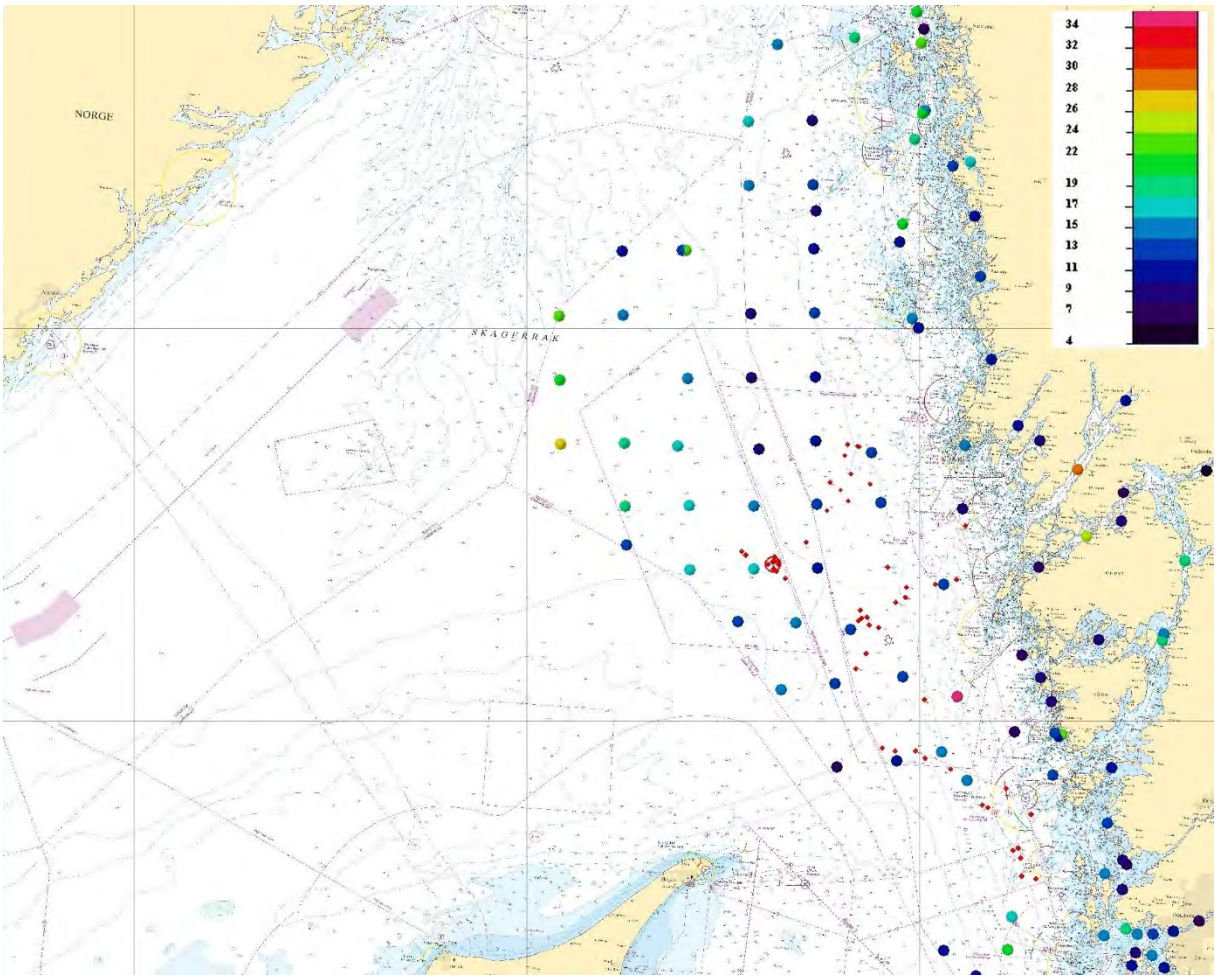
I slutet av 1990-talet och början av 2000-talet genomförde ryska forskare en serie om sju expeditioner till olika dumpningsområden, däribland Måseskärsområdet. De ryska undersökningarna inkluderade såväl geokemiska och ekotoxikologiska analyser, som strömmätningar. Vidare har ytterligare arkivforskning om dumpningsoperationerna utförts av amerikanska och danska forskare (Figure 18).



Figur 18

Fotografi från lastning av kemiska stridsmedel beslagtaget från Tyskland efter andra världskriget inför dumpning i Skagerrak/ Kattegatt. Med tillstånd av Lindsey Arison III.

Sammanfattningsvis förekommer det i ovan beskrivna material en del motstridiga uppgifter. Enligt den senare arkivforskningen finns inte något starkt stöd för att det dumpats kemiska stridsmedel i Måseskärsområdet. Däremot visar upprepade geokemiska analyser av sedimenten i området på kraftigt förhöjda arsenikhalter nordväst om dumpningsområdet (Figur 19). Under 2015 års undersökningar inkluderades strömmätningar som befäster att de tidigare uppmätta förhöjda arsenikhalterna ligger nedströms dumpningsområdet. Vidare uppdagades den frekventa bottentrålning som försiggår igenom dumpningsområdet och ger upphov till kraftig resuspension av bottensedimenten och därmed möjlig ökad spridning av föroreningar ifrån dumpningsområdet.



Figur 19 Översikt över SGU nationella sedimentprovtagningsprogram, cirklar med färgkodning enligt legend uppe till höger, skalan är i ppm As. Röda prickar är funna vrak under Sjöfartsverkets sjömätningar med R/V Baltica hösten 2015. Röda cirkeln med en större ansamling av vrak är dumpningsplatsen utanför Måseskär. Notera det fyrkantigt markerade området i vänstra delen av bilden som marker dumpningsområdet Arendalsdjupet utanför norska kusten.

5.2.1 Arkivdata

Dumpningarna av kemisk och konventionell ammunition i Östersjön, Kattegatt och Skagerrak har ofta redovisats till att ha utförts i ett flertal enskilda områden bland annat Gotlandsdjupet, Bornholmsdjupet, Lilla Bält, Arendal i Skagerrak samt ett område väst om Måseskär på den svenska västkusten. Huvuddelen av de genomförda dumpningarna gjordes strax efter andra världskriget för att göra sig av med de omfattande tyska ammunitionslagren. Enstaka dumpningar skall enligt uppgift gjorts även senare, bland annat utanför Polen. Denna typ av dumpningar förbjöds i och med den globala dumpningskonventionen som undertecknades i London 1972.

När projektet *Miljörisker sjunkna vrak* tog beslutet att undersöka vraken vid Måseskär gjordes en översiktlig genomgång av kunskapsläget i de tillgängliga källorna. När det gäller de så kallade gasfartygen lastade med kemiska vapen som skall ha sänkts vid Måseskär kan man konstatera att det finns många och olika meningar om vilka fartyg som sänkts, var dom sänkts och vad de innehållit för last när sänkningarna gjordes. Dessutom kan man konstatera att källhänvisningarna är få och att flertal källor ”lånar” information från varandra utan att ange ursprung till informationen.

I Riksantikvarieämbetets fornlämningsdatabas FMIS med sökmotorn *Fornsök* fanns vid projektets början 15 vrak registrerade inom eller i direkt anslutning till den cirkelmarkering i sjökortet som innebär varning för dykning, fiske och ankring.

Av dessa 15 registreringar var det fyra där det angavs ett fartygsnamn. Torpedbåtarna T38 och T39, det ca 150 meter långa före detta passagerarfartyget Monte Pascoal samt det 148 meter långa fartyget Schwabenland, som dessutom uppgavs ha 10 000 ton granater ombord. Källan till dessa uppgifter är bland annat Sjöfartsverkets rapport från 1992.

Då Sjöfartsverket i oktober 1990 var i kontakt med journalisten Fredrik Laurin och Björn Åkerlund presenterades information om åtta namngivna örlogsfartyg som sänkts i det aktuella området samt uppgifter om att de två stora fartygen Monte Pascoal och Schwabenland sänkts ” i höjd med Skagen”. De åtta örlogsfartygen omfattade tre motortorpedbåtar, två torpedbåtar, ett torpedfartyg och två minfartyg bland annat M16. Fartygens eventuella laster angavs inte.

Laurin lämnade senare mer information om de sänkta fartygen. Han skriver i en artikel, 1991, att Monte Pascoal, T38 och T39 skulle innehålla gasammunition. Uppgifterna om Monte Pascoal hade han fått från en tysk sjöman som var närvarande när fartyget lastades. Samtidigt skriver Laurin att Åkerlund identifierat nio fartyg lastade med kemiska vapen i vattenområdet väst om Måseskär. Hur identifieringen gjorts framgår inte och inte heller bestämningen av lasten (Laurin, 1991).

I den rapport som sammanställdes av Sjöfartsverket 1992 redogjordes bland annat för en kartering av det aktuella området väst om Måseskär. Karteringen resulterade i att man påträffade 16 vrak/vrakrester. Ett av objekten kunde identifieras med hjälp av en ROV (en fjärrstyrd undervattensfarkost) till att vara den tyska minsveparen M16, som enligt källorna skall ha sänkts i området. SGU (Statens geologiska undersökningar) som utförde karteringarna ansåg att de med stöd av informationen från Laurin och Åkerlund kunde ”identifiera” ytterligare fyra fartyg, T38, T39, Monte Pascoal och Schwabenland (Figur 20).

Åkerlund har senare, i samband med Forum Skagerraks rapport *Vrak i Skagerrak*, publicerat en lista på fartyg som sänkts i Skagerrak, norr om Jylland och vid Måseskär. I denna lista är det endast T38 och T39 som anges sänkta vid Måseskär. I listan finns även vissa fartygs bunkerolja redovisad. Det förefaller dock som om den redovisade mängden olja inte är det faktiska innehållet i tankarna utan mer troligt fartygens kapacitet för bunkerolja.

År 2002 publicerade norska FFI (Forsvarets Forskningsinstitutt) en rapport, Investigation and Risk Assesssment of Ships Loaded with Chemical Ammunition Scuttled in Skagerrak, som bland annat redogör för en tidigare undersökning av fem vrak i dumpningsområdet utanför Arendal. Som en bilaga till rapporten listas 60 fartyg som skall ha sänkts vid Arendal, vid Måseskär samt utanför Lista på norska sydkusten. Listan anger även att åtta fartyg lokaliserats och positionsbestämts, däribland Monte Pascoal, Schwabenland, T38 och T39. Uppgifterna om fartygens lokalisering kan antas komma från sjöfartsverkets rapport från 1992 som även finns listad i rapportens referenslista.

Vid sökningar på internet så förekommer ett flertal sidor som diskuterar och redovisar information om gasfartygen vid Måseskär. De flesta av dessa sidor redovisar inga källor vilket omöjliggör möjligheten att verifiera informationen. Flera av sidorna på nätet menar dock att det i huvudsak skall ha varit örlogsfartyg som sänkts vid Måseskär. Uppgifterna om eventuell last i de aktuella fartygen varierar stort, från inga kemiska vapen till tusentals ton sådana.

Under tiden som projektet *Miljörisker sjunkna vrak* arbetat med vraken vid Måseskär har ny extern information framkommit. En dansk privatforskare, Jørgen Kamp, har gått igenom ett stort antal dokument i The National Archives i Storbritannien och kunnat konstatera att de tyska örlogsfartyg som fanns kvar vid krigsslutet indelades, efter en överenskommelse mellan segermakterna, i tre kategorier:

A. Fartyg i bra kondition och status.
B. Fartyg som kunde repareras eller färdigställas inom 3-6 månader
C. Fartyg som inte kunde repareras eller färdigställas inom 3-6 månader.

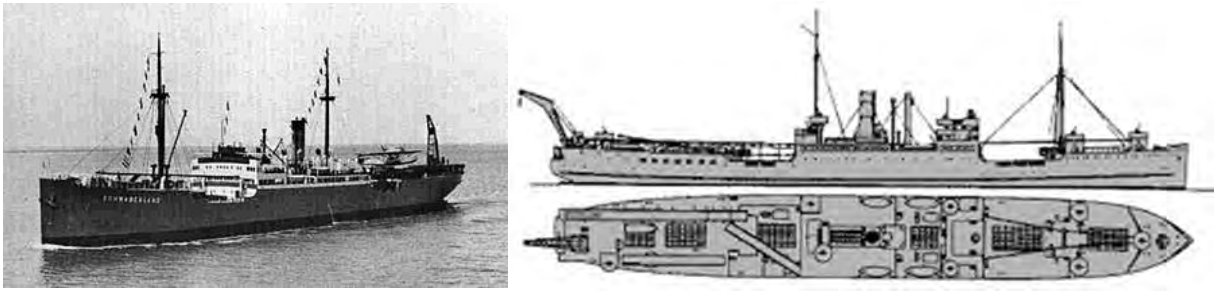
Kategori A och B skulle sedan delas upp mellan de tre segermakterna USA, Storbritannien och Sovjet. Kategori C skulle skrotas eller sänkas i havet. För dumpningen av de kemiska vapen reserverades 24 fartyg, mestadels handelsfartyg, som skulle förberedas för lastning av farlig ammunition.

För att effektuera sänkningarna av kategori C fartyg genomfördes 5 konvojer om sammanlagt 47 fartyg. Av dessa skall 36 ha sänkts på därför utvald plats. 10 av fartygen slet sig under bogseringen och sjönk på andra platser än den avsedda. Ett av fartygen sänktes senare vid Arendal. Sänkningarna av fartygen lastade med kemiska vapen genomfördes i 8 konvojer till en därför förutbestämd plats. I denna skara av fartyg återfanns, enligt källorna, bland annat Monte Pascoal och Schwabenland.

Enligt den information som framkom i det engelska arkivet skall fartygen lastade med kemiska vapen sänkts utanför Arendal i Norge där djupet är mer än 600 meter. På platsen har vid omfattande karteringar påträffats ett stort antal fartyg med last av ammunition. Kategori C fartygen skall, enligt de engelska dokumenten, i de flesta fallen ha sänkts på en förutbestämd position närmare svenska kusten, ungefär väst om Uddevalla.

En amerikansk forskare, Lindsey Arison, uppger i sin bok European Disposal operation: The Sea Disposal of Chemical Weapons (2013) att två av konvojerna med fartyg lastade med kemiska vapen sänktes utanför Måseskär. Det rör sig om konvojerna CW8 och CW10 med sammanlagt tre fartyg. Arison anger även att konvojerna CW5 och CW9, med sammanlagt tre fartyg, sänktes på okänd plats varför det inte kan uteslutas att de sänkts nära Måseskär. Enligt Arison skall konvojerna CW5, CW8 och CW9 innehållit fartygen Freiburg, Gertrud Fritzen, T63 och Dessau.

Enligt Jørgen Kamp innehöll CW5 2 icke namngivna fartyg, CW8 omfattade fartygen Monte Pascoal och T63, CW9 troligen fartyget Dessau och CW10 troligen fartyget Schwabenland.



Figur 20 Schwabenland. T.v. foto: Lufhansa 1938 (public domain). T.h. skiss från Navypedia.org.

5.2.2 Sjömätning

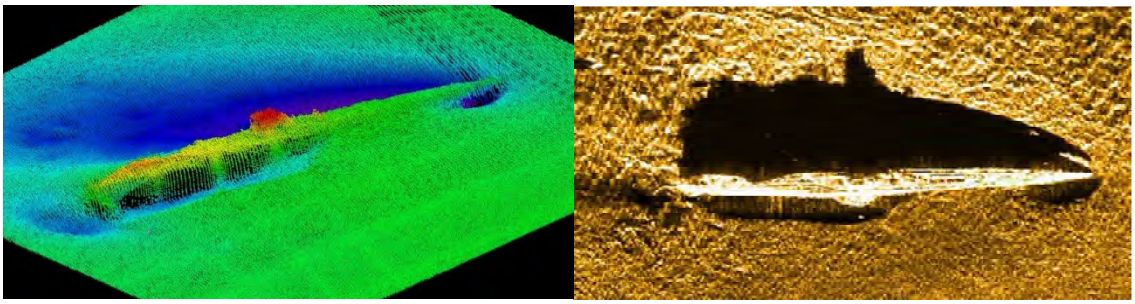
I september och oktober 2015 utförde Sjöfartsverket heltäckande sjömätningar i området utanför Måseskär på västkusten. Området ingår i en långsiktig sjömätningsplan ”HELCOM-BSHC Baltic Sea Re-survey Scheme”. HELCOM sjömätningsplanen är gemensam för alla Östersjöländerna som definierat olika prioriterade områden som skall vara sjömätta enligt en viss tidsplan. Planen adopterades av HELCOM Ministermöte 2013 och som förutom Östersjön även inkluderar Skagerrak och Kattegatt. I samband med dessa mätningar specialstuderades vraken i och omkring dumpningsområdet utanför Måseskär.

Vid 1992 års undersökning hittades 15 eller möjligen 16 vrak samt 3 större objekt i ett begränsat område på ca 5 kvadratkilometer. Några av vraken kan ha varit sönderbrutna i två eller flera delar. Efter undersökningen markerades dumpningsområdet med vraken i sjökortet med varning för bottenaktiviteter, dykning, fiske och ankring. Området är dock inte avlyst vilket innebär att aktiviter som trålning kan utföras i området.

2007 genomförde Marin Mätteknik en undersökning i och i närheten av dumpningsområdet för att verifiera tidigare vrakpositioner samt försöka identifiera dessa vrak med Side Scan Sonar. Vrakpositionerna användes som underlag till de senaste mätningarna 2015.

Sonartekniken för djupbestämning och detaljerad bottenundersökning har utvecklats mycket sedan tidigare undersökningar i området. Multibeamekolod (flerstråleekolod) ger en heltäckande bild av bottentopografin med hög upplösning (Figur 21). Moderna Multibeamekolod ger också s.k. backscatter som är ett intensitetsvärde på mottagna ekolodspulser. Hård botten eller hårda objekt av metall ger ett starkare svarseko vilket innebär

möjlighet att urskilja fartygsvrak av metall. Multibeamlodet som normalt är skrovmonterat på fartyget ger dock sämre upplösning på stora djup varför en högupplöst sidotittande sonar (Side Scan Sonar) kan släpas efter fartyget nära botten för en detaljerad bottenundersökning. Med en Side Scan Sonar kan bottenobjekt visualiserar med stor detaljrikedom vilket medger möjlig identifiering av vrak och större bottenobjekt. Även positioneringsnoggrannheten har förbättrats betydligt, 1992 användes det äldre Decca systemet, ett speciellt mobilt radionavigeringssystem, Syledis, samt en tidig version av GPS mottagare utan differentiellt stöd för positionering. Positionsnoggrannheten för dessa system var i bästa fall 10-20 meter i aktuellt område en bra bit från kusten. Idag används satellitbaserade system, GNSS, med korrektioner från landbaserade basstationer som ger en positionsnoggrannhet på under en decimeter.



Figur 21 Ubåt utanför västkusten: vänster högupplöst Multibeam djupdata, höger högupplöst sidescandata.

Sjöfartsverkets sjömätningsfartyg R/V Baltica utförde den nautiska karteringen i området med Multibeamekolod. I insamlade djupdata har vrak och objekt identifierats för vidare detaljerad undersökning med högupplöst sidotittande sonar (Side Scan Sonar). Totalt hittades 28 st vrak i hela området, varav 13 st vrak i det i sjökortet utmärkta dumpningsområdet. Övriga 15 vrak låg utspridda ost och sydost om dumpningsområdet närmare land förutom två vrak som låg strax nordväst om området. Side Scan Sonar kördes över samtliga funna vrak vilket visade att en del av vraken var sönderbrutna, troligen då de träffat botten vid sänkningstillfället. Det fanns en hel del större och mindre objekt på botten i närheten av vraken som troligen fallit ur eller spritts ut då de brutits sönder vid sänkningen. En del av vraken hade öppna lastrum och en del såg ut som krigsfartyg som inte hade lastrumsöppningar.

Sidescan bilderna visade också en hel del trålspår på botten, dock verkade det som att de flesta spåren gick vid sidan om och mellan vraken (Figur 22). Bilderna visade även en hel del nät från trålar som låg på eller vid vraken.

Figur 22 Trålspår i Sidescandata mellan vrak.

5.2.3 ROV

Marinen tillfrågades om de hade möjlighet att hjälpa till med undersökning av Måseskärsvraken eftersom de har för ändamålet lämplig utrustning såsom fjärrstyrd undervattensfarkost, ROV (Remotely Operated Vehicle). Detta kunde passas in i en planerad övning på västkusten under hösten och Marinens fartyg HMS Kullen utförde tillsammans med R/V Baltica (Figur 23) filmundersökningar av vraken med ROV under oktober (Bilaga 3 och 4).

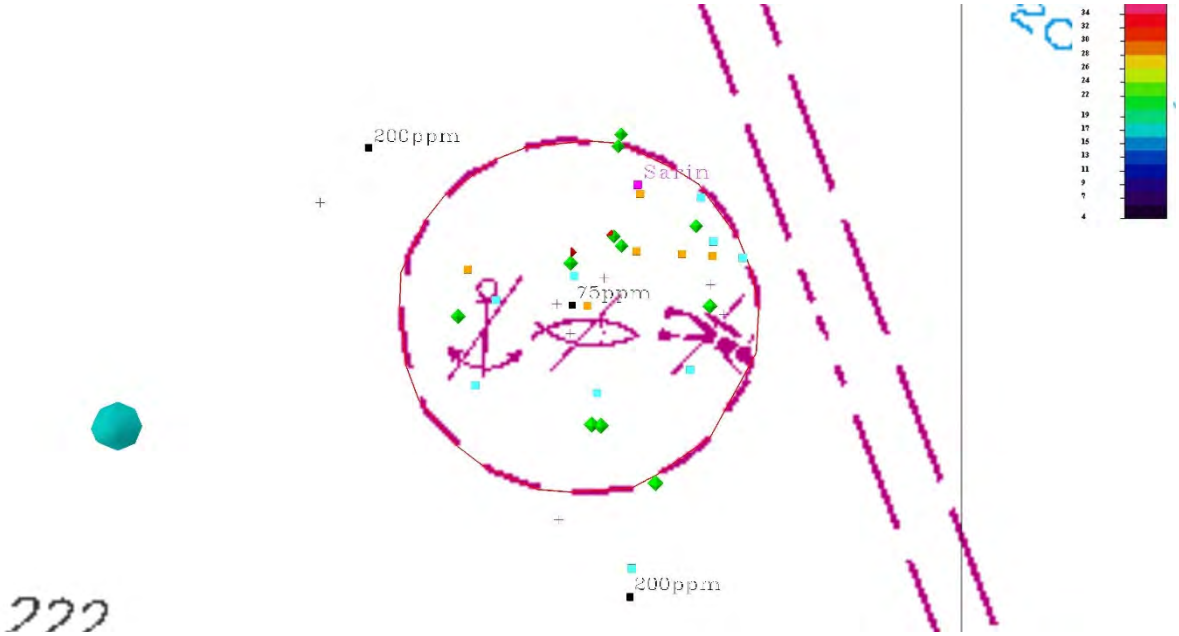
Av 28 funna vrak blev 22 undersökta (Figur 24). HMS Kullen undersökte 15 st och ett antal mindre objekt runt omkring vraken, totalt 19 st ROV dykningar. R/V Baltica undersökte totalt 13 st vrak (Figur 25). Sju av vraken undersöktes av båda enheterna.

Figur 23 Sjösättning av ROV från R/V Balticas arbetsdäck: t.v. fartygskranen används för att lyfta i ROV:n, t.h. en tyngd hängande i kranvajern används för att ROV:n inte skall driva iväg med strömmen och få ROV-kabeln att hänga så lodrätt som möjligt från fartyget mot botten.

Arbetet under ROV insatserna har varit utmanande med strömmar upp till 3 knop och stora djup som i sin tur krävt långt utmatad ROV-kabel med kontinuerlig passning. Vid vraken har stora stim med sej påträffats vilket tidvis gjort det svårt till helt omöjligt att identifiera objekt dels för att fiskarna skymmer kameran och dels för att de virvlar upp mycket bottenslam. Flertalet vrak har varit intrasslade i trålar som ROV:en riskerat att fastna i. Normalbilden i området innebär att stäv och akterskepp är täckta av förlorad fiskeutrustning, främst nät från trålutrustning, men i vissa fall har näten fastnat på betydligt svårare sätt exempelvis från mast och ut från skrovsida. Den senare varianten är besvärlig då vajrar och andra tampar i anslutning till näten ofta löper kors och tvärs och är extremt svåra att upptäcka. Risken att fastna med ROV:n är mycket stor. De faktorer som påverkat uppdragets genomförande var; vädret, strömmar, fiskenät och trål, stora mängder fisk, stora arbetsdjup (140-280 meter) samt risken för personalen om utrustningen blir kontaminerad av kemiska substanser. Av dessa nämnda faktorer har vädret varit den mest avgörande faktorn.

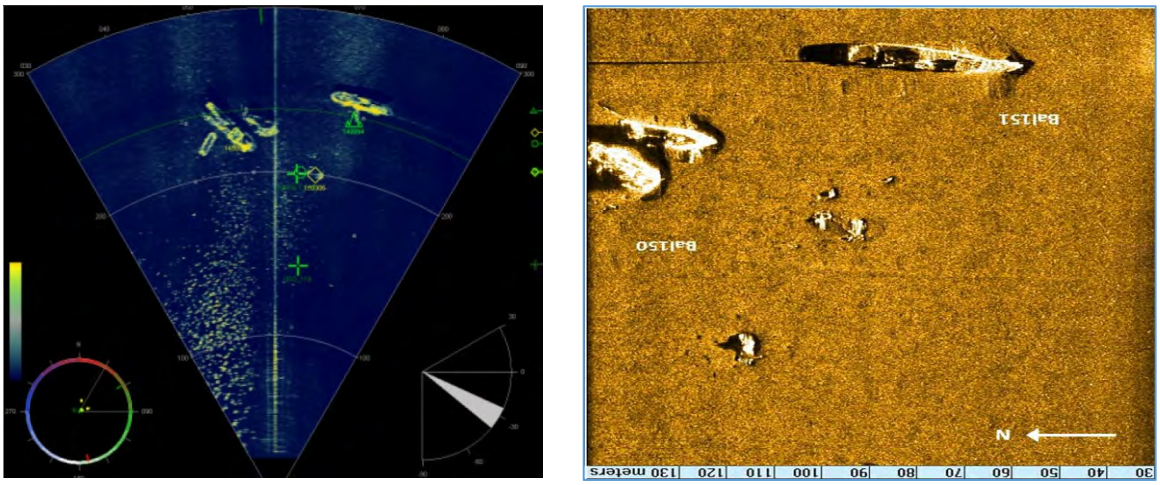
Vraken som inspekterats är i den kondition som kan förväntans efter många år på havsbotten, men generellt intakta. Under ROV-dyken har mycket tid lagts på inspektion av objekt runt fartygsskroven, och i de fall lastrummen stått öppna, har inspektion skett även i dessa. Inga kemiska stridsmedel har hittats men gula klumpliknande föremål har påträffats. Senare analys av bildmaterialet får utvisa om dessa klumpar förekommer naturligt eller om det är farliga substanser. I och runt ett av vraken i dumpningsområdet påträffades avlånga cylindriska föremål som bedöms vara antingen torpeder utan stridsspets eller en typ av Tysk mina från

andra världskriget (Figur 26). Ytterligare expertanalys av filmmaterialet kommer att utföras för att försöka fastställa typ av föremål.

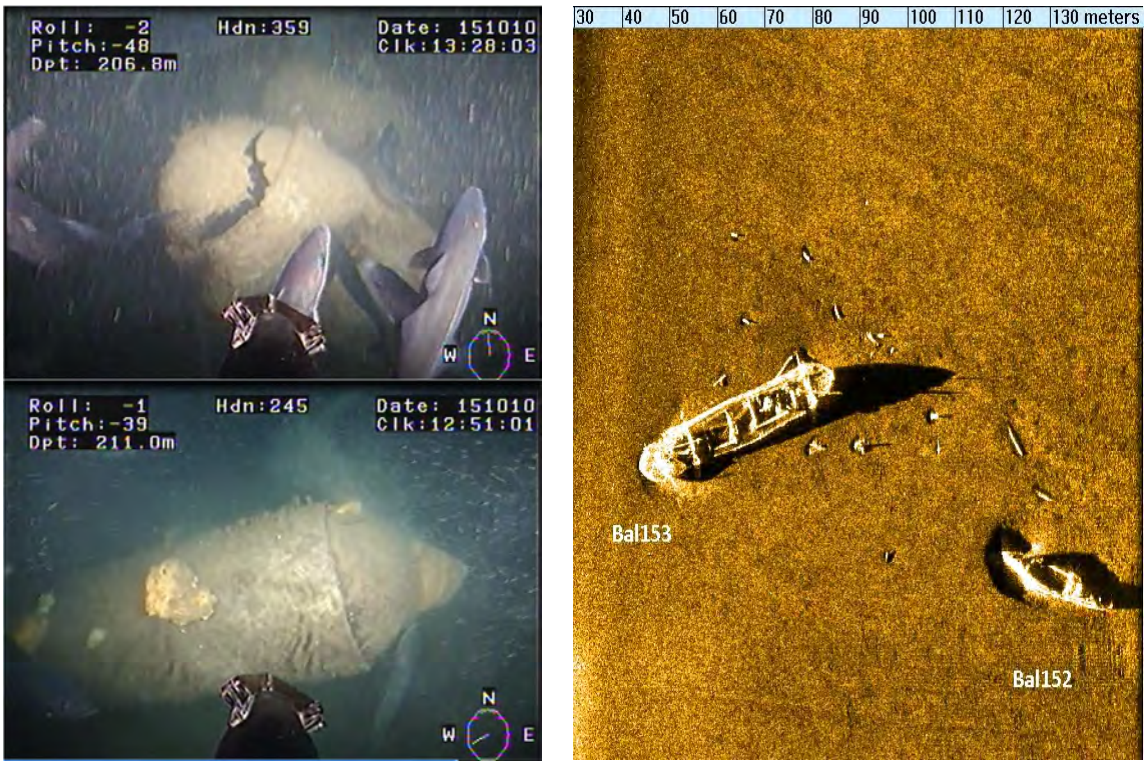


Figur 24 Dumpningsplatsen utanför Måseskär. Ljusblå cirkel i vänstra delen av bilden med färgkodning enligt legend uppe till höger är observationer i SGU nationella sedimentprovtagningsprogram, skalan är i ppm As. Gröna diamanter (oktaeder) är funna vrak under Sjöfartsverkets sjömätningar med R/V Baltica hösten 2015och är ROV-undersökta med film av R/V Baltica och Marinens fartyg HMS Kullen. Två röda diamanter markerar mindre vrak eller delar av vrak som ligger i nära anslutning till andra undersökta vrak. 3 Svarta fyrkanter är provtagning år 1997, 75 resp. 200 ppm As (Paka & Spironov 2001, Paka 2004) 4 Ljusblå fyrkanter är provtagning år 1999, ej angiven ppm As, troligen generellt värde på 100 ppm (Paka & Spironov 2001, Paka 2004) 5 Orangea fyrkanter är provtagning år 2000, ej angiven ppm As, troligen generellt värde på 100 ppm (Paka & Spironov 2001, Paka 2004) 6 Rosa fyrkant är provtagning år 2001, spår av Sarin i vattnet nära botten (kvalitativ reaktion) (Paka & Spironov 2001, Paka 2004) 7 Blå hårkors är de vrakpositioner som uppskattades under provtagningskampanjerna 1997-2001. Positionsutrustningen som användes under denna tid hade betydligt sämre positionsnoggrannhet än dagens utrustning. Det går att se en möjlig positionsdragning åt sydsydväst jämfört med dagens noggranna positionering. Vissa av de gamla positionerna är också tveksamma då det inte återfunnits några vrak i närheten med de moderna sjömätningar som utförts 2015.

Mätutrustning som användes för sjömätning och inspektion: Multibeamekolod; Reson 7125SV2, FP4, 200/400 kHz. Sidescansonar: Klein 5000 V2, 455 kHz ROV: Ocean Modules V8. Positionering och attitydmätare: Applanix PosMV, med RTK från SWEPOS Nätverks RTK och egen basstation iland.



Figur 25 a) T.v. framåttittande söksonar för lokalisering av objekt i samband med ROV undersökning från HMS Kullen. b) T.h. Höger bild motsvarande sidescansonar bild från R/V Baltica undersökning av samma vrak.

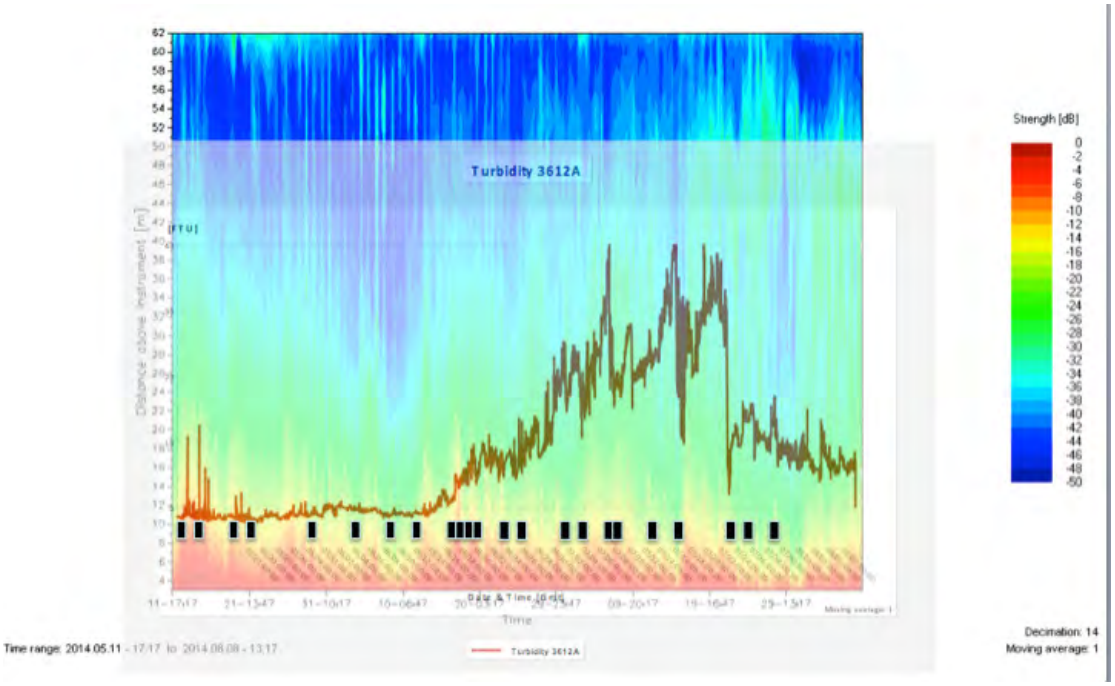


Figur 26 a) T.v. cylindriska föremål, möjligen torpeder utan stridsspets eller tysk mina från andra världskriget. b) T.h. vrak med cylindriska föremål i lastrummet och utspritt på botten runt fartyget.

5.2.4 RDCP-data

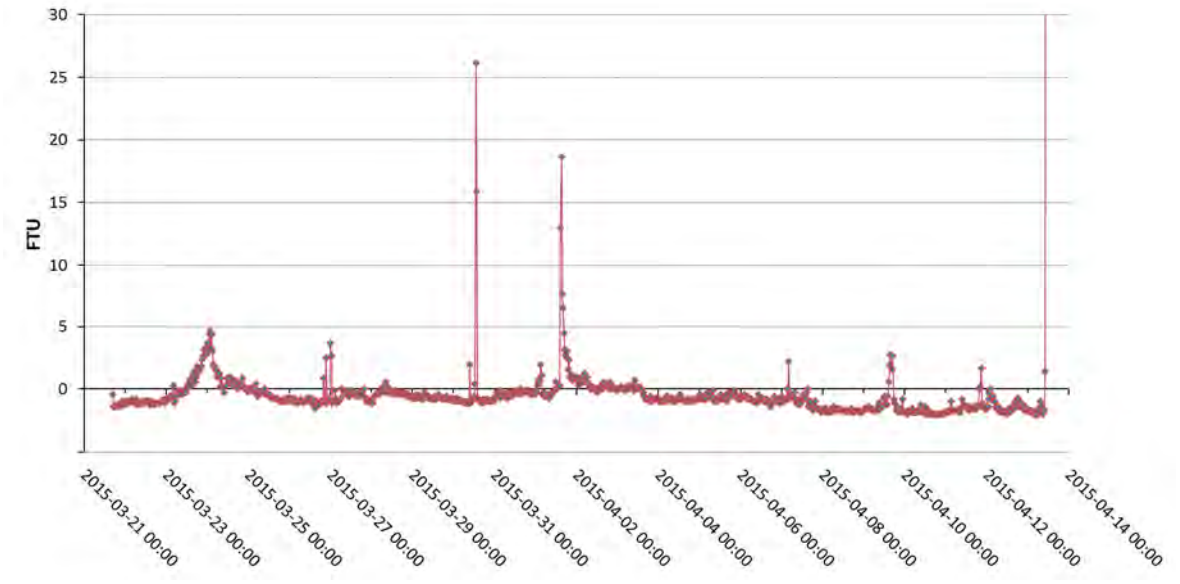
Som tidigare nämnts blev mätserien vid dumpningsområdet vid Måseskär endast tre veckor lång. Därför inkluderas i analysen även mätserien från Skytteren som ligger 11 nm ost-sydost, närmare svenska kusten. Vid närmare granskning av turbiditet, akustiska reflektioner och AIS-spår har det visat sig att bottentrålning är mycket vanligt förekommande både vid Skytteren och mellan Måseskärsvraken. Denna ”plöjning” av havsbotten skapar högre partikelkoncentrationer högt upp (upp till 40 m över botten) i vattenpelaren som exempelvis kan leda till ökad syrebrist och bidra till transport och frigörande av närings- och/eller toxiska ämnen som arsenik från stridsgas.

De hydrografiska förhållandena runt Skytteren är de mest dynamiska av de tre platserna, med högre strömhastigheter. På våren var det övermättnad av syre vilket tyder på att effekterna av vårens primärproduktion, blomning, även når ned till detta djup som är ca 70 m. Den starkt dominerande strömriktningen under den 6 månaders period som mätningar utförts är nordlig. Intressant att notera är starkt förhöjda värden av bottenresuspenderade partiklar, upp till40 mg/l, som syns både i mätningarna gjorda med turbiditetssensorn nära botten och med den akustiska sensorn som visar resuspension ända upp till 40 m över botten. Dessa förhöjda värden har ingen koppling till högre strömmar utan beror antagligen på att det utförs mer trålning i området under perioden (Figur 27).



*Figur 27 Sediment partiklar i vattnet, 11 maj-8 augusti, 2014, mätta nära botten med turbiditets sensor, röd graf, och i vatten pelaren med akustisk sensor färgad figur i bakgrunden. De svarta fyrkanterna anger dagar när det trålades i området 1 * 1 nm från vraket. I maj trålades det 5 dagar, i juni 10, i juli 8, i augusti 4, i september 3 och i oktober 0 dagar.*

De mätningar som gjordes vid Måsekärsvraken visar på en klar koppling mellan passager av trålare inne bland vraken och i närheten av instrumentet och högre halter av partiklar mätta med turbiditetssensorn (Figur 28). Den rådande strömriktningen från botten och 25 m upp i vattenpelaren på platsen är huvudsakligen nordvästlig.



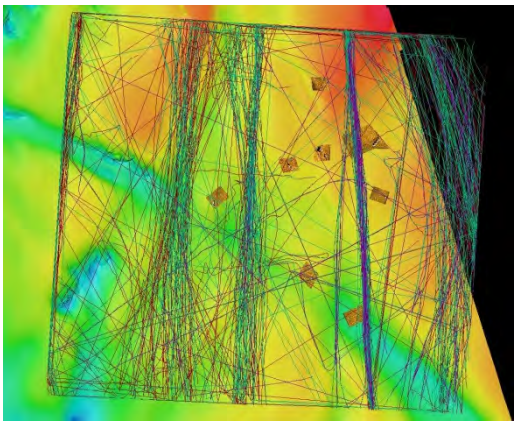
Figur 28 Turbiditetsdata från mätserien i dumpningsområdet väster om Måseskär. De flesta av spikarna går att koppla samman med individuella passager av trålande fiskefartyg i området, genom filtrering av AIS-data med avseende på fiskefartyg som rör sig med trålhastighet i området. Med hjälp av information om vid tidpunkten rådande strömriktning och -hastighet, fås ytterligare hjälp i spårningen av vilken båt som kan ha orsakat turbiditetsökningen.

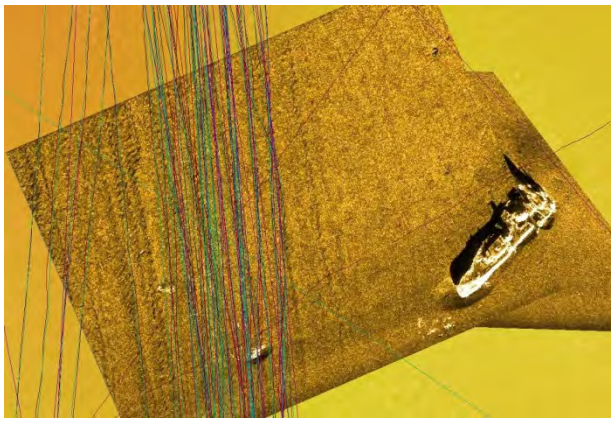
I ett pågående projekt vid Göteborgs universitet och Universitet och Norskt Meteorologisk Institutt utvecklas en cirkulation modell för Kattegatt-Skagerrak (UGOT-KASK). Modellen är ännu inte fullt ut validerad, men testkörningar i en tidig version av modellen ger stöd åt den korta mätserien som gjordes under mars-april 2015; huvudsaklig strömriktning i området är nordvästlig.

5.2.5 AIS-analys

Upptrålning av strömmätningsutrustningen (RDCP) som sattes ut i området i mars visade att det troligen förekom fiske i dumpningsområdet. AIS data (Automatic Identification System), lagrade fartygsspår, togs fram för området under ett år och filtrerades på fiskefartyg samt farter lägre än 5 knop. Tidpunkten för mätutrustningens djupförändring (upptrålning) kunde matchas mot tidpunkten för AIS spår från en fiskebåt som passerat precis bredvid utrustningen inom ca 10 minuters marginal.

En fullständig AIS–analys över ett år visar flera hundratals passager av fisketrålning i varningsområdet. Med få undantag går alla passager mellan vraken vilket visar att fiskefartygen har bra kunskap om var dessa ligger. Det går även att matcha AIS-spåren mot de trålspår som syns i sidescan bilderna (Figur 29).





Figur 29 T.v., AIS-data från fiskefartyg i dumpningsområdet, spåren undviker vraken. T.h.trålspår från AIS-data

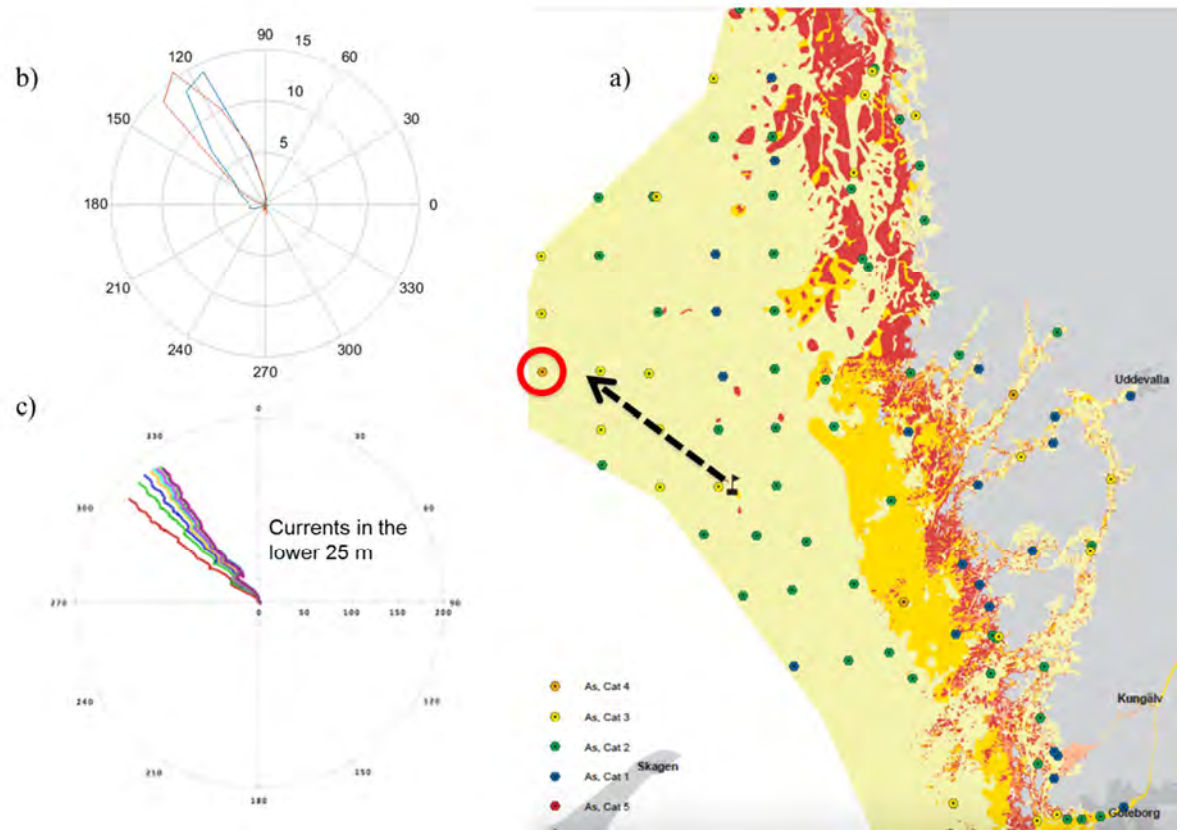
5.2.6 Sammanfattning av undersökningar vid Måseskär

Det kan konstateras att den information som finns att tillgå i arkiv, på internet med mera om de så kallade gasfartygen vid Måseskär är omfattande men samtidigt begränsande. De svenska källor som omtalar händelserna som utspelades runt Måseskär strax efter andra världskriget har mycket olika information vad gäller vilka fartyg som sänkts, var de sänkts och vilken last de haft vid sänkningarna. De ”identifieringar” av en del objekt som gjorts förefaller osäkra. Sonarkarteringar och osäkra arkivuppgifter är oftast inte tillräckliga för att konstatera ett fartygs identitet. Förhoppningsvis kan planerade ROV-inspektioner medföra att några av de vrak som ligger på botten väst om Måseskär kan bestämmas till typ och förhoppningsvis även till namn.

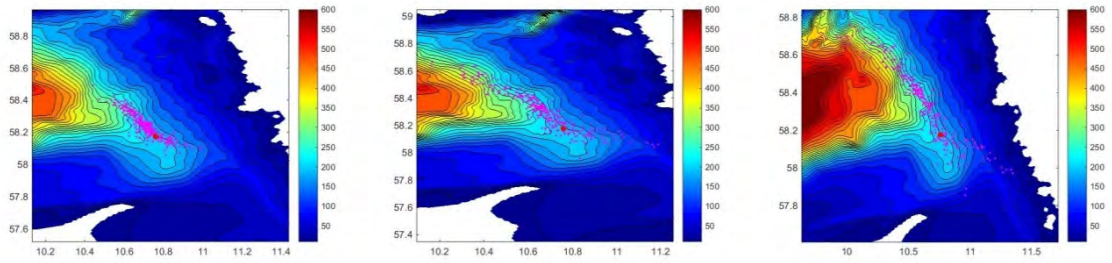
Avsaknaden av stöd för dumpning av kemiska stridsmedel i Måseskärsområdet i sammanställda arkivuppgifter, måste också sättas i relation till resultaten av befintliga geokemiska data (SGUs miljödatabas och Sjöfartsverket 1992) från området som visar på höga koncentrationer av arsenikföreningar, vilket skulle kunna indikera dumpade kemiska stridsmedel. Arsenikföreningar förekommer i vissa geografiska områden i naturligt höga halter, men i sedimenten i Måseskärsområdet är det påfallande tydligt att de högsta halterna ligger nära dumpningsområdet, mest tydligt nedströms (Figur 30). Som jämförelse kan de högsta rapporterade värdena i området, 200ppm (Paka & Spiridonov, 2001), sättas i relation till ICES databas[3] för arsenikkoncentrationer i europeiska länder. Av drygt 9300 inrapporterade datapunkter är det endast 10 värden som är högre än 200ppm.

De överensstämmande resultaten mellan uppmätt och preliminärt modellerad (UGOT-KASK) strömtransport i Måseskärsområdet, stöds också av tidigare modeller av den interna cirkulationen i Skagerrak (Rodhe, 1996). Med denna utgångspunkt ligger det nära till hands att anta att arseniken, som var en tillsats i olika stridsgaser, kommer från läckande behållare i vrak i området (Figur 31 och Figur 32).

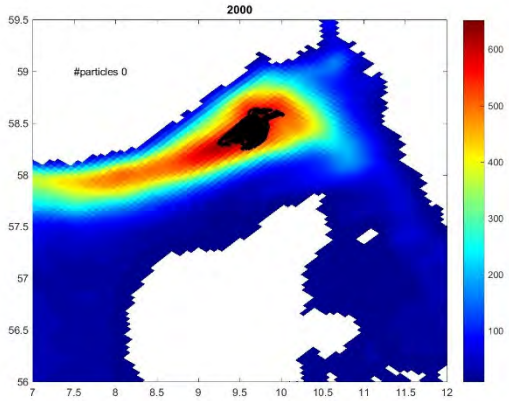
[3] http://ices.dk/marine-data/data-portals/Pages/DOME.aspx



Figur 30 a) Geologisk karta från SGU med arsenikkoncentrationer i ytsedimentet från provtagningar gjorda 1992. De då högsta uppmätta koncentrationerna på svenska västkusten återfinns nordväst om vraken, vilken är huvudriktningen för transport närmast botten både enligt den preliminära resultaten med UGOT-KASK modellen (b) (Göteborgs Universitet och Meteorologisk institutt), samt den korta mätserien som vi gjort i projektet (c).



Figur 31 Preliminära modelldata från cirkulationsmodellen för Kattegat-Skagerrak (UGOT-KASK), under utveckling vid Göteborgs Universitet i samarbete med Meteorologisk institutt. Ett simulerat utsläpp av partiklar (magentafärgde) från en position mitt i dumpningsområdet väster om Måseskär visar på sannolik spridning av partiklar åt nordväst, vilket stämmer väl överens med uppmätta strömriktningar i området. Panelerna visar från vänster till höger spridning efter 1, 2 och 3 dagar. Notera skillnaderna i skala. Djupkonturer visar 20 metersintervall.



Figur 32 Motsvarande Figur 31, preliminär modellering för spridning av partiklar från botten vid Arendalsdjupet över tid. Huvudsaklig spridning sker västerut, medan spridning sydväst mot dumpningsområdet väster om Måseskär bedöms som betydligt mindre sannolik.

6 Omvärldsanalys – Wrecks of the World III

Miljöfarliga vrak är ett internationellt problem som uppmärksammats vid två tidigare konferenser i USA, Wrecks of the World I & II, som arrangerats av American Salvage Association under ledning av Dagmar Etkin, Environmental Research Consulting. Då arbetet med VRAKA erhållit internationellt intresse föddes idén om att arrangera en tredje konferens i serien, Wrecks of the World III – Shipwreck risk assessment (Bilaga 6).

Finansiering beviljades från Formas, HaV och Västra Götalandsregionen och möjliggjorde inbjudan av internationellt framstående forskare inom området. Konferensen lockade ca 70 deltagare från Sverige, Norge, Finland, Estland, Polen, Storbritannien, Tyskland, Grekland, Italien, USA och Australien. Deltagarna representerade såväl forskare som myndigheter och privata företag, de senare främst från saneringsbranschen. Under två intensiva dagar, 12-13 oktober, genomfördes drygt 30 presentationer fördelat på olika ämnesområden med relevans för riskbedömning av vrak, såsom: Utveckling av riskbedömningsmodeller, Arkivforskning, Ekotoxikologiska effekter av miljöfarliga substanser från vrak, Miljöövervakning och *in situ*-inspektioner av vrak, samt Saneringsteknologi och fallstudier. Arbetet inom *Miljörisker sjunkna vrak* projektet 2014-2015 presenterades i flera olika presentationer.

Av presentationerna vid konferensen blev det uppenbart att de länder som fanns representerade, alla hade gått igenom en liknande process som den resa vi gjort i Sverige. Initialt har problemet uppmärksammats och röster höjts för att det borde skapas någon form av databas för att kunna fastslå hur omfattande problemet är. De som börjat bygga upp en databas kan sedan sägas dela den enorma frustationen över hur många vrak det rör sig om, vilket snabbt lett till slutsatsen att det finns ett stort behov av riskbedömning och prioriteringsstöd. VRAKA är den första probabilistiska riskbedömningsmodellen för miljöfarliga vrak och det får ses som ett gott betyg att även den grekiska modell som presenterades vid konferensen nu valt att utveckla detta upplägg. Arbetsgruppen Helcom Submerged har också uttryckt fortsatt intresse för att använda VRAKA inom Helcom, vilket underlättas av att VRAKA-manualen och programmet är på engelska.

Ur svenskt perspektiv ledde konferensen också till ett utökat nätverk och på forskningssidan möjligheter till samverkan för utveckling och anpassning av VRAKA till amerikanska förhållanden är nu inlett. Vidare står det klart att det är mycket viktigt med nära dialog med grannländerna för kunskaps- och informationsutbyte för framgångsrik långsiktig hantering av vrakproblematiken. Exempelvis kan det pågående norska arbetet med att identifiera vrak som dumpats i Arendalsdjupet ge värdefull information i det svenska arbetet med att identifiera vraken som dumpats i Måseskärsområdet och vice versa; om ett vrak återfinns i något av områdena kan detta framgent uteslutas även i det andra dumpningsområdet.

Konferensen kan sammanfattas som mycket lyckad och förhoppningsvis kommer en uppföljande konferens Wrecks of the World IV att gå av stapeln i Norge 2017 i Kystverkets regi.

7 Slutsatser och rekommendationer

Huvudsakligen kvarstår slutsatserna från projektet *Miljörisker sjunkna vraks* första fas. Det fortsatta arbetet under 2015, framför allt i samband med undersökningarna av Måseskärsvraken, har resulterat i en tydligare bild av kunskapsluckor och behov av vidare undersökningar. Detta resultat stärker tidigare slutsatser och rekommendationer om förslag till åtgärder på nationell nivå.

7.1 Kunskapsluckor och behov av vidare undersökningar

Fortsatt är det av yttersta vikt att någon myndighet, förslagsvis HaV, får ett koordinerande ansvar för hanteringen av miljöfarliga vrak. Lika viktigt är att ansvarsfördelning mellan andra berörda myndigheter tydliggörs. För att komma vidare är det också angeläget att genomföra noggrannare arkivstudier av ett större antal vrak, med förhoppning att kunna avskriva vrak från listan som potentiellt miljöfarliga.

För Måseskärsområdet är det nödvändigt med en mer högupplöst sedimentprovtagning för att kartlägga spridningen av framförallt arsenik i området och därmed ge ledtrådar till var källan till föroreningen kommer ifrån. I samband med detta kommer även behov att uppstå för att göra ytterligare ROV-undersökningar av funna vrak. I detta pussel är det även viktigt med omvärldsbevakning för kunskaps- och informationsutbyte, exempelvis med Norge.

7.1.1 Avsaknad av utpekad koordinerande myndighet samt ansvarsfördelning

En förutsättning för en långsiktig hållbar lösning och implementering av övervaknings- och åtgärdsprogram gällande miljörisker med sjunkna vrak är att ansvarsfördelningen mellan myndigheter är klargjord.

I dagsläget har Sjöfartsverket ansvar för tillgänglighet, framkomlighet och säkerhet i svenska farleder och farvatten. Kustbevakningen ansvarar för miljöräddning till sjöss inklusive oljebekämpning. Havs- och vattenmyndigheten och Naturvårdsverket har ett delat ansvar för miljöövervakningen av den marina miljön. Havs- och vattenmyndigheten har huvudansvaret för den pågående havsplaneringen och havsmiljödirektivets åtgärdsprogram för havsmiljön. Vidare har Havs- och vattenmyndigheten det övergripande ansvaret för miljöövervakningsprogrammet Kust och hav, medan Naturvårdsverket ansvarar för de delar som rör miljögifter i den marina miljön. Det finns däremot inget uttalat myndighetsansvar för vem som ska utreda och föreslå åtgärder gällande sjunkna vrak och den fara dessa kan utgöra för de marina ekosystemen.

7.1.2 Framtida arkivarbete

I Sjöfartsverkets tidigare rapporter (Sjöfartsverket, 2011; Sjöfartsverket, 2014) betonades att det ännu är ca 2700 objekt som inte kan avskrivas som potentiellt miljöfarliga utan vidare utredning. Dessa objekt bör, enligt slutsatserna i rapporterna, samlas i en miljövrakdatabas. En sådan databas bör innehålla objektdata om vraken, korrosionsdata, miljödata över närområdet, data från riskanalyser, ha en koppling till utsläppssimulering via Seatrack samt ha koppling till länens digitala miljöatlas. Som en utgångspunkt för datainsamlandet kan bland annat användas

den SOP som togs fram under arbetet 2014 och som användes vid fältundersökningarna av de fem utvalda vraken.

För att få de ca 2700 vrak till samma nivå som de 31 fartygsvraken som listades i utredningsrapporten 2011 och därmed väl fungerande enheter i en kommande miljövrakdatabas behöver det göras en noggrann faktainsamling om varje enskilt fartygsvrak. Detta görs huvudsakligen genom:

1. Sökningar i arkiv i Sverige och i utlandet.
2. Kontakter med och besök hos museer, myndigheter och andra organisationer där information om vrak och fartyg finns samlad.
3. Direkta kontakter med privatpersoner och föreningar som sysslar med vrakdykning.
4. En genomgång av ett stort antal nyregistreringar i *Fornsök*.

En noggrant uppbyggd miljövrakdatabas kan tillsammans med riskbedömningsverktyget VRAKA utgöra ett utmärkt redskap för bland annat myndigheter och kommuner i hanteringen av potentiellt miljöfarliga vrak.

7.1.3 Behov av geologisk kartering vid Måseskärs dumpningsområde

De motstridiga uppgifterna om huruvida det dumpats fartyg med kemiska stridsmedel i Måsekärs dumpningsområde eller ej, i relation till de uppmätta förhöjda koncentrationerna av arsenik i området, kräver fortsatt och mer högupplöst sedimentprovtagning i området. SGU kommer under hösten 2016 att genomföra provtagningar på västkusten inom ramen för sin ordinarie verksamhet. En samordning av nya mätningar, uppströms respektive nedströms Måseskärs dumpningsområde skulle vara en resurseffektiv lösning som skulle kunna ge bättre information om källan till de förhöjda arsenikkoncentrationerna i området. Vid upprättande av en provtagningsdesign bör de strömmätningar som utförts inom ramen för projektet *Miljörisker sjunkna vrak* vara en viktig utgångspunkt.

7.1.4 Behov av ytterligare ROV-undersökningar

Eftersom väldigt många av de undersökta vraken var täckta av trålnät, vilket försvårade eller förhindrade fullständiga undersökning med ROV, finns behov av ytterligare ROV-undersökningar. Problematiken kring så kallade spökgarn har studerats i flera tillämpade projekt, senast Spökfiskeprojektet - ett nationellt projekt för att hitta hållbara lösningar för spökgarnsproblematiken. Spökfiskeprojektet, under ledning av Vesa Tschernij i Simrishamns kommun har även inkluderat framtagande av metoder för borttagande av fiske- och trålnät från vrak i samarbete med dykföretaget P-Dyk. Inför kommande ROV-undersökningar rekommenderas kontakt med Spökfiskeprojektet för tillämpning av befintlig, eller utveckling av ny, metodik för borttagande av trålnät från vrak.

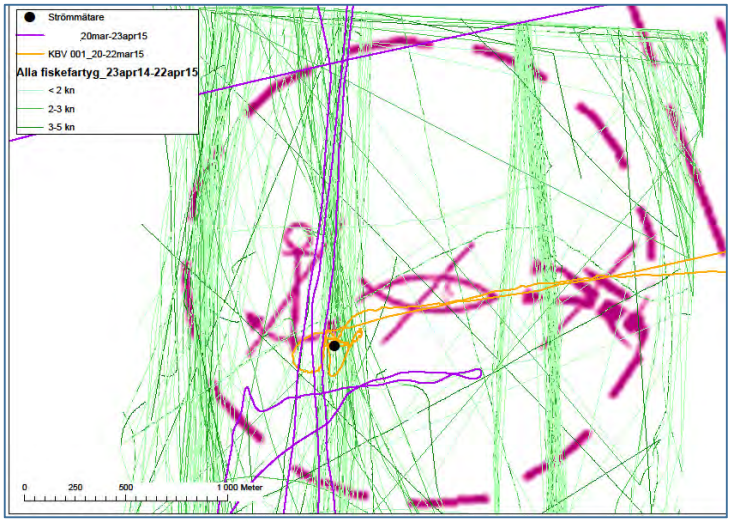
7.1.5 Analys av arsenikföreningar i fisk och skaldjur

Informationen om den omfattande bottentrålningen inom dumpningsområdet vid Måseskär, samt ROV-dokumentationen om bottennära fiskstim i och vid vraken visar på ett behov av ökad kunskap om effekter på fisk och skaldjur och i förlängningen även människors hälsa. Ett tänkbart upplägg kan vara att utöka förslaget ovan (*7.1.3 Behov av geologisk kartering vid*

Måseskärs dumpningsområde) om SGUs undersökningar under 2016; exempelvis kunde SLU involverats för att provta fisk och skaldjur i området för vidare analys och i förlängningen bättre underlag till lämpligheten av bottentrålning i området. Inför en sådan provtagning kan det videomaterial som finns att tillgå från 2015 års ROV-inspektioner vara värdefullt bakgrundsmaterial för en första visuell inspektion av fisk och artförekomst i dumpningsområdet.

7.1.6 Begränsning av trålning i dumpningsområdet

Som tidigare nämnts är cirkelmarkeringen i sjökorten som markerar dumpningsområdet vid Måseskär inte ett förbud mot bottenaktiviteter utan indikerar endast en varning för bottenaktiviteter. Analyser av AIS-data (Figur 33), samt side scan sonardata visar på frekvent trålning i området. Utifrån de stora osäkerheter som råder kring kunskapen om potentiella effekter på mänsklig hälsa vid intag av fisk och skaldjur från dumpningsområden, finns det anledning att rekommendera åberopande av försiktighetsprincipen och förbud mot trålning, till dess att mer information finns att tillgå.



Figur 33 Omfattande trålning i dumpningsområdet. Spåren visar fisketrålare med fart 2-5 kn under ett år. Det lila AIS-spåret visar fiskebåten som fångade RDCP:n.

De möjligheter som finns för en stat att förbjuda bottenaktiviteter eller annan aktivitet är begränsat till inom landets territorialgräns. Detsamma gäller för markering av områden för ammunitionsdumpning eller kemikaliedumpning; utanför territorialgränsen kan inte ett förbud mot aktiviteter införas, och dumpningsområdet vid Måseskär ligger utanför svenskt territorialvatten, på svensk ekonomisk zon.

I närheten av ett ruttsystem för fartygstrafik finns dock möjlighet att förbjuda aktiviteter även om det ligger utanför territorialgränsen men det förutsätter en ansökan om förbud och godkännande av IMO (International Maritime Organisation). Dumpningsområdet i Arendalsdjupet på norska sydkusten ligger utanför Norges territorialgräns och har en förbudsmarkering med en förklarande text ”Explosives Dumping Ground”. Området ligger dock i ett av IMO godkänt ruttsystem. Även om dumpningsområdet utanför Måseskär endast är markerat som en varning för bottenaktiviteter förekommer frekvent bottentrålning i området. Lämpligheten med bottentrålning i området med dumpad ammunition och eventuellt kemiska stridsmedel kan ifrågasättas. Förslagsvis undersöks möjligheten att införa förbud mot bottenaktiviteter i området.

7.1.7 Omvärldsbevakning

Inför fortsatt hantering av miljöfarliga vrak i svenska vatten är det viktigt att även inkludera löpande omvärldsbevakning, samt undersöka möjligheter till kunskaps- och informationsutbyte med grannländerna. Under 2015-2016 genomförs noggranna provtagningar och inspektioner av

vraken i dumpningsområdet Arendalsdjupet. Som tidigare nämnts kan resultaten av de norska undersökningarna även vara av stort värde för fortsatt utredning och identifiering av vraken väster om Måserskär; om exempelvis Monte Pascoal och/eller Schwabenland återfinns i Arendalsdjupet behöver letandet efter dessa vrak i svenska vatten inte fortsätta.

I arbetsgruppen Helcom Submerged är Sverige i dagsläget representerade genom marinen. Om HaV i framtiden ges ett koordinerande ansvar för hantering av miljöfarliga vrak, rekommenderas att HaV också har en representant i Helcom Submerged.

7.2 Förslag till åtgärder

Projektgruppen föreslår att

- det övergripande koordineringsansvaret för övervaknings- och åtgärdsprogram gällande miljörisker med sjunkna vrak ska ligga hos Havs- och vattenmyndigheten,
- åtgärdsprogram ska tas fram i samverkan mellan Havs- och vattenmyndigheten, Sjöfartsverket, Kustbevakningen, Statens maritima museer, Sveriges geologiska undersökning, SMHI, Naturvårdsverket, Myndigheten för samhällsskydd och beredskap, samt andra berörda myndigheter,
- ansvaret att samverka i utrednings- och åtgärdsarbetet gällande vrak skrivs in i myndigheternas regleringsbrev
- 10-15 milj kr/ år avsätts under en 10-årsperiod för undersökning av ca 10 prioriterade vrak/år. Tilldelade medel skall gå till den föreslagna koordinerande myndigheten HaV som fördelar medlen enligt framtaget åtgärdsprogram till respektive involverad myndighet.
- 0,6 milj kr/år avsätts under en 10-årsperiod för arkivsökning för att öka kunskapsnivån och förhoppningsvis kunna avskriva merparten av de 2700 vrak som ännu finns kvar på listan över potentiellt miljöfarliga vrak. Tilldelade medel går till Statens maritima museer som har tillgång till de flesta arkiv och vrakdatabaser samt har den expertkunskap som behövs för vrakdokumentation.
- Engångsanslag till SGU för högupplöst geokemisk och ekotoxikologisk provtagning och analys av sedimenten i området kring Måseskärsvraken under 2016 i samband med ordinarie övervakningsprogram vid västkusten

8 Referenser

Alcaro, L. o.a., 2012. Studies on Environmental Effects of Underwater Chemical Munitions in the Southern Adriatic Sea (Mediterranean Sea). *Marine Technology Society Journal,* Volym 46, pp. 10-20.

Amato, E. o.a., 2006. An integrated ecotoxicological approach to assess the effects of pollutants released by unexploded chemical ordnance dumped in the Southern Adriatic (Mediterranean Sea). *Marine Biology,* Volym 149, pp. 17-23.

Arison III, L. H., 2013. *European Disposal operations: The Sea Disposal of Chemical Weapons. ISBN 13: 978-1490927657.*

Baršienė, J. o.a., 2014. Environmental genotoxicity and cytotoxicity in flounder (*Platichthys flesus*), herring (*Clupea harengus*) and Atlantic cod (*Gadus morhua*) from chemical munitions dumping zones un the southern Baltic Sea. *Marine Environmental Research,* Volym 95, pp. 56-67.

Baršienė, J. o.a., 2013. Environmental genotoxicity and cytotoxicity levels in fish from the North Sea offshore region and Atlantic coastal waters. *Marin Pollution Bulletin,* Volym 68, pp. 106-116.

Bełdowski, J. o.a., 2015. Chemical Munitions Search and Assessment - an evaluation of the dumped munitions problem in the Baltic Sea. *Deep Sea Research II.*

Bełdowski, J. o.a., 2015b. Arsenic concetrations in Baltic Sea sediments close to chemical munitions dumpsites. *Deep Sea Research II. doi:10.1016/j.dsr2.2015.03.001.*

Cato, I., 2006. Miljökvalitet och trender i sediment och biota utmed Bohuskusten 2000/2001-en rapport från sju kontrollprogram. Rapporter och meddelanden 122. Sveriges geologiska undersökning.

Colavecchia, M. V., Backus, S. M., Hodson, P. V. & Parrot, J. L., 2004. Toxicity of oils sands to early life stages of Fathead Minnows (*Pimephales promelas*). *Environmental Toxicology and Chemistry,* Volym 23, pp. 1709-1718.

Della Torre, C. o.a., 2010. DNA damage, severe organ lesions and high muscle levels of As and Hg in two benthic fish species from a chemical warfare agent dumping site in the Mediterranean Sea. *Science of the Total Environment,* Volym 408, pp. 2136-2145.

Della Torre, C. o.a., 2013. Environmental hazard of yperite released at sea: Sublethal toxic effects on fish. *Journal of Hazardous Materials,* Volym 248-249, pp. 246-253.

Forum Skagerrak II & Lindström, P., 2006. Vrak i Skagerrak. Sammanfattning av kunskaperna kring mijöriskerna med läckande vrak i Skagerrak., Länsstyrelsen.

Grant, A., 2002. Pollution-Tolerant Species and Communities: Intriguing toys or invaluable monitoring tools?. *Human and Ecological Risk Assessment,* Volym 8, pp. 955-970.

Hawthorne, S. B., Miller, D. J. & Kreitinger, J. P., 2006. Measurement of total polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in sediments and toxic units used for estimating risk to

benthic invertebrates as manufactured gas plant sites. *Environmental Toxicology and Chemistry,* Volym 25, pp. 287-296.

HELCOM, 2013. Chemical Munitions Dumped in the Baltic Sea. BSEP No. 142. *Baltic Sea Environment Proceedings*.

IHO, 2013 (september). International Hydrographic Organization Special Publication, S-4 'Regulations of the IHO for International (INT) Charts and Chart Specifications of the IHO.

ISO, 2009. *Risk management - Principles and huidelines, ISO31000:2009(E),* Geneva: International Organization for Standardization.

Kulander, K.-E., Ericsson, M., Tegenack, A. & Fejes, J., 2010. Saneringsmanual för olja på svenska stränder. MSB 0134-09. ISBN: 978-91-7383-061-4.

Landquist, H. o.a., 2014. A fault tree model to assess probability of contaminant discharge from shipwrecks. *Marine Pollution Bulletin,* Volym 88, pp. 239-248.

Laurin, F., 1991. Scandinavia's underwater time bomb. *Bulletin of the Atomic Scientists,* Volym 47, pp. 11-15.

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

Lindgren, F. J., Hassellöv, I.-M. & Dahllöf, I., 2014. PAH effects on meio- and microbial benthic communities strongly depend on bioavailability. *Aquatic Toxicology,* Volym 146, pp. 230-238.

Lindgren, F. J., Hassellöv, I.-M. & Dahllöf, I., 2015a. Low concentrations of PAHs induce tolerance in nitrifying bacteria. *Frontiers in Marine Science,* Volym 2, pp. 1-7.

Lindgren, F. J. o.a., 2015b. Bioavailability of PAHs and induced tolerance *in situ* to chronically exposed microbial communities.. *In prep..*

Liungman, O. & Mattson, J., 2011. *Scientific documentation of Seatrack Web; physical processes, algorithms and references. https://stw-helcom.smhi.se/,* u.o.: u.n.

Länsstyrelsen, 2015. *Digital Miljöatlas.* [Online] Available at: http://ext-webbgis.lansstyrelsen.se/digital_miljoatlas/ [Använd 31 10 2015].

Mohrholz, V. o.a., 2015. Fresh oxygen for the Baltic Sea — An exceptional saline inflow after a decade of stagnation, Journal of MarFresh oxygen for the Baltic Sea — An exceptional saline inflow after a decade of stagnation. *Journal of Marine Systems,* Volym 148, pp. 152-166.

Niiranen, S. o.a., 2008. Modelled bioaccumulation of chemical warfare agents within the Baltic Sea food web. *US/EU-Baltic International Symposium, 2008 IEEE/OES.*

Oakley, J. F. & O'Hagan, A., 2010. *The Sheffield Elicitation Framework (SHELF), version (2.0). [Online]. Available: http://www.tonyohagan.co.uk/shelf/.*

Paka, V., 2004. Sea-dumped Chemical Weapons: state of problem. *Russian Chmical Journal (Journal of Medeleev Russian Chemical Society),* XLVIII(2), pp. 99-109.

Paka, V. & Spiridonov, M. A., 2001. REsearch of dumped chemical weapons made by R/V "Professor Shtokman" in the Gotland, Bornholm and Skagerrak dumpsites. i: T. Missiaen & J. Henriet, red. *Chemical Munitions and Dumpsites in Coastal Environments.* u.o.:u.n., pp. 27-42.

Polyak, Y., Medvedeva, N. & Zaytseva, T., 2008. Microbial indicators of contamination of water and sediments by warfare agents in Baltic Sea dump sites. *US/EU-Baltic International Symposium, 2008 IEEE/OES.*

Rodhe, J., 1996. On the dynamics of the large-scale circulation of the Skagerrak. *Journal of Sea Research,* Volym 1-3, pp. 9-21.

Sanchez-Garcia, L., Cato, I. & Gustavsson, Ö., 2010. Evaluation of the influence of black carbon on the distribution of PAHs in the sediments from along the entire Swedish continental shelf. *Marine Chemistry,* Volym 119, pp. 44-51.

Sanderson, H., Fauser, P., Rahbeck, M. & Larsen, J. B., 2014. Review of environmental exposure concentrations of chemical warfare agents residues and associated fish community risk following the construction and completion of the Nord Stream gas pipelin between Russia and Germany. *Journal of Hazardous Materials,* Volym 279, pp. 518-526.

Sanderson, H., Fauser, P., Thomsen, M. & Larsen, J. B., 2012. Weight-of-evidence environemental risk assesment of dumped chemical weapons after WWII along the Nord-Stream gas pipeline in the Bornholm Deep. *Journal of Hazardous Materials,* Volym 215-216, pp. 217-226.

Sanderson, H., Fauser, P., Thomsen, M. & Sørensen, P. B., 2008. Screening level fish community risk assessment of chemical warfare agents in the Baltic Sea. *Journal of Hazardous Materinals,* Volym 154, pp. 846-857.

Sanderson, H., Fauser, P., Thomsen, M. & Sørensen, P. B., 2009. Human health risk screening due to consumption of fish contaminated with chemical warfare agents in the Baltic Sea. *Journal of Hazardous Materials,* Volym 162, pp. 416-422.

Sanderson, H. o.a., 2010. Environmental Hazards of Sea-Dumped Chemical Weapons. *Environmental Science and Technology,* Volym 44, pp. 4389-4394.

Sjöfartsverket, 1992. Rapport om kartläggning av förekomst av dumpade kemiska stridsmedel på den svenska delen av kontinentalsockeln. Serie S 210-36.

Sjöfartsverket, 2011. Miljörisker från fartygsvrak. Regeringsuppdrag 2009/4683/TR. Dnr: 090602-09-02375.

Sjöfartsverket, 2014. Miljörisker sjunkna vrak: Undersökningsmetoder och miljöaspekter. Dnr: 1399-14-01942-6,

Symons, L. o.a., 2013. Risk assessment for potentially polluting wrecks in U.S. waters, Silver Spring: National Oceanic and Atmospheric Administration.

Szarejko, A. & Namienik, J., 2009. The Baltic Sea as a dumping site of chemical munitions and chemical warfare agents. *Chemicstry and Ecology,* Volym 25, pp. 13-26.

Tørnes, J. A. o.a., 2002. Investigation and risk assessment of ships loaded with chemical ammunition scuttled in Skagerrak. FFI-rapport 2002/04951, ISBN: 82-464-0678-7.

Tørnes, J. A., Voie, Ø. A., Mariussen, E. & Lågstad, P., 2015. Kjemisk ammunisjon senket utenfor norskekysten etter andre verdenskrig - hva er senket of hvilke effekter har dette på marine organismer? FFI-rapport 2015/00925. P: ISBN 978-82-464-2574-0 E: ISBN 978-82-464-2575-7.

Zheng, H., Wisedchaisri, G. & Gonen, T., 2013. Crystal structure of a nitrate/nitite exchanger. *Nature,* Volym 497, pp. 647-652.

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
Fredrik Simonson	fredrik.simonson at kustbevakningen.se
Anders Östin	anders.ostin at foi.se

10 Bilagor

Bilaga 1: VRAKA manual

Bilaga 2: Deltagarlista VRAKA experteliciteringsworkshop

Bilaga 3: Rapport Baltica Måseskärsvraken

Bilaga 4: Rapport HMS Kullen Måseskärsvraken

Bilaga 5: Undersökning av Harburg

Bilaga 6: Konferensprogram *Wrecks of the world III: Shipwreck risk assessment*

Sjöfartsverket 2015

Miljörisker sjunkna vrak 2

Dnr: 1399-14-01942-15

VRAKA

Probabilistic risk assessment of shipwrecks

Handbook

Version Oct. 2015

© Chalmers University of Technology

Authors Hanna Landquist, Chalmers University of Technology
Lars Rosén, Chalmers University of Technology

Month Year 2015 October

Funders The Swedish Maritime Administration
Project Leader Ida-Maja Hassellöv, Chalmers University of Technology

EU – BONUS project SWERA
Project Leader Jorma Rytkönen, SYKE

Introduction

VRAKA is a method and tool for probabilistic risk assessment of potentially polluting shipwrecks. The approach is developed at Chalmers University of technology in Gothenburg.

VRAKA consists of two parts:

(1) a tool for estimating the probability of release of hazardous substances from shipwrecks and,

(2) a method for estimating potential consequences of such release.

The tool for estimating the probability of release is a Microsoft Excel based software of which results are presented as e.g. a probability distribution and expected amount of the release of hazardous substances. The method to also estimate consequences provides the possibility of obtaining results on a number of tiers depending on tools and resources available.

Results obtained by VRAKA shall be considered as decision support and as a part of a holistic assessment of mitigation options for shipwrecks. The results should therefore not stand for themselves.

Please read through the handbook carefully before start using VRAKA. Good luck!

Table of contents

Risk assessment and VRAKA 1

Overview 2

Preparing Excel 4

1. Developer 4
2. Macro enabled file 5
3. Crystal Ball 5
4. CBDevkit 5

Part 1 – Probability of release 8

Part 2 – Consequence assessment 10

Tier 1 10

Tier 2 10

Tier 3 11

1. Seatrack Web 11
2. Digital Environmental Atlas 15
3. Analysis 17

Risk Evaluation and Interpretation of results 19

References 20

Risk assessment and VRAKA

VRAKA is a method and tool for probabilistic risk assessment of shipwrecks. It is based on a well-established framework for risk assessment (ISO, 2009) and the purpose of developing the tool has been to provide means for decision support on mitigation measures regarding potentially polluting shipwrecks, Figure 2.

VRAKA can provide input to Risk Estimation, a part of Risk Analysis, and furthermore to Risk Evaluation by Analysis of options. Together these two comprises Risk Assessment. To complete the Risk Management cycle a Decision has to be made, followed by Implementation and Monitoring.

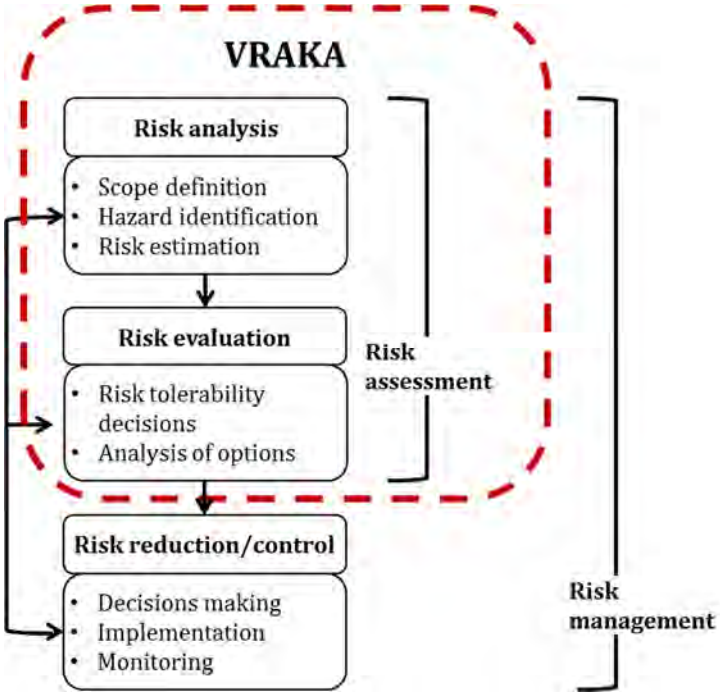


Figure 1. VRAKA – Method for Risk Assessment of potentially polluting shipwrecks, based on the ISO Standard Risk Management – Principle and guidelines (2009).

Overview

VRAKA is an Excel based tool divided in two workbooks (Figure 22). Workbook one (VRAKAFile1) includes a number of sheets where the assessor is asked to provide input in sheets 1.General and 2.Indicators. Other sheets are of an informative character.

Workbook two (VRAKAFile2) also includes a number of sheets of which 3.Volume and 4.Intensity demand assessor input at a first stage. If a consequence assessment is performed information should also be provided in sheets Tier 1, Tier 2 or Tier 3. Results are presented in sheet Summary Results, Other sheets are of an informative character.

It is crucial to remember that only one workbook can be open at a time. Otherwise calculations might be disturbed. Furthermore, a number of macros are programmed in order to facilitate the assessment. Guidance on how to prepare Excel to handle macros is provided in this Handbook (Chapter Prepare Excel).

The Risk Estimation performed in VRAKA is based on a combination of (1) the probability of release of hazardous substances and, (2) a consequence estimation. Calculations for estimating the probability of release is based on Bayesian statistics and fault tree analysis. An expert elicitation workshop has provided information regarding a "normal wreck", representative of the Swedish wreck population. The assessor provides wreck- and site-specific information to update VRAKA to represent a specific wreck at hand. The probability of release is then calculated by fault tree analysis (Figure 3) while estimation of consequences are based on existing tools.

Figure 2. Flowchart of the VRAKA the tool.

A fault tree is built up by a number of basic events assumed to contribute or lead to a top event. In the case of a shipwreck, basic events are activities possibly causing damage to a wreck to the extent that hazardous material can be discharged and information regarding if bunker and/or cargo is contained and hazardous. For further reading regarding the fault tree analysis, see Landquist et al. (2014).

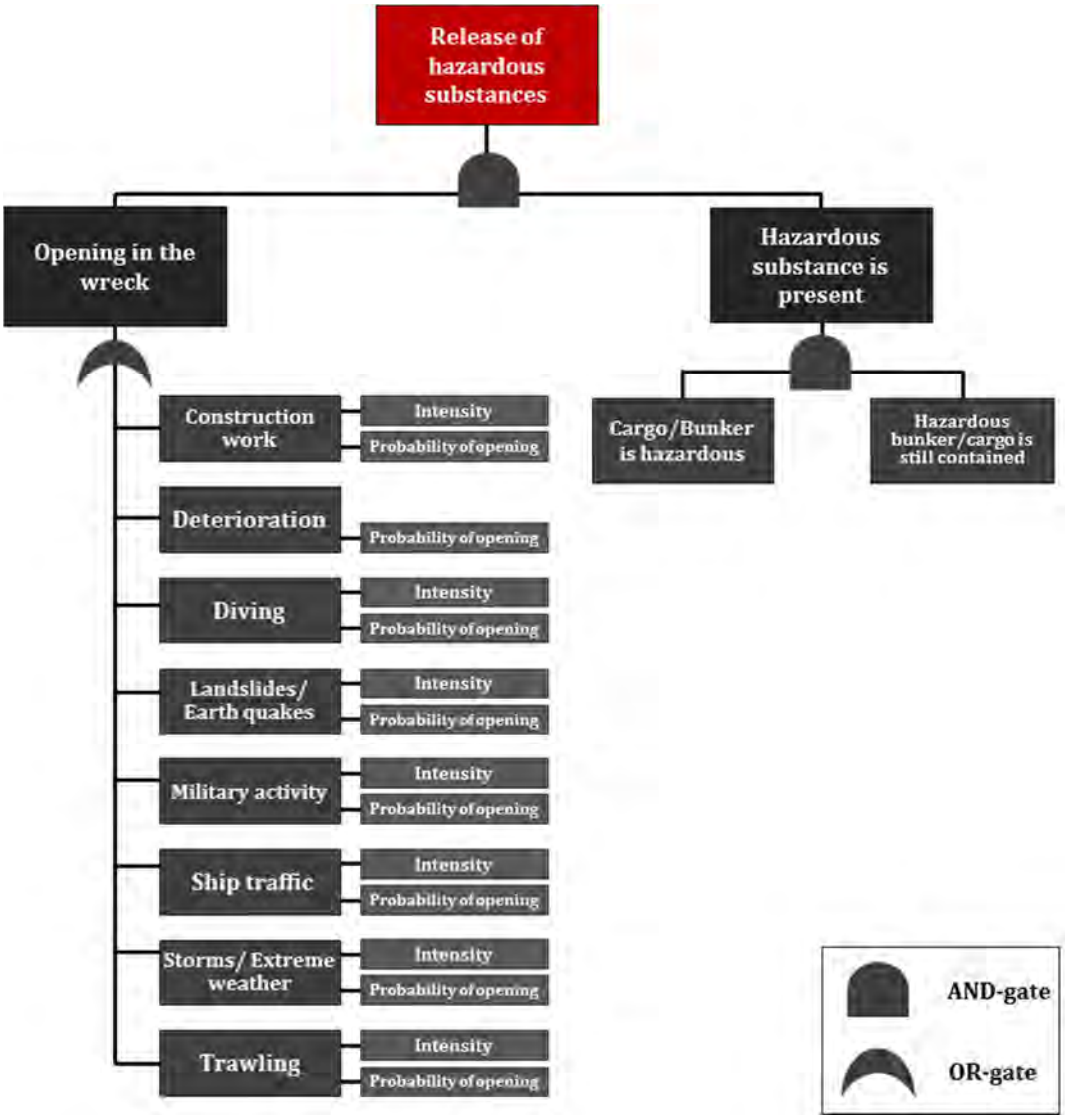


Figure 3. The Fault tree of VRAKA for calculations of probability of release.

Preparing Excel

VRAKA is based on Excel with an add-in program called Crystal Ball for facilitating uncertainty and sensitivity analyses by means of Monte Carlo simulations. Please follow the steps below in order to prepare Excel for running VRAKA and Crystal Ball.

1. Developer

A number of so called macros are programmed for VRAKA and Macro Security needs to be set:

a. In Excel, go to File, Options and the Customize Ribbon.
b. Check the box Developer.
c. Go to Macro Security on the Developer tab. Check "Disable all macros with notification" (Figure 4 and Figure 5).

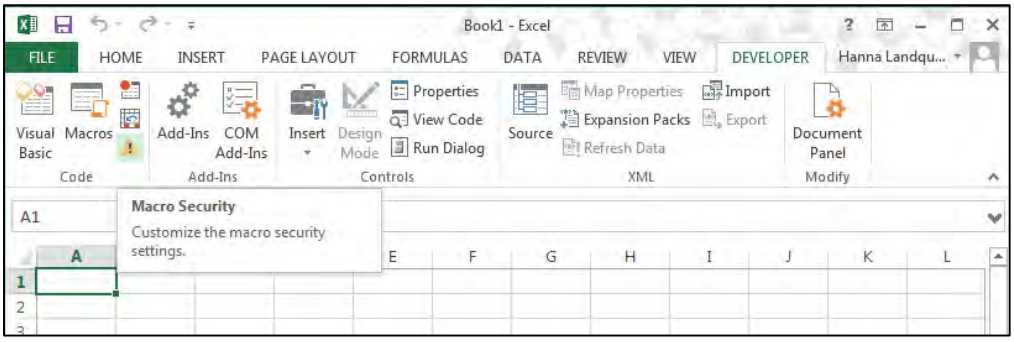


Figure 4. Finding Macro Security in Excel.

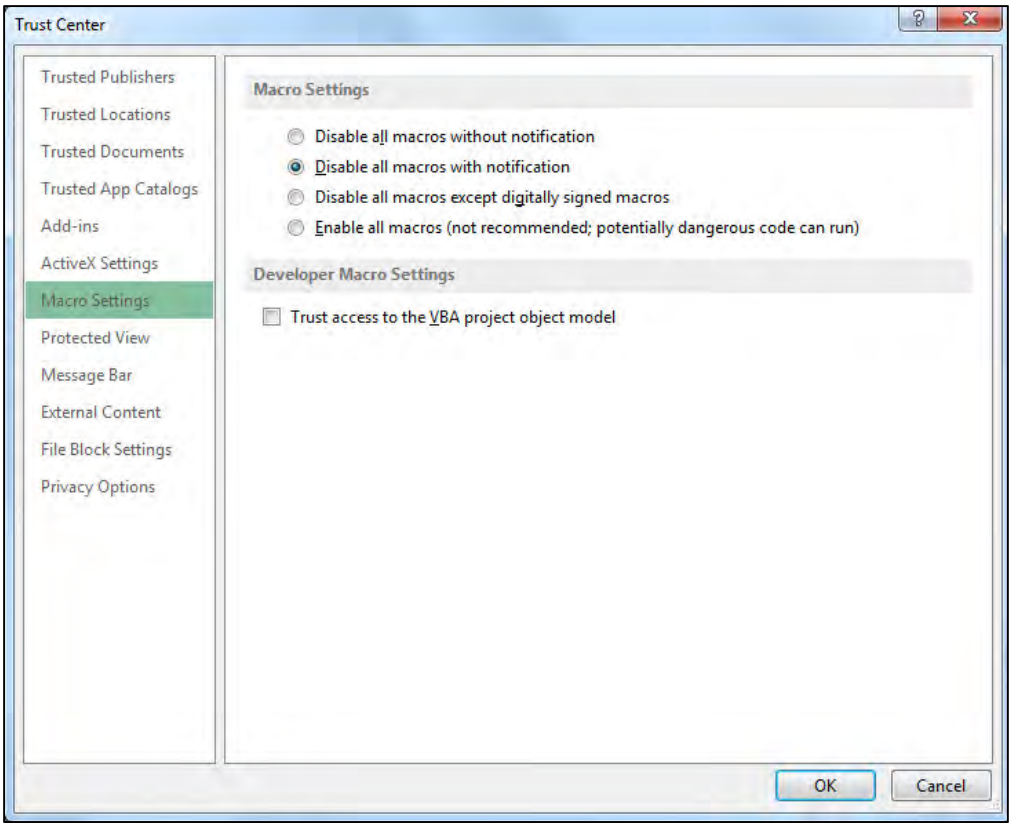


Figure 5. Disable all macros with notification in Excel.

2. Macro enabled file

In order to run VRAKA, the files VRAKAFile1 and VRAKAFile 2 should also be macro enabled. Open the file and click "Save as". Keep the name but in Save as type choose Excel Macro-Enabled workbook (Figure 6).

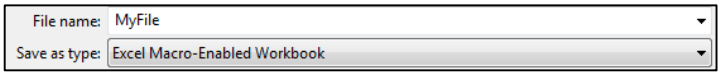


Figure 6. Saving the file as a Macro-Enabled Workbook.

3. Crystal Ball

In order to perform the simulations it is necessary to install Oracle Crystal Ball. The program is an add-in to Excel and available at:
http://www.oracle.com/us/products/applications/crystalball/overview/index.html . A free trial period is available.

4. CBDevkit

Some of the macros in VRAKA are manually programmed in Visual Basic. In order to couple Crystal Ball to the macros the CBDevkit needs to be activated:

1. Open the Developer
2. Click Visual Basic in the Code (Figure 7)
3. Go to Tools and References. (Figure 8)

   Check the box CBDevkit. (

4. Figure 9)

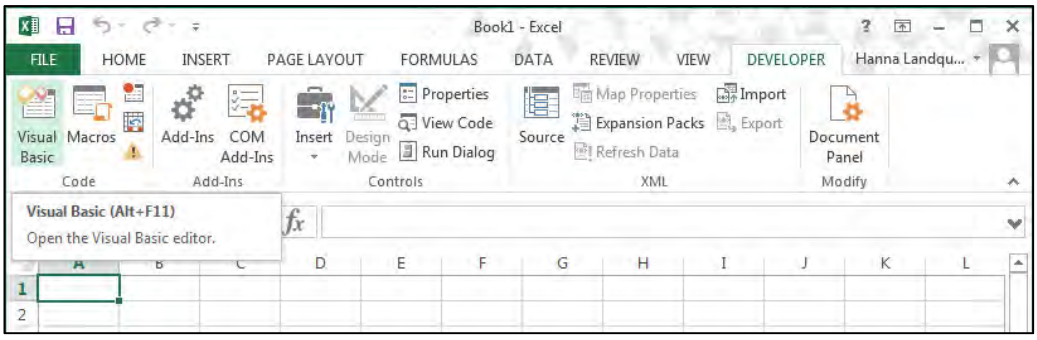


Figure 7. Finding the Visual Basic control in Excel.

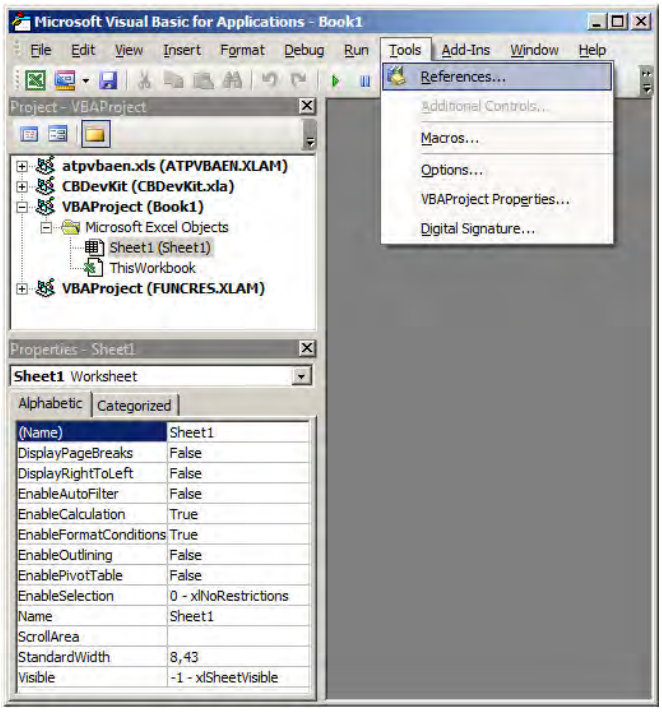


Figure 8. Finding References in the Developer.

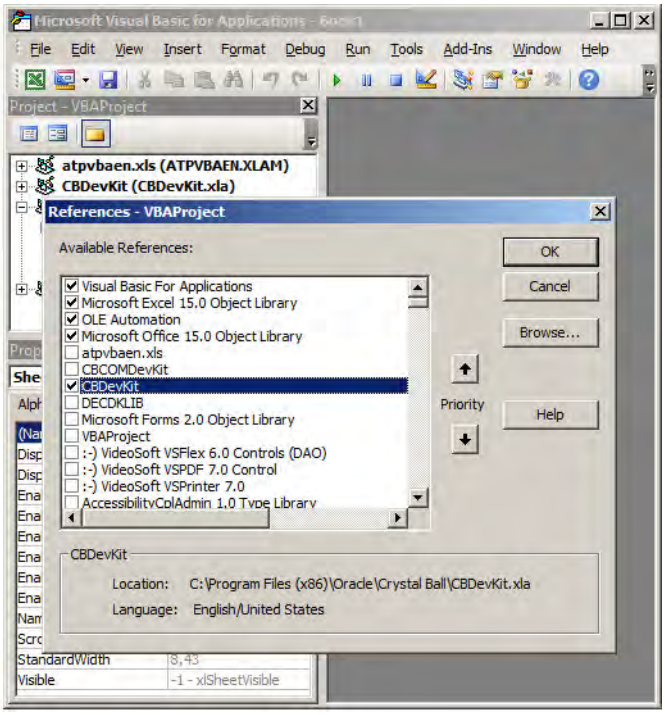


Figure 9. Activating the CBDevkit in the Developer.

Part 1 – Probability of release

0. Create a folder with the name of the shipwreck. Copy VRAKAFile1 and VRAKAFile2 into the folder. **It is crucial to keep these exact names of the files, i.e. remove any possible additions indicating it is a copy.**

1. Open VRAKAFile1 (Figure 10) and:
   - read the instructions carefully,
   - make all the assessments guided by instructions in the file and click forward by the assigned buttons,
   - run by clicking the assigned button,
   - save,
   - **close the file**. This is very important to get correct calculations.

Figure 10. Flowscheme of VRAKAFile1.

2. Open VRAKAFile2 (Figure 11) and:
   - read the instructions carefully,
   - make all the assessments guided by instructions in the file and click forward by the assigned buttons,
   - run by clicking the assigned button
   - save,
   - please see the obtained results in sheet Summary Results.

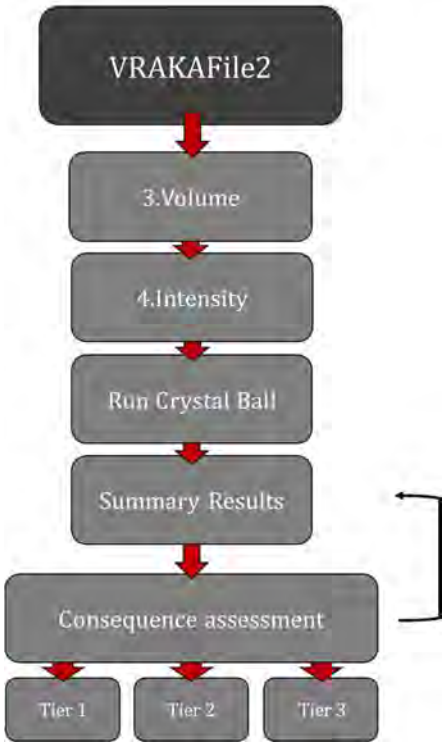


Figure 11. Flowscheme of VRAKAFile2.

3. Sensitivity analysis.
   VRAKA provides an opportunity to handle uncertainties connected to decisions on risk mitigation on shipwrecks. Some input information are associated with large uncertainty, some with small. To analyze what indata contributes the most to the uncertainties of the results, please look at the sensitivity chart in sheet Summary Results. The horizontal colored bars represent specific input parameters as presented in the left axis and the percentage given in the bars represents the contribution of uncertainty to the result. If a parameter has a large contribution to uncertainty in the final result, consider updating information regarding this specific parameter.

4. The results achieved will among a number of things show the probability of release of hazardous substances from the shipwreck. To further interpret the results, please see Chapters Part 2 – Consequence assessment and Interpretation of results for guidance.

Part 2 – Consequence assessment

Consequences assessment in VRAKA can be performed on four tiers (levels of ambition), based on available resources. All four tiers will provide comparative results, i.e. several wrecks need to be analyzed in order to obtain useful results. Choose a tier compatible to resources and needs. Below follows a description of how to perform a consequence assessment for each of the four tiers:

Tier 1

Initial or simple consequence assessments can be performed by analyzing the probability of release and the expected amount of hazardous substance released. The VRAKA Excel tool will provide input for these two parameters.

The expected amount of release and the probability of such release can evaluated by;

a) $P_{Release}$ x Expected amount = $Risk_{Total}$ where the $Risk_{Total}$ can be compared between wrecks, or;
b) analysis of $P_{Release}$ and Expected amount as separate entities. Probability of release and expected volume can each separately be compared to results from other wrecks.

Please see sheet Tier 1 in VRAKA for the result.

Tier 2

Further analysis of consequences may include simplified estimations of effects on potential receptors. Based on results from the VRAKA tool, choose in Table 1 the appropriate box for "Volume" the equivalent to the expected volume of release. Further, choose corresponding boxes for "Distance to shore" and "Sensitivity".

Table 1. Tier 2 consequence assessment in VRAKA.

	Low severity	**Moderate Severity**	**High Severity**
Volume	<100 m^3	10 – 500 m^3	> 500 m^3
Distance to shore	< 10 nm	1 – 10 nm	< 1 nm
Sensitivity	Nearest shore is: Sand, steep cliffs or rock walls or facilities.	Nearest shore is: Cliff beaches, pebble, boulder or gravel beaches.	Nearest shore is: Reedbeds, meadows, fine sediment beaches. or mixed beaches

The consequence is estimated as high if at least two boxes are black, as moderate if at least two boxes are red or each displays a different color, otherwise low. Please see the example below.

Example:
The following information is applied in Table 2*:*

- *The expected amount of release is 400m³ according to results from the VRAKA tool.*
- *Distance to nearest shore is 3 nm.*
- *Nearest shore is steep cliffs.*

Table 2. Example of application of Tier 2 consequence assessment.

	Low severity	***Moderate severity***	***High Severity***
Volume	*<100 m³*	***10 – 500 m³***	*> 500 m³*
Distance to shore	*< 10 nm*	***1 – 10 nm***	*< 1 nm*
Sensitivity	***Nearest shore is: Sand, steep cliffs or rock walls or facilities.***	*Nearest shore is: Cliff beaches, pebble, boulder or gravel beaches.*	*Nearest shore is: Reedbeds, meadows, fine sediment beaches. or mixed beaches*

Result: Two of the boxes are red, the consequences is estimated to be moderate.

Results from the Tier 2 consequence assessment can together with results from the VRAKA tool concerning the probability of release be used as a risk estimation for the wreck at hand. The probability of release and the consequence estimation are separately compared between shipwrecks.

Please see sheet Tier 2 in VRAKA for the result.

Tier 3

Tier 3 is performed in a number of steps: (1) application of the tool Sea Track Web, (2) application of the tool Digital Environmental Atlas, and (3) analysis and combination results.

1. Seatrack Web

Seatrack Web provides the possibility to model oil trajectories based on prevailing weather conditions. Currently it is possible to run simulations for up to five days starting up to nine days before and five days after the present day. Seatrack Web can in VRAKA be applied to obtain information on possible end-points from a spill from a shipwreck. However, since only present and very recent and near future starting times can be

applied, this information can today only provide guidance for a consequence assessment. Therefore, please keep values of volume of the spill (retrieve the information from the VRAKA-tool), depth, duration, oil type, total amount and duration while altering number of forecast days and start date and repeat simulations to get an as broad picture as possible.

Apply SeaTrackWeb

a. Open SeaTrack Web at: stw.smhi.se/ and log in.
   If no account is available, please contact: seatrackweb@smhi.se for further information.
b. Select "Continuous oil spill" (Figure 12).

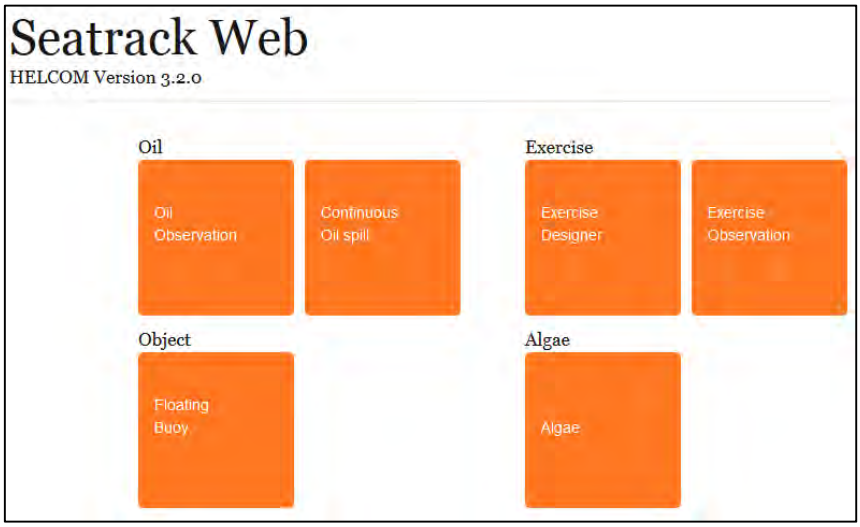


Figure 12. Seatrack Web, Continuous Oil Spill.

c. Select date (Figure 13).

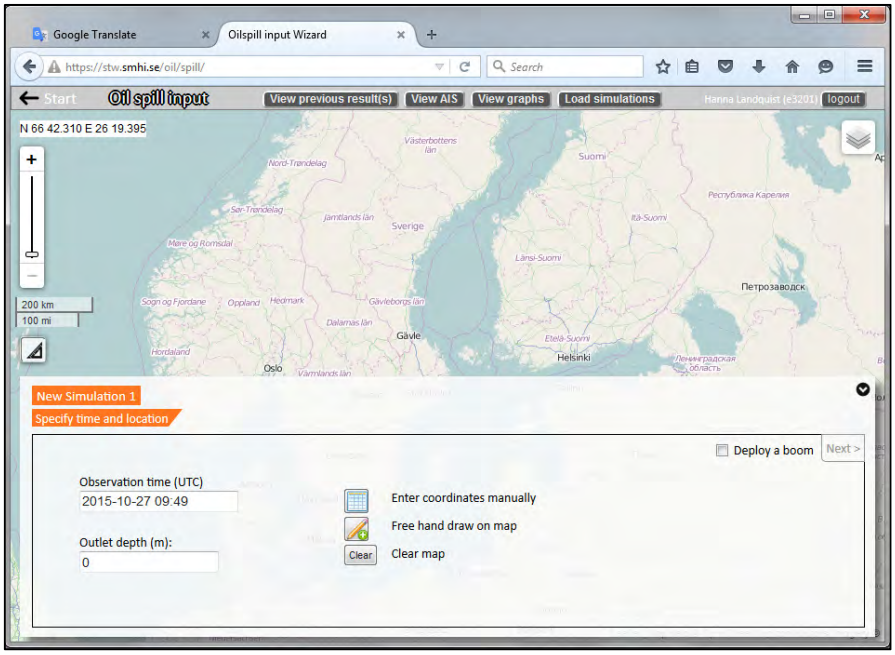


Figure 13. Select date in Seatrack Web.

d. Select outlet depth corresponding to the depth at the wreck site. (If the estimated depth at the specific location in the map at Seatrack Web is lower than the estimated shipwreck depth, this might result in an error when running the simulation.)
e. Set location manually or enter coordinates (Figure 14).

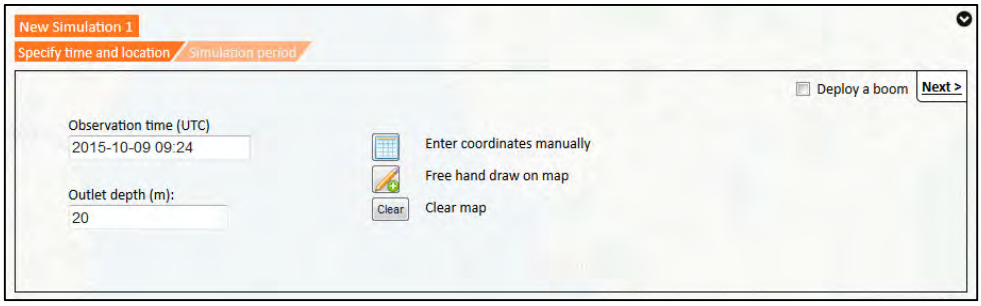


Figure 14. Select outlet depth and coordinates for the outlet in Seatrack Web.

f. Select forecast type.
g. Select starting date.
h. Select duration of the simulation (Figure 15). (Keep in mind that the duration of the simulation cannot be longer that the forecast length. The program will indicate this by not allowing you to proceed.) It is also possible view current, wind and ice arrows.

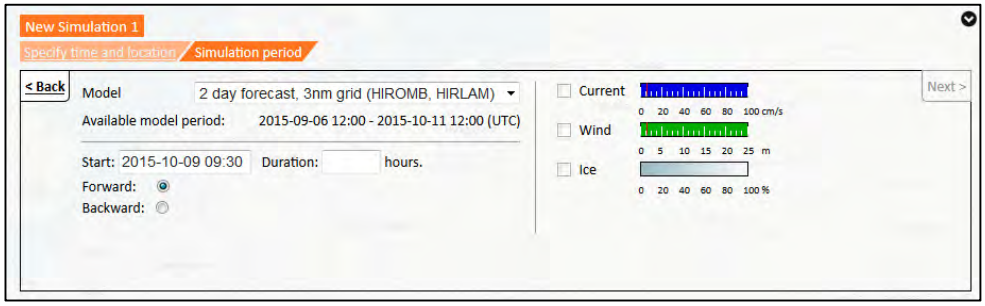


Figure 15. Select forecast type, starting dage and duration of simulation in Seatrack Web.

i. Select oil class or specific oil (Figure 16).

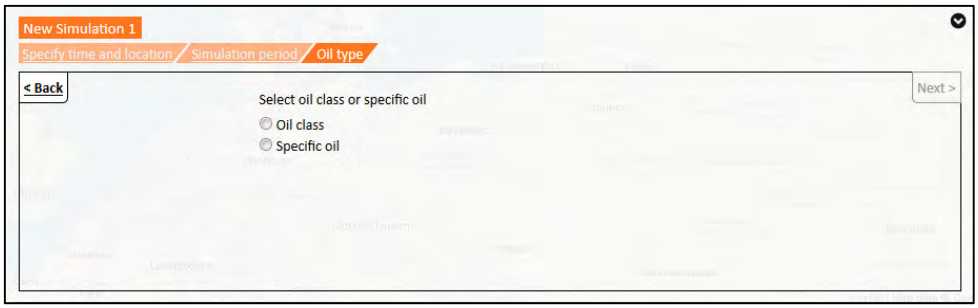


Figure 16. Select oil class or specific oil in Seatrack Web.

j. Select total amount and,
k. duration of the release. Use the expected amount of release obtained in the VRAKA-tool (Figure 17).

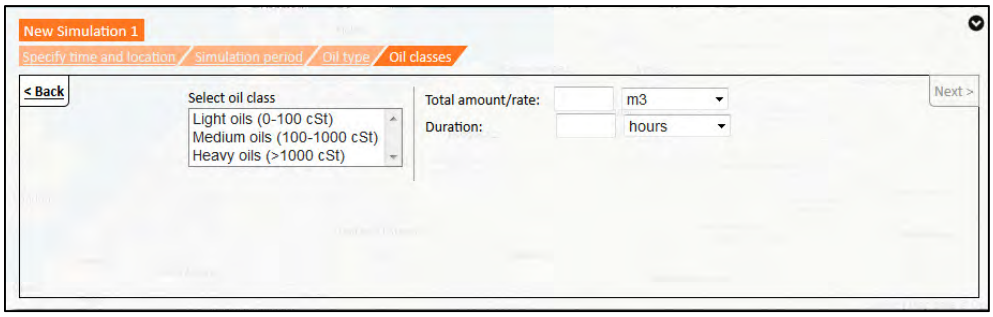


Figure 17. Select total amount and duratin of release in Seatrack Web..

l. Select level of detail for the simulation (Figure 18).

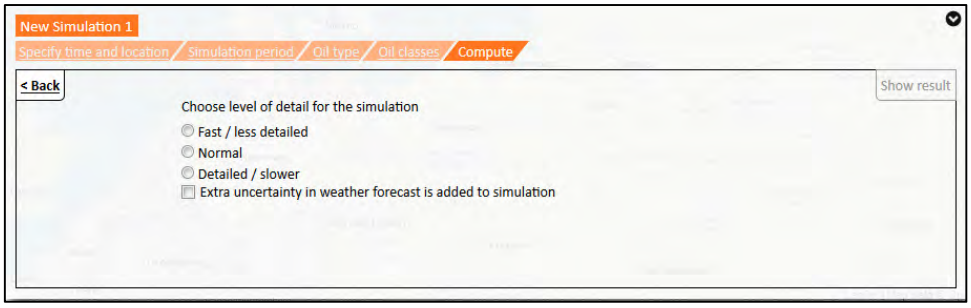


Figure 18. Select level of deltail for the simulation in Seatrack Web..

m. Run the simulation.
n. Save the simulation (Figure 19).

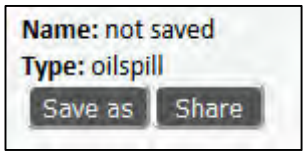


Figure 19. Save the simulation in Seatrach Web.

o. Add a new simulation and repeat the simulation after changing values for (f) and (g) and possibly (j), (h) and (k), keep all other parameters (Figure 20).

Figure 20. Add a new simulation in Seatrack Web.

p. Save the simulation and repeat (o) until stable results are received.
q. Compare the results of the simulation by using the tools in Seatrack Web "View graphs" and "Load simulations" (Figure 21).

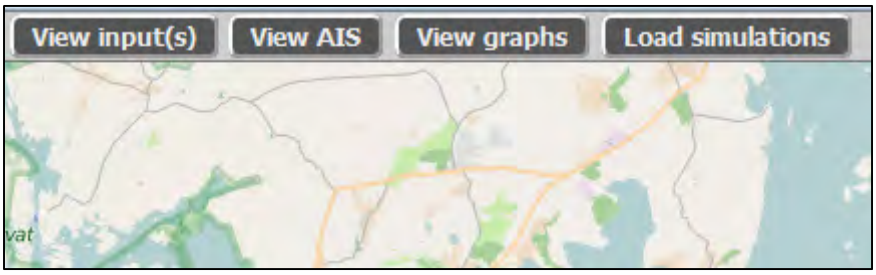


Figure 21. Load simulations in Seatrack Web.

The colors of the spill depicts where the oil will end up, at surface, sea bed or at shore (

r. Figure 22). Are there areas where oil end up in every simulation? Are there areas the oil seem not to reach? Etc.

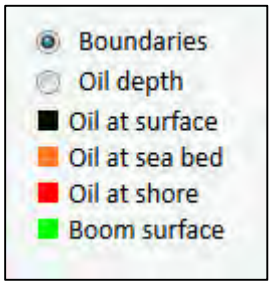


Figure 22. Color coding of end points of the release in Seatrack Web.

2. Digital Environmental Atlas

a. Open the Digital Environmental Atlas at: ext-webbgis.lansstyrelsen.se/digital_miljoatlas/ (Figure 23).

Figure 23. Start page for the Digital Environmental Atlas.

b. Zoom into the wreck area.
c. In the legend to the right, select "Digital Miljöatlas" (Figure 24).

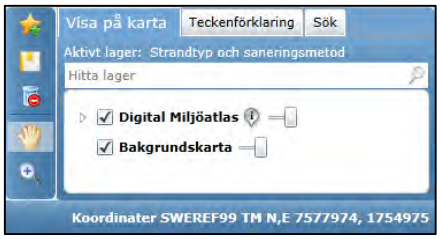


Figure 24. Text.

d. Select “Strandtyp” and “Strandtyp och saneringsmetod”. The different types of shore shall now be visible at the map (**Error! Reference source not found.** and **Error! Reference source not found.**)**Error! Reference source not found.**.

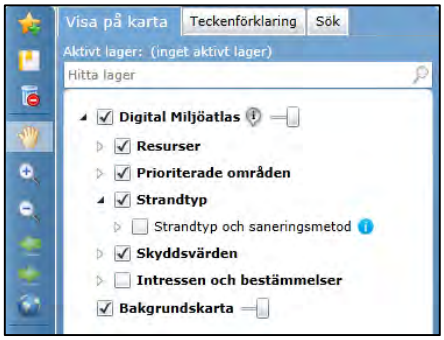


Figure 24 Select ”Strandtyp” and ”Strandtyp och saneringsmetod”.

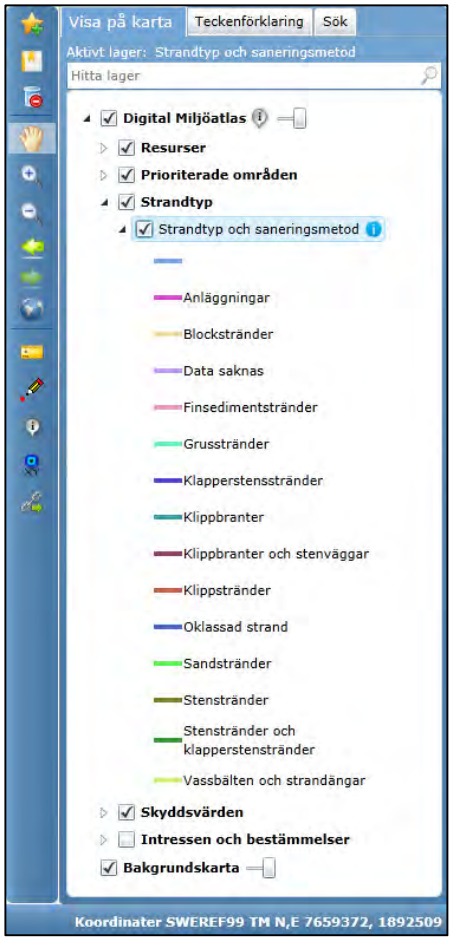


Figure 265 Types of shoreline in the Digital Environmental Atlas.

3. Analysis

The results from Sea Track web give an indication of where the oil will reach the shore or sea bottom, alternatively stay on the surface. Compare the results with the shore types indicated in the Digital Environmental Atlas.

Obtain an indication of severity by the vulnerability rank for the sea floor, water column and beach types (Table 3). Estimate the volume of discharged oil per receptor type or make a visual qualitative analysis for the affected area as a whole. If choosing to estimate volume per shore type, please go to sheet "Tier 3" in VRAKA and add volume per shore type in the assigned cells.

Table 3. Vulnerability rank for shore types, water surface and sea floor. Based on "Saneringsmanual för olja på svenska stränder" (Kulander et al., 2010).

Shore types in the Digital Environmental Atlas	**Vulnerability rank**
Plants	0
Steep cliffs	1
Steep cliffs and rock walls	1
Sand beach	2
Gravel beach	3
Shingle beach	4
Boulder beach	5
Cliff shore	6
Cobble and shingle beach	7
Cobble beach	7
Fine sediment beach	8
Reedbead and sea meadow beach	9
Data missing	9
Non-classified shore	9
Water surface	4
Sea floor	8,4,4 (Depending on type of seafloor)

A rough consequence assessment can based on the table above be performed as:

O_{tot} = *Total volume of oil*
O_{sf} = *Percentage of the volume of oil affecting the sea floor*
O_{wc} = *Percentage of the volume of oil affecting the water column*
O_{sln} = *Percentage of the volume of oil affecting the shoreline type n*
V_{sf} = *Vulnerability ranking for the sea floor*
V_{wc} = *Vulnerability ranking for the water column*
V_{slx} = *Vulnerability ranking for shoreline class x*

$$Consequence = O_{tot}\ x\ (O_{sf}\ x\ V_{sf}\ +\ O_{wc}\ x\ V_{wc} +\ O_{sl1,...14}\ x\ V_{sl1,...14}\ ) \qquad eq\ 1$$

This is done automatically in VRAKA if the estimated amount per shore type is assigned in the required cells in sheet Tier 3. The calculated consequence for each wreck can be compared.

Risk Evaluation and Interpretation of results

Chapters Part 1 – Probability of release and Part 2 – Consequence assessment describe how Risk Estimation can be performed with VRAKA. The tool can also, to some extent, be of use for Risk Evaluation and Analysis of options (Figure 2). When having obtained results from the VRAKA tool it is possible to analyze results in sheet Summary Results and see the probability of each activity causing an opening. If it is possible to reduce, or even forbid, certain activities contributing to the risk, the probability and risk can be reduced and with VRAKA this risk reduction can be modelled and estimated.

Furthermore, similar analysis can be performed for the consequence assessment. If the discharge can be hindered from reaching certain areas of e.g. shore or seafloor particularly sensitive to a spill, risks can be reduced.

VRAKA is a tool to model risk. Remember that a model is not the reality, it depicts reality and is never better than the underlying theories and input data. That is, results will be based on type, quantity and quality of the input information provided and low quality input data will provide a low quality result and vice versa. In order to handle this to some extent, perform a sensitivity analysis. Consider the sensitivity chart presented in VRAKA. If large uncertainties occur, please consider obtaining more information on those parameters.

Probability results should be interpreted as the distributions they represent. A point value is not valid information to support a decision on mitigation measures, the range of possible results should be taken into account. That is, please use the probability distribution when analyzing results, not only the expected value.

Consequences can be assessed on different tiers. Please keep in mind that a Tier 1 consequence analysis will be based on the probability of discharge and the volume of that discharge. The volume of oil is used as a proxy for environmental, social and economic consequences and is therefore very simplistic. The Tier 2 and the Tier 3 assessment includes more parameters. However, shoreline sensitivity is based mainly on the possibility of remediation and to a smaller extent on ecological sensitivity. Please bring knowledge of what the analysis of probability and consequence are based on into the final decision. Ask yourself, what is included, what is not? What impact will that have on the results and in the end, the decision?

Results of the estimation of probability and consequences can separately or combined be used for comparing wrecks. This rank might differ depending on what is chosen as a base for the decision. Consequence might be high and probability low for one wreck, and the other way around for another. The weight put to probability results or consequence results respectively will have an impact on the result.

Risk estimation in VRAKA is based on a larger instantaneous discharge. Small discharges of oil into the marine environment do however, also effect marine organisms (Lindgren, 2015). Please keep this information in mind for the final decision.

Finally, results from VRAKA are intended as decision support on choosing wrecks for risk mitigation. VRAKA will provide information to rank wrecks rather than absolute numbers on risk. The results from VRAKA can be applied as decision support on risk mitigation of potentially polluting shipwrecks, however, these results shall be interpreted as one piece of information to that decision.

References

ISO 2009. Risk management - Principles and guidelines, ISO 31000:2009(E). Geneva: International Organization for Standardization.

KULANDER, K.-E., ERICSSON, M., TEGENACK, A., FEJESE, J. & EVANS, S. 2010. Saneringsmanual för olja på svenska stränder.

LANDQUIST, H., ROSÉN, L., LINDHE, A., NORBERG, T., HASSELLÖV, I. M., LINDGREN, J. F. & DAHLLÖF, I. 2014. A fault tree model to assess probability of contaminant discharge from shipwrecks. *Marine Pollution Bulletin,* 88**,** 239-248.

LINDGREN, J. F. 2015. *Evaluating effects of low concentrations of oil in marine benthic communities.* Doctoral, Chalmers University of Technology.

Workshop VRAKA 2015
Deltagarlista

Namn		Organisation
Andersson	Pia	SMHI
Annvik	Claes	Meodec
Arneborg	Lars	GU
Broström	Göran	GU
Ebertz	Peter	MTE
Ekberg	Göran	SMM
Eriksson	Johan	Sjöfartsverket
Hallbeck	Lotta	Micans
Hassellöv	Ida-Maja	Chalmers
Holgersson	Mickael	MTE
Jonsson	Peter	LTH, Havsportalen
Klingberg	Fredrik	SGU
Klingberg	Anders	KBV
Landquist	Hanna	Chalmers
Larsson	Christer	HAV
Lindgren	Fredrik	Chalmers
Lindhe	Andreas	Chalmers
Lyderson	Bengt	SjöV - Rederiinspektionen
Lysell	Mattias	Meodec
Norrman	Jenny	Chalmers
Olsson	Ulf	SjöV
Rattfelt Nyholm	Jenny	FOI
Risberg	Patrik	KBV
Rosén	Lars	Chalmers
Sangberg	Bengt	Bureauveritas
Sender	Ulf	Swerea
Simonsson	Fredrik	KBV
Slagbrand	Peter	SGU
Svensson	Jonas	SjöV - Rederiinspektionen

pia.Andersson@smhi.se
claes.annvik@meodec.se
laar@gvc.gu.se
goran.brostrom@gu.se
peter.ebertz@marcon.se
goran.ekberg@maritima.se
johan.eriksson@sjofartsverket.se
loh@micans.se
ida-maja@chalmers.se
mickael.holgersson@marcon.se
peter.jonsson@tg.lth.se
fredrik.Klingberg@sgu.se
anders.Klingberg@kustbevakningen.se
hanna.landquist@chalmers.se
christer.larsson@havochvatten.se
f.lindgren@chalmers.se
andreas.lindhe@chalmers.se
bengt.lyderson@sjofartsverket.se
mattias.lysell@notiomaritime.com
jenny.norrman@chalmers.se
ulf.Olsson@Sjofartsverket.se
jenny.nyholm@foi.se
patrik.risberg@kustbevakningen.se
lars.rosen@chalmers.se
bengt.sangberg@dk.bureauveritas.com
ulf.sender@swerea.se
fredrik.simonson@kustbevakningen.se
peter.Slagbrand@sgu.se
jonas.svensson@sjofartsverket.se

Sjöfartsverket 2015

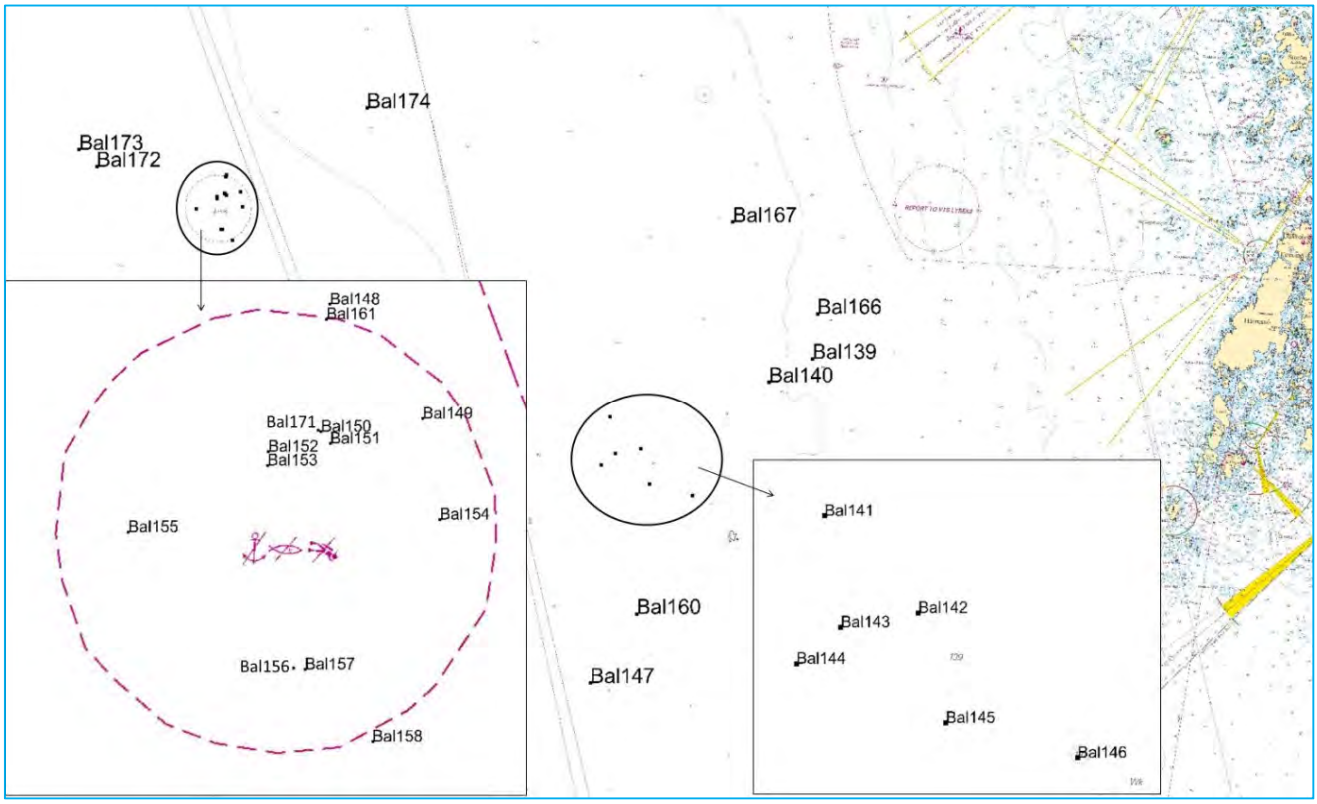
Miljörisker sjunkna vrak 2

Dnr: 1399-14-01942-15

Måseskärsvraken

Regeringsuppdraget

Miljörisker sjunkna Vrak 2015



SJÖFARTSVERKET

Innehållsförteckning

Figurförteckning 5
Tabellförteckning 7
Sammanfattning 8
Uppdraget 9
Utförande 9
Referenssystem 9
Vraken 10
Översikt vrak Bal148-Bal158, Bal161 och Bal171 – Bal174 10
Vrakbeskrivningar 12
Bal148 12
Bal161 13
Bal149 15
Bal150 16
Bal151 17
Bal152 18
Bal153 20
Bal154 21
Bal155 22
Bal156 23
Bal157 24
Bal158 26
Bal171 27
Bal172 28
Bal173 29
Bal174 30
Översikt vrak Bal141-Bal147 samt Bal160 31
Bal141 33
Bal142 35
Bal143 36
Bal144 37
Bal145 38
Bal146 40
Bal147 42

Bal160 44
Översikt vrak Bal139, Bal140, Bal166 samt Bal167 45
Bal139 47
Bal140 48
Bal166 50
Bal167 51
Diskussion 52

Figurförteckning

Figur 1 Överstrukna koordinater i sonarbild 9
Figur 2 Översiktsbild av vraken Bal148-Bal158 samt vraken Ba161 och Bal171 samt deras position relativt varandra 10
Figur 4 SSS-bild av vraken Bal148 samt Bal161 12
Figur 3 Beskrivande SSS-bild av vraket Bal148, nordorienterad 12
Figur 6 SSS-bild av vraket Bal161 13
Figur 7 Foto av vrakets, Bal161, propeller 13
Figur 5 Beskrivande SSS-bild av vraket Bal161, nordorienterad 13
Figur 8 Foto av vrakets, Bal161, propeller 14
Figur 10 SSS-bild av vraket Bal149 15
Figur 9 Foto på objekt på vraket Bal149 15
Figur 12 SSS-bild av vraken Bal150 och Bal151 16
Figur 11 Multibeambild av vraken Bal150 och Bal151 16
Figur 13 SSS-bild av vraken Bal150 samt Bal151 16
Figur 14 SSS-bild av vraket Bal151 17
Figur 15 SSS-bild av vraket Bal151 17
Figur 17 SSS-bild av vraken Bal152 samt Bal153 18
Figur 16 Multibeambild av vraken Bal152 och Bal153 18
Figur 19 SSS-bild av vraken Bal152 och Bal153 19
Figur 18 SSS-bild av vraket Bal152 19
Figur 20 SSS-bild av vraket Bal153 20
Figur 21 SSS-bild av vraket Bal154 21
Figur 22 Beskrivande SSS-bild av vraket Bal154, nordorienterad 21
Figur 23 SSS-bild av vraket Bal155 22
Figur 24 Beskrivande SSS-bild av vraket Bal155, nordorienterad 22
Figur 25 SSS-bild av vraken Bal156 och Bal157 23
Figur 26 Beskrivande SSS-bild av vraket Bal156 23
Figur 27 SSS-bild av vraket Bal157 24
Figur 28 SSS-bild av vraken Bal156 samt Bal157 25
Figur 29 SSS-bild av Bal158 26
Figur 30 Beskrivande SSS-bild av vraket Bal158, nordorienterad 26
Figur 32 SSS-bild av vraken Bal150 och Bal171 27
Figur 33 Beskrivande SSS-bild av vraket Bal171 27
Figur 31 SSS-bild av Bal171 27
Figur 34 SSS-bild av vraket Bal172 28
Figur 35 Beskrivande SSS-bild av Bal172 28
Figur 36 SSS-bild av vraket Bal173 29
Figur 37 Beskrivande SSS-bild av Bal173 29
Figur 39 SSS-bild av vraket Bal174 30
Figur 41 Foto på vrakets skeppsklocka 30
Figur 38 SSS-bild av vraket Bal174 30
Figur 40 Foto på flaskor som vraket var lastat med 30
Figur 42 Översiktsbild över vrakens Bal141-Bal147 samt Bal160 position relativt varandra 31
Figur 43 Bilderna a, b och c visar SSS-bilder av vraket Bal141 33

Figur 44 Bild från djupdatat av vraket Bal141, nordorienterad 33
Figur 45 SSS-bild visar vrakets Bal141 skugga sett från babord sida 33
Figur 46 Nordorienterad SSS-bild av vraket Bal141 34
Figur 47 SSS-bild av vraket Bal142 35
Figur 48 Beskrivande SSS-bild av vraket Bal142 35
Figur 50 SSS-bild av vraket Bal143 36
Figur 52 Beskrivande SSS-bilder av vraket Bal143 36
Figur 49 Nordorienterad multibeambild av vraket Bal143 36
Figur 51 Beskrivande SSS-bild av vraket Bal147 36
Figur 54 SSS-bild av vraket Bal144 37
Figur 55 Nordorienterad, beskrivande SSS-bild av vraket Bal144 37
Figur 53 Nordorienterad multibeambild av vraket Bal144 37
Figur 56 SSS-bild av Bal145 38
Figur 57 SSS-bild av Bal145 38
Figur 58 Multibeambild av vraket Bal145 i genomskärning 39
Figur 59 Multibeambild av vraket Bal145, nordorienterad 39
Figur 61 SSS-bild av vraket Bal146 40
Figur 62 Nordorienterad multibeambild av vraket Bal146 40
Figur 60 SSS-bild av vraket Bal146 40
Figur 64 Beskrivande SSS-bild av vraket Bal146, nordorienterad 41
Figur 63 Beskrivande SSS-vild av vraket Bal146, nordorienterad 41
Figur 66 SSS-bild av vrak Bal147 42
Figur 68 SSS-bild av vraket Bal147 42
Figur 65 SSS-bild av vraket Bal147 42
Figur 67 Multibeambild av vraket Bal147 42
Figur 69 Multibeambild av vraket Bal147 43
Figur 70 Multibeambild av vraket Bal160 44
Figur 72 SSS-bild av vraket Bal160 44
Figur 71 SSS-bild av vraket Bal160 44
Figur 73 Översiktsbild över vrakens position 45
Figur 74 Multibeambild av vraket Bal139 47
Figur 75 SSS-bild av vraket Bal139 47
Figur 76 SSS-bild av vraket Bal140 48
Figur 77 SSS-bild av Bal140 48
Figur 79 Nordorienterad multibeambild av vraket Bal140 49
Figur 78 Foto av skeppsklockan på Bal140 49
Figur 81 SSS-bild av Bal166 50
Figur 82 SSS-bild av vraket Bal166 50
Figur 80 Nordorienterad multibeambild av vraket Bal166 50
Figur 84 SSS-bild av vraket Bal167 51
Figur 83 SSS-bild av vraket Bal167 51

Tabellförteckning

Tabell 1 Utrustning använd vid undersökningarna 9
Tabell 2: Vrakspecifikationer 11
Tabell 3 Sammanställning av vilka vrak som är ROV-inspekterade av R/V Baltica 11
Tabell 4 Vrakspecifikationer 32
Tabell 5 Sammanställning av vilka vrak som är ROV-inspekterade 32
Tabell 6 Vrakspecifikationer 46
Tabell 7 Sammanställning av vilka vrak som är ROV-inspekterade 46

Sammanfattning

Inom Regeringsuppdraget *Miljörisker sjunkna vrak* utfördes undersökningar av ”Måseskärsvraken” för att få en fullständig bild av var de vrak som sänktes 1946 är lokaliserade. I undersökningen ingick även att om möjligt få en uppfattning om vrakens last som till vissa delar misstänks innehålla kemiska stridsmedel.

Undersökningarna utfördes av Sjöfartsverkets sjömätningsfatyg R/V Baltica och av Marinens minröjningsfartyg HMS Kullen. Området karterades av R/V Baltica med Multibeamekolod. Side Scan Sonar användes av R/V Baltica för att hitta mindre objekt och för att få en mer detaljerad bild av vraken. Undersökningarna kompletterades med visuell inspektion genom nyttjande av Remotely Operated Vehicle (ROV), som är en fjärrstyrd undervattensfarkost. ROV-inspektion utfördes av både R/V Baltica och HMS Kullen.

I uppdragsområdet observerades totalt 28 stycken vrak som alla undersöktes närmare med Side Scan Sonar varav 13 stycken av dessa inspekterades med ROV av R/V Baltica. Positionerna till de detekterade vraken jämfördes med bland annat kända positioner på vrak från Riksantikvarieämbetets databas fornminnesregistret (FMIS) och från förlisningsuppgifter från fartyg.

Varken vrakens identitet eller de kemiska stridsmedel som misstänks finnas ombord har kunnat verifieras under denna undersökning, dock hittades torpeder utan stridsspetsar på ett av fartygen. Vidare möjlighet för identifiering av fartygen kan finnas med hjälp av mått och bilder från Side Scan Sonar och från detaljer filmade med ROV.

Uppdraget

Inom Regeringsuppdraget Miljörisker sjunkna vrak utfördes undersökningar av ”Måseskärsvraken” för att få en fullständig bild av var de vrak som sänktes 1946 är lokaliserade. De sänkta vraken misstänks till vissa delar innehålla kemiska stridsmedel som de allierade dumpade efter andra världskriget. En liknande undersökning utfördes 1992 men den teknik som då användes, vad gäller positionering och akustiska metoder, har förbättrats och förfinats vilket innebär att det nu går att få en heltäckande bild av var vraken är lokaliserade samt att det nu finns möjlighet att även lokalisera mindre objekt som kan vara ammunition runt fartygen. ROV-filming har också utförts för att försöka klargöra vrakens status samt identifiera de eventuella mindre objekt som ligger i och runt vraken.

Utförande

Undersökningar utfördes under september och oktober 2015 med Sjöfartsverkets sjömätningsfartyg R/V Baltica. Området karterades med Multibeamekolod (MBES) och Side Scan Sonar (SSS) där SSS användes för att hitta objekt och/eller titta närmare på dem, se Tabell 1. Undersökningarna kompletterades med ROV-filmning av Baltica och Marinens fartyg under oktober.

Tabell 1 Utrustning använd vid undersökningarna

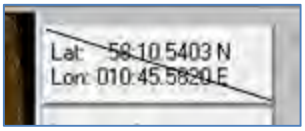
Side Scan Sonar	Klein 5000 V2
Multibeamekolod	RESON 7125 SV2 FP4
Remotely Operated Vehicle	Ocean Modules V8

Vid SSS-karteringen rådde i några fall förhållanden med kraftig ström, vilket medförde att sonarutrustningen inte alltid kunde behålla avsedd kurs. Ström och hög sjö medför i vissa fall att sonarbilderna inte avbildar vraken korrekt. En rät skrovsida kan då avbildas lite böjd eller vågig. Detta stämmer in på några av bilderna av vrak Bal148-158 som befinner sig på 200 m djup. Eftersom djup och fart avgör hur mycket kabel som måste matas ut till Side Scan Sonaren medförde djupet kring vraken Bal148-158 att SSS släpades med ca 550-600 m kabel ute.

Referenssystem

Koordinatsystem anges i SWEREF99 TM och WGS84 (grader, minuter och decimalminuter).

Positioneringen är inte precis i de fall där koordinaterna står överstrukna tillsammans med sonarbilden, se Figur 1.

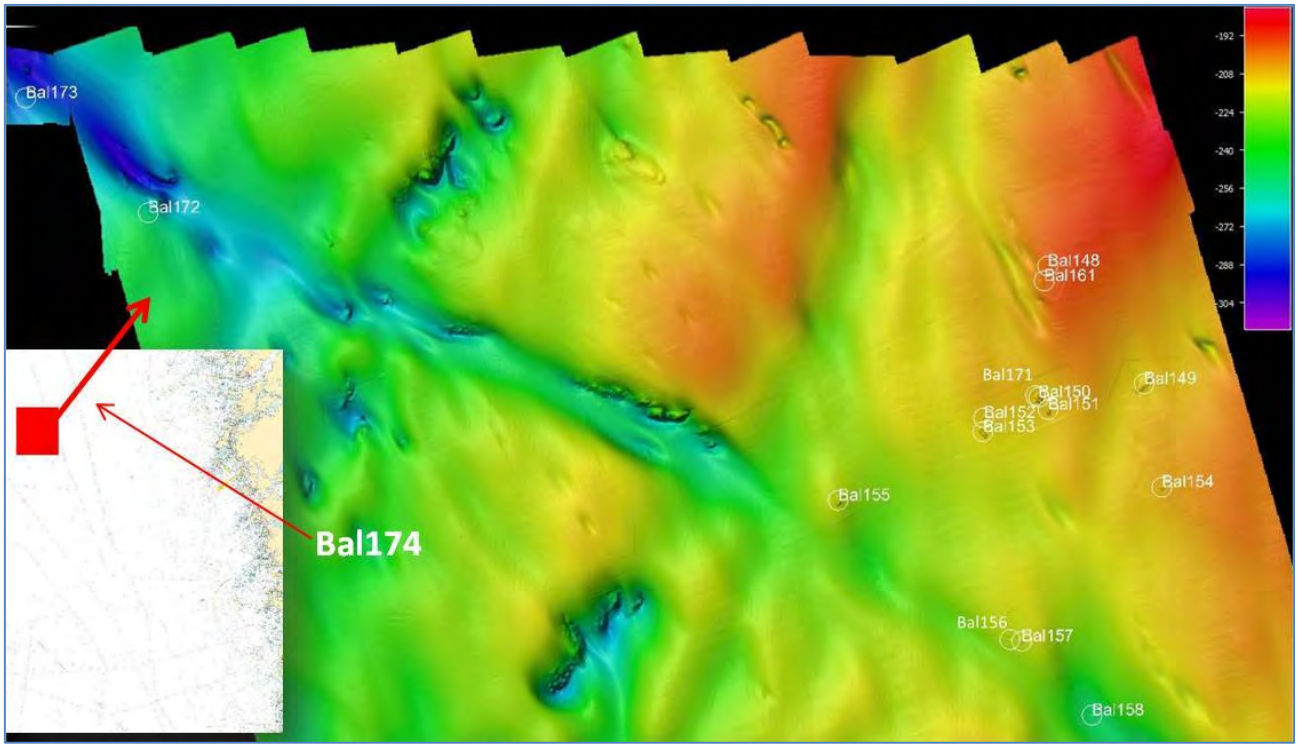


Figur 1 Överstrukna koordinater i sonarbild

RAÄ-nr betecknar Riksantikvarieämbetets referensnummer.

Vraken

Översikt vrak Bal148-Bal158, Bal161 och Bal171 – Bal174



Figur 2 Översiktsbild av vraken Bal148-Bal158 samt vraken Ba161 och Bal171 samt deras position relativt varandra

Figur 2 visar översikt över vrakens position i och kring det område där varningsringen finns i sjökorten. Vrakspecifikationer med den benämning de har fått av R/V Baltica följer nedan, se Tabell 2. I Tabell 3 fås en överblick av vilka vrak som blivit ROV-inspekterade av R/V Baltica.

Tabell 2: Vrakspecifikationer

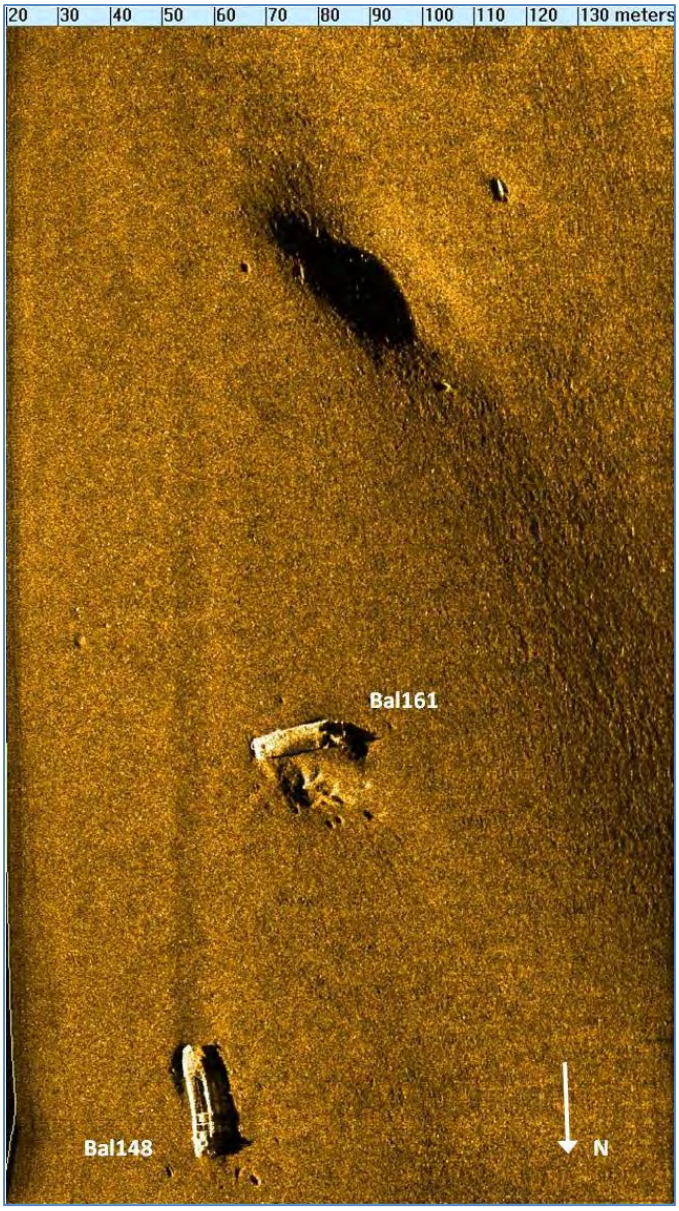
ObjektID	Längd	Bredd	Höjd	Djup	MinZ	E (X)	N (Y)	Lat	Long	Riktning
						SWEREF99 TM		WGS 84		
Bal148	21	7	2	194	192	250688.5	6456595.6	N 58 10.7998	E 10 45.5505	170
Bal161	19	5	1	195	194	250671.6	6456526.0	N 58 10.7619	E 10 45.5378	80
Bal149	98	18	4	208	204	251174.6	6456010.0	N 58 10.5016	E 10 46.0826	35
Bal150	45+21	14	6	207	201	250645.2	6455945.4	N 58 10.4490	E 10 45.5482	180
Bal151	38	11	5	208	202	250691.2	6455880.9	N 58 10.4159	E 10 45.5991	170
Bal152	25	9	2	209	206	250368.1	6455839.4	N 58 10.3826	E 10 45.2730	360
Bal153	51	15	5	209	205	250364.2	6455764.1	N 58 10.3420	E 10 45.2740	310
Bal154	21	4.5	2	204	202	251258.5	6455494.1	N 58 10.2272	E 10 46.2009	330
Bal155	41	6.2	5	219	214	249640.1	6455426.2	N 58 10.1358	E 10 44.5591	170
Bal156	23	5	1	220	218	250500.2	6454726.6	N 58 09.7890	E 10 45.4788	45
Bal157	27	14	3	218	215	250559.6	6454718.8	N 58 09.7868	E 10 45.5396	20
Bal158	20	5.5	1	247	246	250913.2	6454347.0	N 58 09.5990	E 10 45.9231	50
Bal171	15	4	1	207	205	250628.6	6455951.4	N 58 10.4517	E 10 45.5308	100
Bal172	25	4.3	2	253	249	246170.2	6456868.3	N 58 10.7920	E 10 40.9362	30
Bal173	32	5.2	3	280	277	245555.1	6457444.7	N 58 11.0805	E 10 40.2728	310
Bal174	36	12	3	188	186	255596.6	6458875.3	N 58 12.1897	E 10 50.4011	310

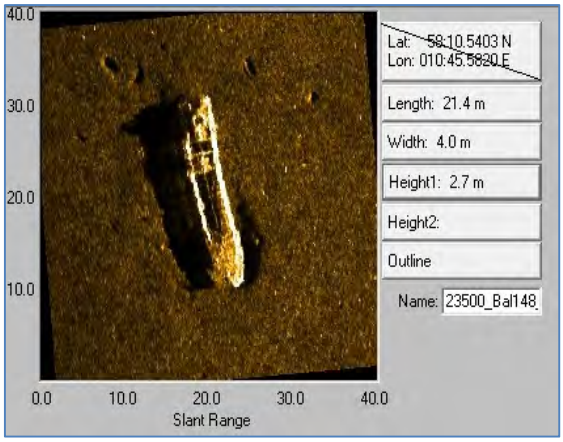
Tabell 3 Sammanställning av vilka vrak som är ROV-inspekterade av R/V Baltica

ObjektID	ROV-undersökt	Undersökt lastrum	Endast sökt runt fartyget
Bal148	Ja	Ja	-
Bal161	Ja	Nej	-
Bal149	Ja	Nej	-
Bal150	Ja	Nej	-
Bal151	Ja	Ja	-
Bal152	Nej	-	-
Bal153	Ja	Ja	-
Bal154	Ja	Ja	-
Bal155	Ja	Ja	-
Bal156	Nej	-	-
Bal157	Nej	-	-
Bal158	Nej	-	-
Bal171	Nej	-	-
Bal172	Ja	Nej	-
Bal173	Ja	Ja	-
Bal174	Ja	Ja	-

Vrakbeskrivningar

Bal148





Figur 3 Beskrivande SSS-bild av vraket Bal148, nordorienterad

Bal148	position vid vrakets mitt:	
SWEREF99 TM	X: 250688.5	Y: 6456595.6
WGS84	N 58 10.7998	E 10 45.5505

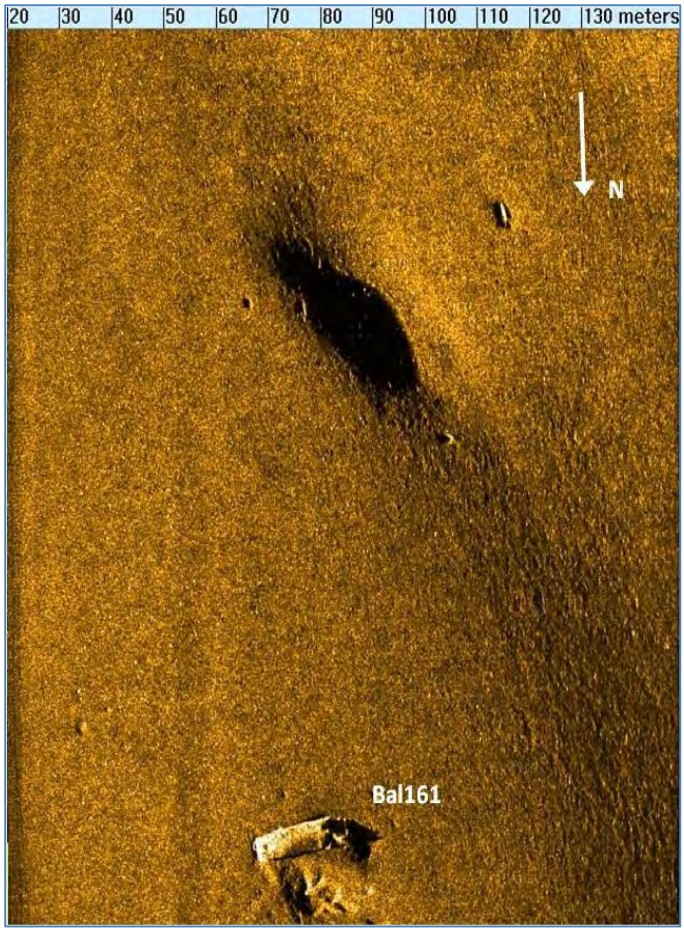
Figur 4 SSS-bild av vraken Bal148 samt Bal161

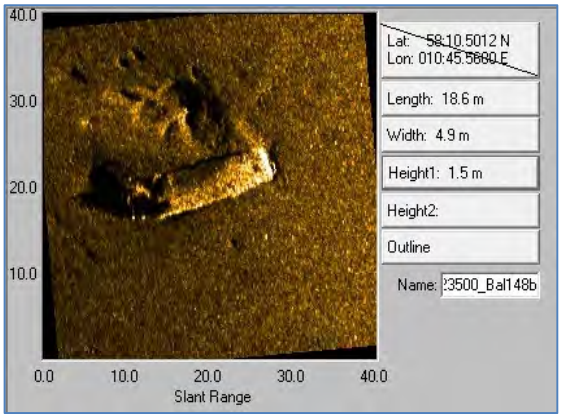
Fartyget är del av annat vrak (Bal161) alternativt ett separat vrak. Avståndet mellan vraken/vrakdelarna i Figur 4 är ca 57 m.

Fartyget som är ca 21 m långt, ca 7 m brett står kölrätt med fören mot söder. Ett bygge i den aktra delen kan observeras, se Figur 3 och Figur 4. Ett möjligt midskeppsbygge alternativt akterbygge beroende på om det är ett helt eller delar av ett vrak kan observeras. För om bygget finns eventuellt ett öppet lastrum.

ROV-inspektionen visade att det är mycket trål på vraket. Lastrummen som inspekterades var till 80 % fyllda med sediment.

Bal161





Figur 5 Beskrivande SSS-bild av vraket Bal161, nordorienterad

Figur 6 SSS-bild av vraket Bal161

Figur 7 Foto av vrakets, Bal161, propeller

Figur 8 Foto av vrakets, Bal161, propeller

Bal161	position vid vrakets mitt:	
SWEREF99 TM	X: 250671.6	Y: 6456526.0
WGS84	N 58 10.7619	E 10 45.5378

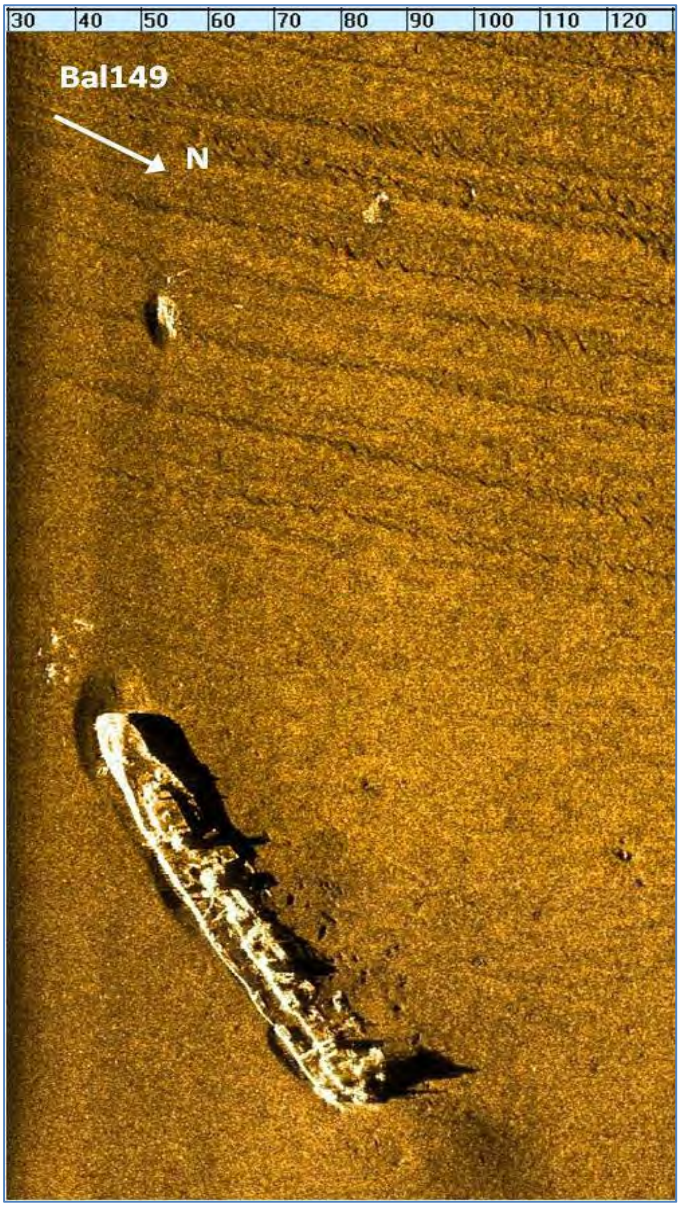
Vraket som är ca 19 m långt, ca 5 m brett ligger upp och ned. Aktern ligger åt öster. Åt väster ser skrovet demolerat ut (Figur 5). Troligen är fartyget avbrutet och hör ihop med Bal148. Ett antal objekt framträder norr om och i anslutning till de både vraken/vrakdelarna Bal148 och Bal161, se Figur 4. Ett eller flera objekt ligger ca 100-120 m söder om Bal161, se Figur 6

Insamlat djupdata med multibeam tillför ingen ytterligare information om vraket utöver djupinformation och positionering.

ROV-inspektionen visade på stora mängder trål på vraket som ligger vänt med kölen uppåt. På grund av fartygets orientering var det inte möjligt att komma åt och inspektera något på däck eller i eventuella lastrum. Objekten runt omkring vraket var omöjliga att identifiera på grund av all fisk som var i vägen och virvlade upp sediment.

Fartygsvraket kan vara möjligt att identifiera med hjälp av propellertypen, se Figur 7 och Figur 8.

Bal149



Figur 9 Foto på objekt på vraket Bal149

Bal149	position vid vrakets mitt:	
SWEREF99 TM	X: 251174.6	Y: 6456010.0
WGS84	N 58 10.5016	E 10 46.0826

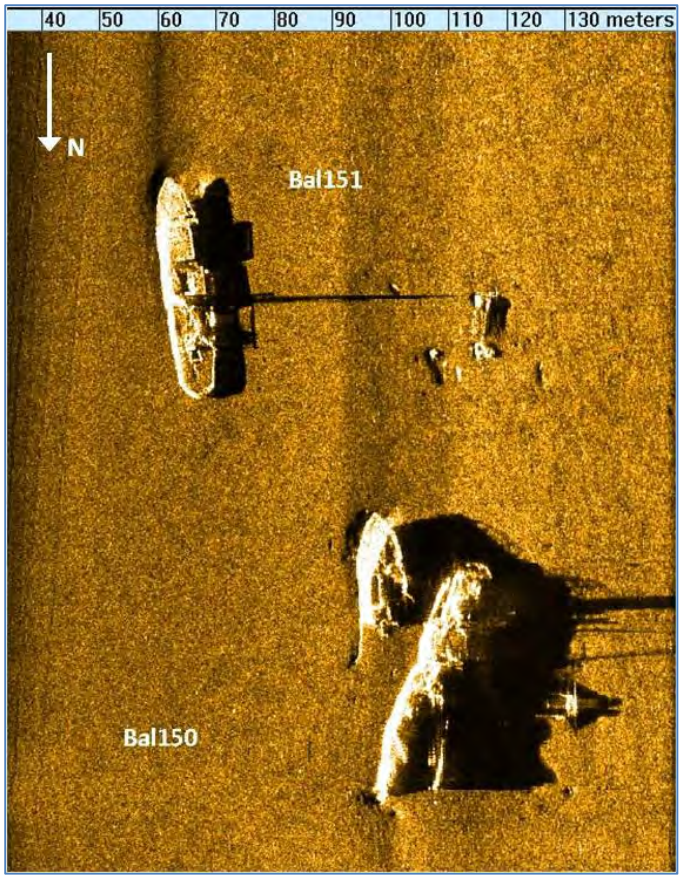
Figur 10 SSS-bild av vraket Bal149

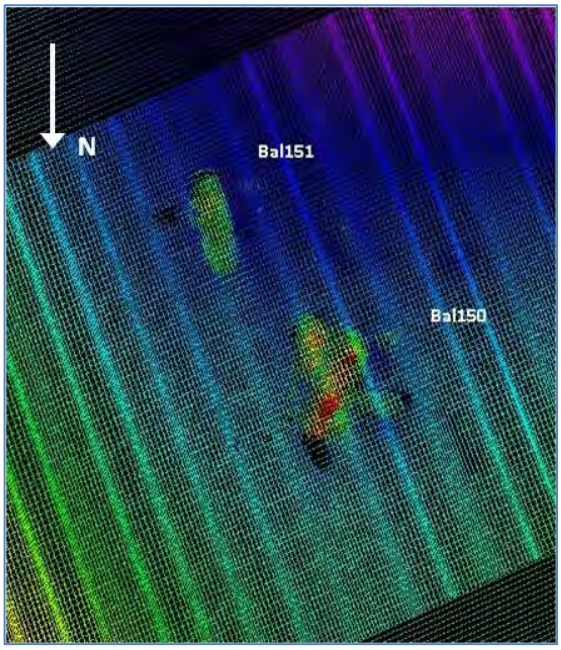
Fartyget är ca 98 m långt och 18 m brett och förefaller intakt. Vraket står kölrätt och är nedsjunket i sedimentet ned till relingen på styrbord sida, se Figur 10. Inga öppna lastrum framträder på sonarbilden, (Figur 10). Ett stort antal byggen/objekt kan observeras på däck. Omkring 10 m för om fören finns ett antal mindre objekt och ca 70 m väst om vrakets för finns ett större objekt och 2 mindre.

Insamlat djupdata med multibeam tillför ingen ytterligare information om vraket utöver djupinformation och positionering.

Under ROV-inspektionen upptäcktes stora mängder trål på vraket. På grund extremt mycket fisk som störde sikten under körningen gick det knappt att inspektera något överhuvudtaget. En stor del av fiskarna har stora vita fläckar/partier på ryggsidan. Figur 9 visar ett objekt som befinner sig en tredjedel från fören på babordssida på vraket.

Bal150

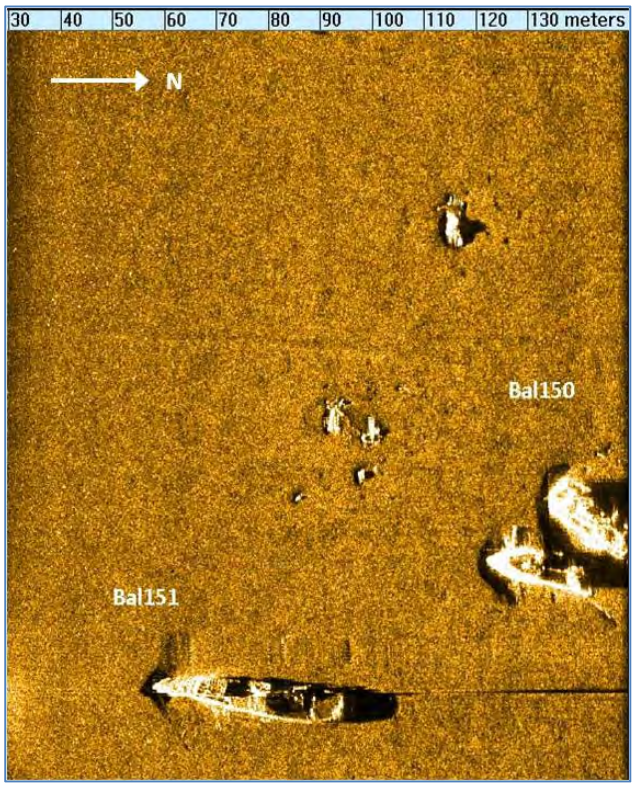




Figur 11 Multibeambild av vraken Bal150 och Bal151

Bal150	position vid vrakets mitt:	
SWEREF99 TM	X: 250645.2	Y: 6455945.4
WGS84	N 58 10.4490	E 10 45.5482

Figur 12 SSS-bild av vraken Bal150 och Bal151



Figur 13 SSS-bild av vraken Bal150 samt Bal151

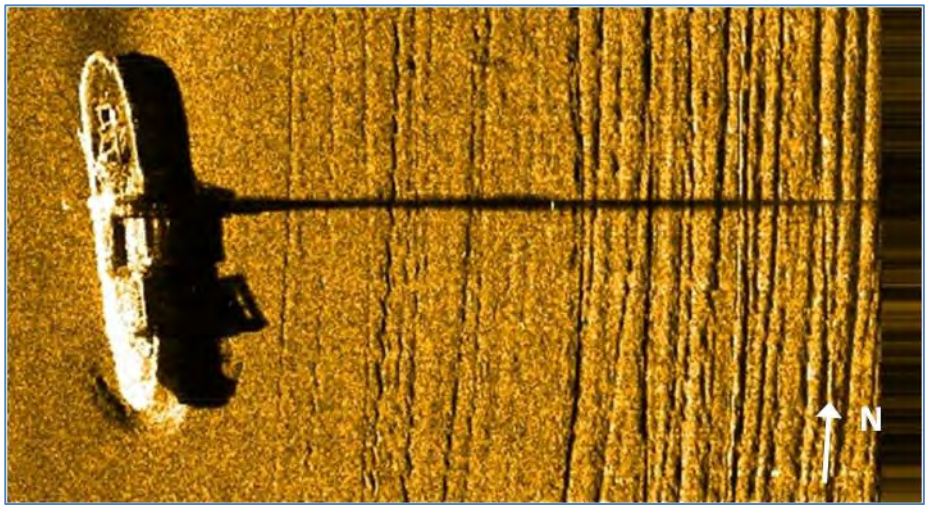
Fartyget är sönderbrutet i minst två delar. Fören (ca 20 m lång och ca 9 m bred) ligger fristående sydost om fartygskroppen som är 42 m lång och ca 16 m bred, (Figur 11 och Figur 13). Aktern förefaller skadad. Ett antal master och objekt står på däck, framförallt på främre delen av skeppskroppen, se Figur 12. Ett större föremål ligger ca 20 m väst om fartygskroppen och en samling relativt stora föremål ligger ca 20-30 m söder om vraket, (Figur 12).

ROV-inspektionen visade att det även här är mycket trål på vraket samt mycket fisk. Lastrummet på den förliga avbrutna delen inspekterades delvis utan att kunna hitta något. Det gick ej att komma ner i lastrummet på den aktra delen.

Bal151

Bal151	position vid vrakets mitt:	
SWEREF99 TM	X: 250691.2	Y: 6455880.9
WGS84	N 58 10.4159	E 10 45.5991

Figur 14 SSS-bild av vraket Bal151

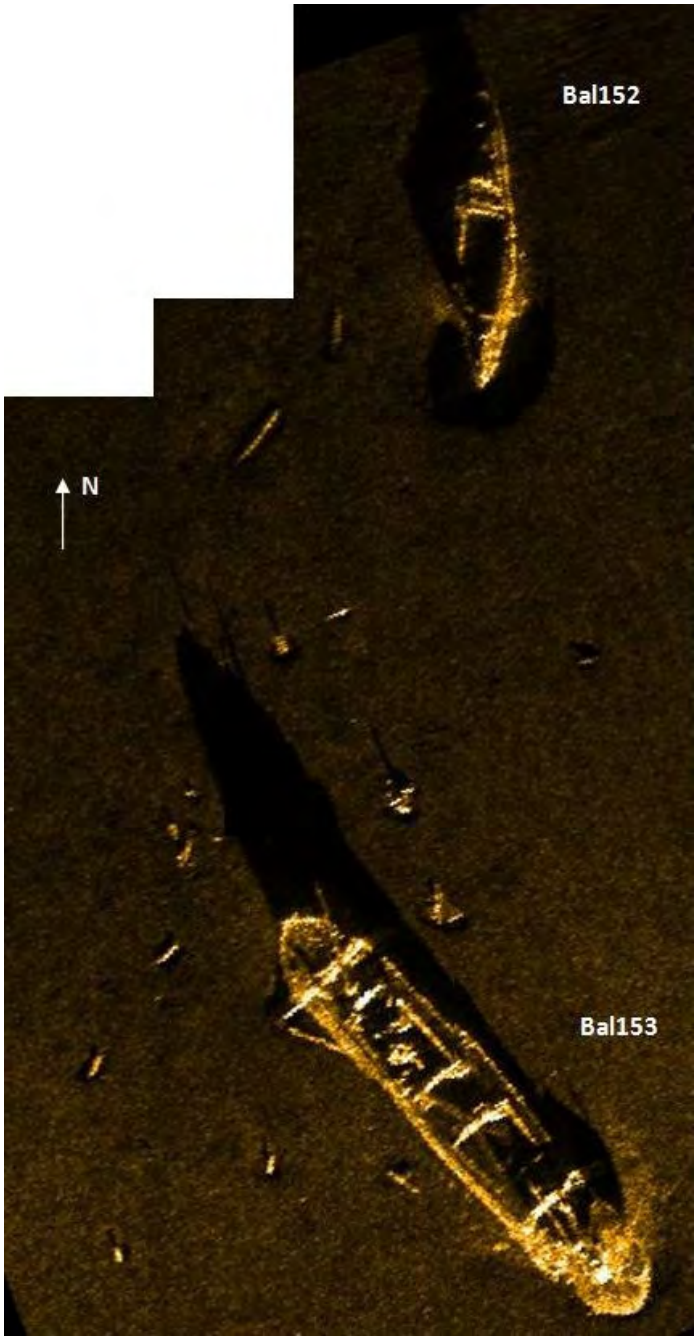


Figur 15 SSS-bild av vraket Bal151

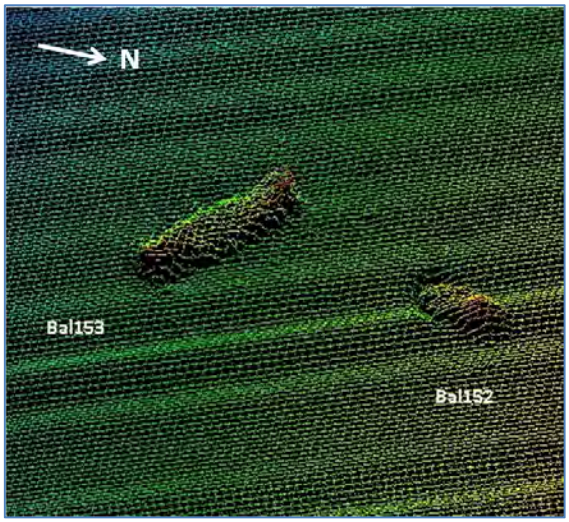
Fartyget, se Figur 14 och Figur 15, förefaller intakt, och mäter ca 38 m i längd och ca 11 m i bredd. En stående, ca 13 m hög mast midskepps kan observeras i Figur 15. Akter om masten verkar det finnas en bom. Möjligen öppna lastluckor för och akter om masten. Ett fyrkantigt objekt, 6 m långt och 4 m brett står på fördäck som skulle kunna vara en kontainer eller ett bygge.

Under ROV-inspektionen var det extremt mycket fisk och måttliga mängder trål. Fartygsvraket har någon typ av last men den gick inte att identifiera på grund av fisk som gav upphov till dålig sikt.

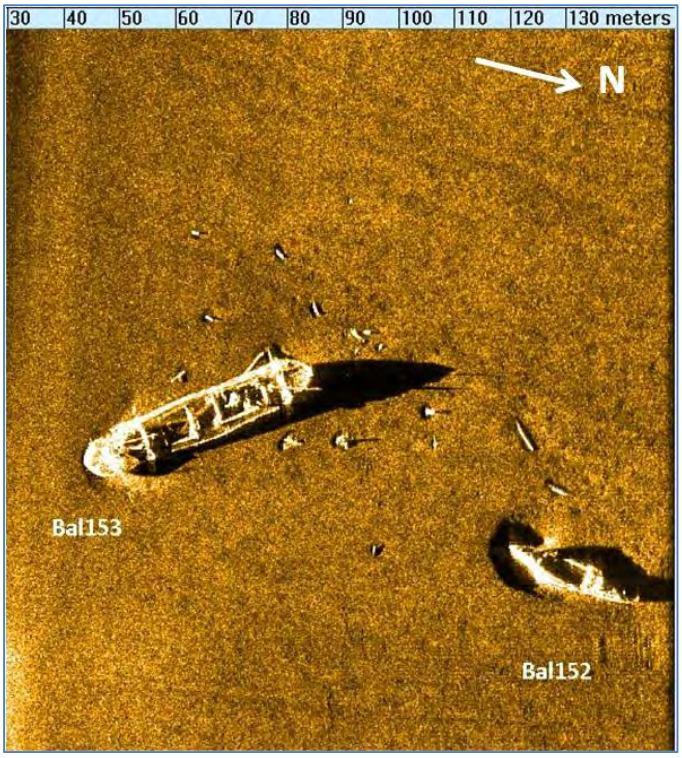
Bal152

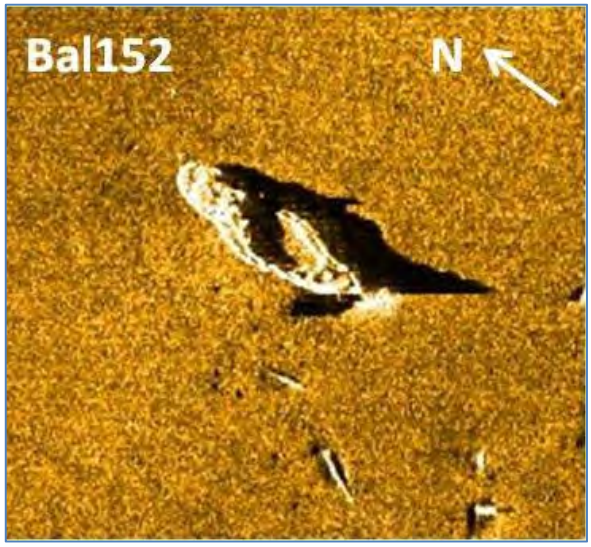


Figur 17 SSS-bild av vraken Bal152 samt Bal153



Figur 16 Multibeambild av vraken Bal152 och Bal153





Figur 18 SSS-bild av vraket Bal152

Bal152	position vid vrakets mitt:	
SWEREF99 TM	X: 250368.1	Y: 6455839.3
WGS84	N 58 10.3826	E 10 45.2730

Figur 19 SSS-bild av vraken Bal152 och Bal153

Fartyget som är ca 25 m långt och 9 m brett förefaller intakt, (Figur 18). Vraket står kölrätt med lätt slagsida åt babord och har tidigt avsmalnande för och akter, (Figur 19). Ett förbygge med ett öppet lastrum akteröver kan observeras. Inga stående master syns varken i sonarbilden eller multibeambilden, (Figur 16). Flera objekt syns runt vraket, se Figur 17, Figur 18 och Figur 19.

ROV-inspektion visade på att det fanns trål och sediment inne i lastrummet som i övrigt inte verkade ha någon annan last.

Bal153

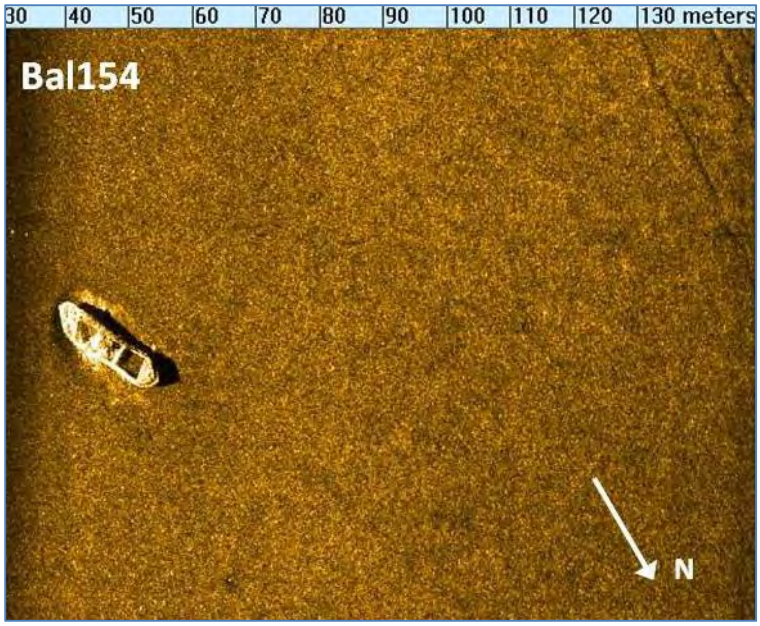
Bal153	position vid vrakets mitt:	
SWEREF99 TM	X: 250364.2	Y: 6455764.0
WGS84	N 58 10.3420	E 10 45.2740

Figur 20 SSS-bild av vraket Bal153

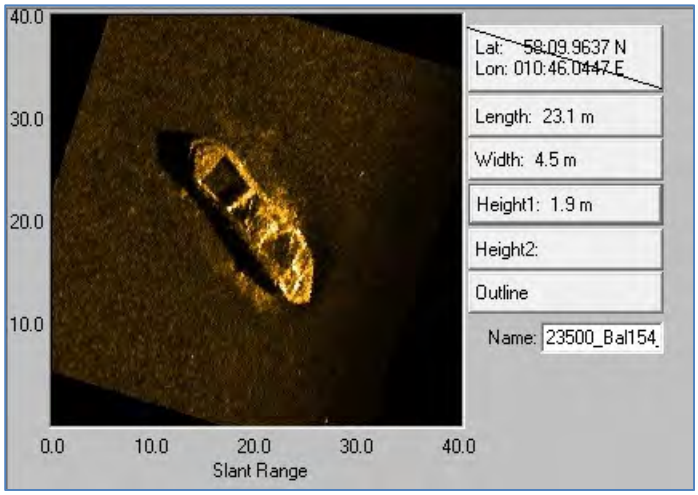
Fartyget som är ca 51 m långt och 15 m brett, förefaller intakt och står kölrätt, (Figur 20). Ett akterbygge och stora öppna lastrum kan observeras i sonarbilden där det även ser ut att vara en kran i fören. Ett antal relativt stora objekt ligger omkring fartyget. En, eventuellt två, stående mast(er) i fören framträder i sonarbilden. Antydan till stående mast(er) finns även i aktern. För fler bilder se Figur 17 - Figur 20.

ROV-inspektionen visade att det finns minst tre tryckluftstankar till torpeder på botten runt vraket, men antagligen fler om man tittar på sonarbilden. Vraket har trål över fören och även över förliga lastrummet. Under trålen i lastrummet kan man se torpeder och i det akterliga lastrummet sticker det också upp massor av torpeder utan stridsspetsar. Det var måttliga mängder fisk i vattnet runt vraket, men gick bra att köra ändå.

Bal154



Figur 21 SSS-bild av vraket Bal154



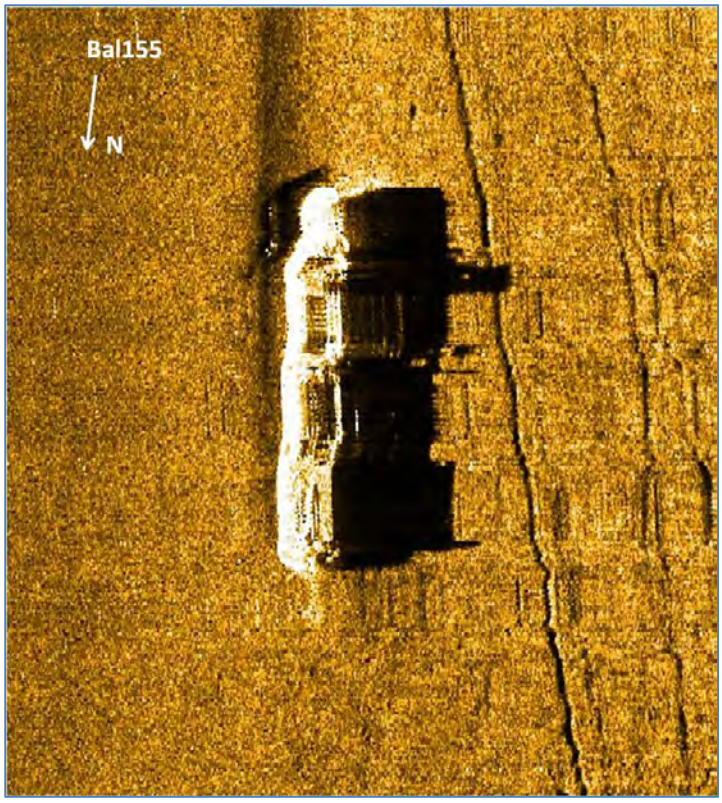
Bal154	position vid vrakets mitt:	
SWEREF99 TM	X: 251258.5	Y: 6455494.1
WGS84	N 58 10.2272	E 10 46.2009

Figur 22 Beskrivande SSS-bild av vraket Bal154, nordorienterad

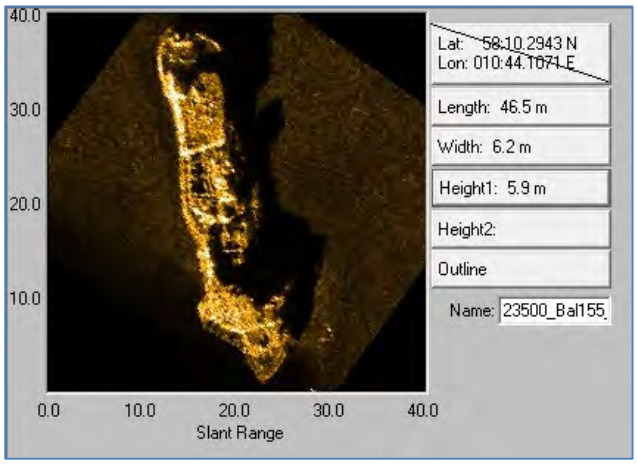
Fartyget är ca 21 m långt, 4,5 m brett och förefaller intakt, se Figur 22. Vraket står kölrätt med ett midskeppsbygge och öppet lastrum föröver. Möjligen finns ett öppet lastrum även akter om bygget. Om stående master eller andra uppstickande objekt finns på fartyget är svårt att avgöra från sonarbilden. Inga tydliga objekt framträder runtom vraket, (Figur 21).

ROV-inspektionen gav att det finns ett lastrum med sediment upp till kanten som delvis är täckt av trål och ytterligare ett med lite sediment i.

Bal155



Figur 23 SSS-bild av vraket Bal155



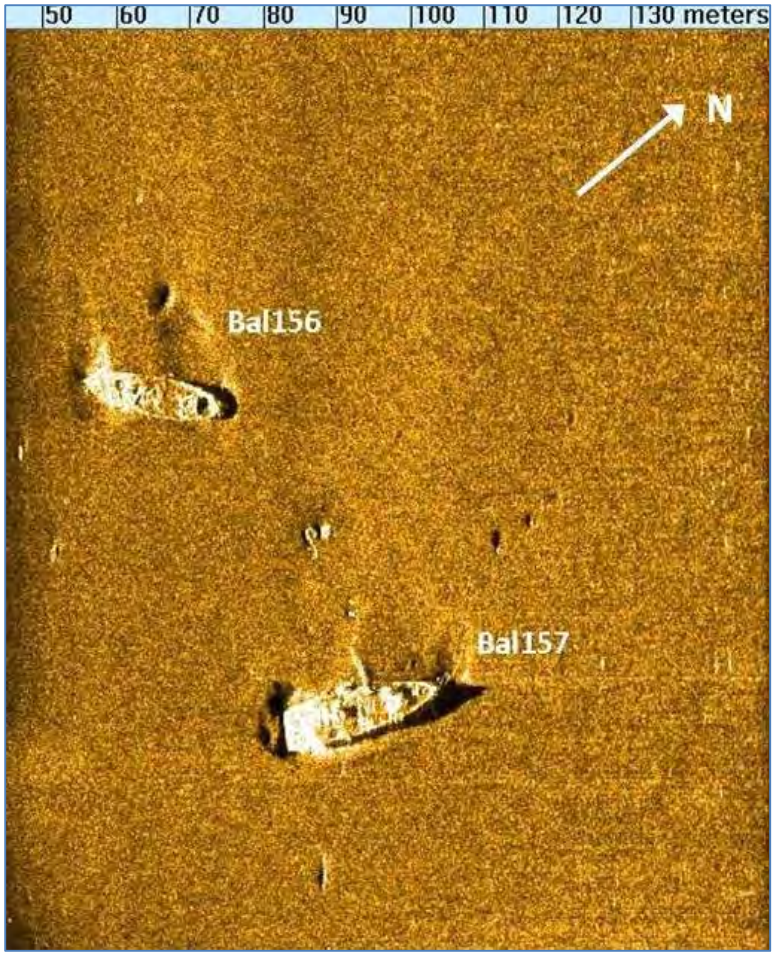
Bal155	position vid vrakets mitt:	
SWEREF99 TM	X: 249640.1	Y: 6455426.1
WGS84	N 58 10.1358	E 10 44.5591

Figur 24 Beskrivande SSS-bild av vraket Bal155, nordorienterad

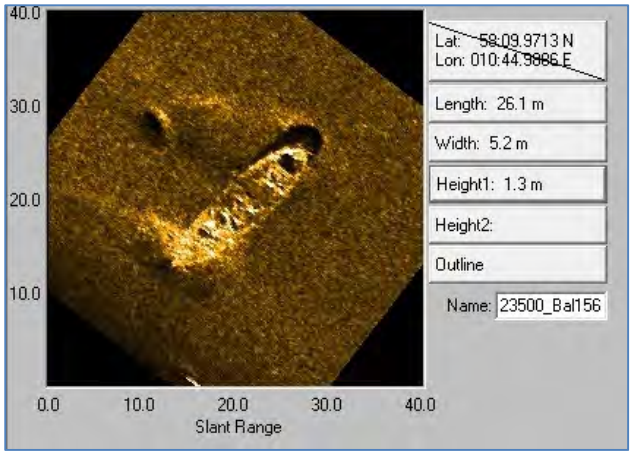
Fartyget är ca 45 m långt och ca 6 m brett, (Figur 24). Vraket står kölrätt med slagsida åt babord och förefaller intakt, möjligen skadat i fören, (Figur 23). Det framkommer inte tydligt ur sonarbilden huruvida det finns stående master kvar på fartyget. Möjligheten finns att fartyget har ett midskeppsbygge men det är oklart om skeppet har öppna lastrum. Ett större objekt ligger ca 100 m norr om fartyget.

ROV-inspektionen visade att det fanns gamla trålar på flera ställen på vraket, en modern trål i södra änden. Svårt att få grepp om vraket pga. all fisk. Lastrummen förefaller tomma, men svårt att se då fisken följer med ner i rummet. Flera stora trummor/vinchar på vraket, troligen vända snett bakåt från midskeppet, kan vara en gammal minsvepare.

Bal156



Figur 25 SSS-bild av vraken Bal156 och Bal157



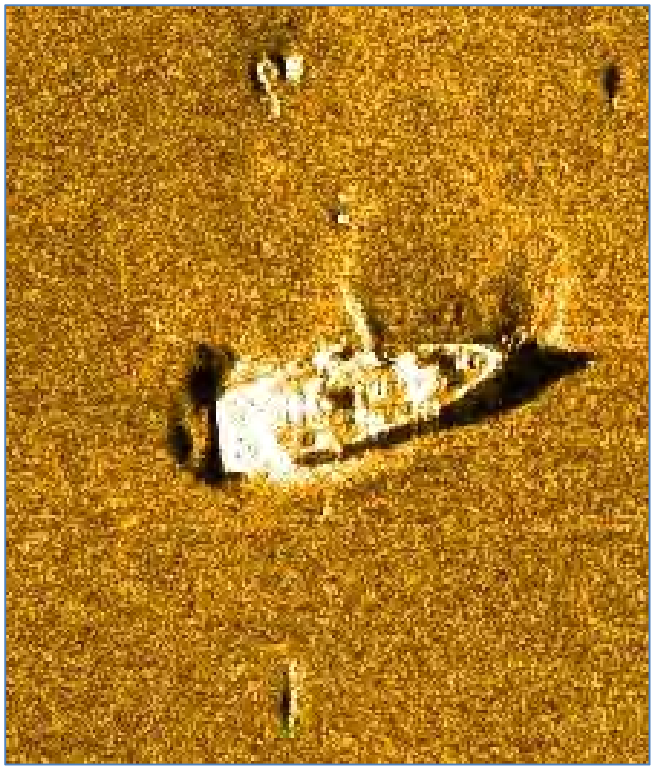
Bal156	position vid vrakets mitt:	
SWEREF99 TM	X: 250500.2	Y: 6454726.5
WGS84	N 58 09.7890	E 10 45.4788

Figur 26 Beskrivande SSS-bild av vraket Bal156

Fartyget som är ca 23 m långt och 5 m brett, (Figur 26), står kölrätt och förefaller relativt intakt, (Figur 25). Fören pekar mot sydväst. Ett antal objekt/konstruktioner står på däck. Flertalet objekt runtom vraken.

Ingen ROV-inspektion utförd.

Bal157

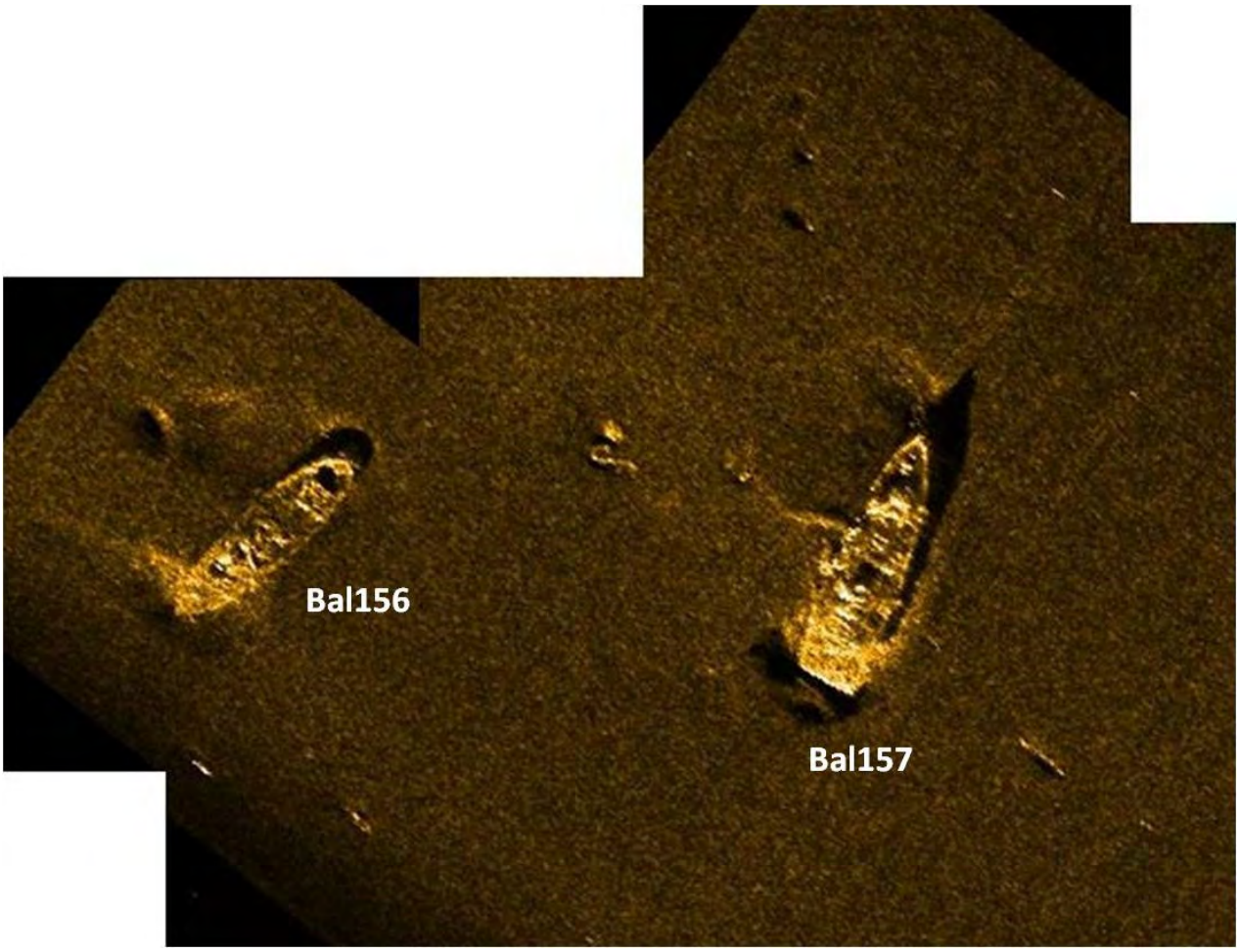


Bal157	position vid vrakets mitt:	
SWEREF99 TM	X: 250559.6	Y: 6454718.7
WGS84	N 58 09.7868	E 10 45.4788

Figur 27 SSS-bild av vraket Bal157

Fartyget är ca 27 m långt och 6,5m brett. Vraket står kölrätt och förefaller relativt intakt, (Figur 27). En mast/bom ser ut att ha fallit åt babord. Inga stående master kan observeras på sonarbilden men däremot ses flertalet objekt runtom vraket.

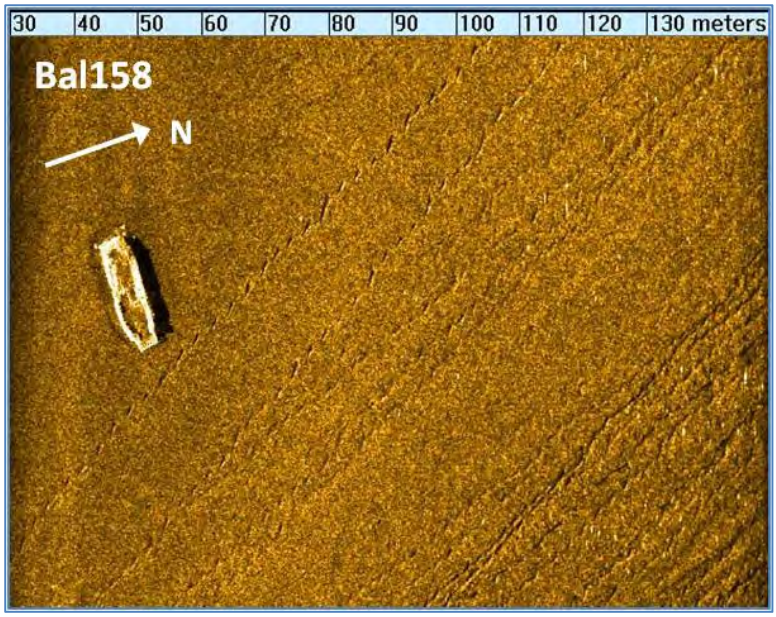
Ingen ROV-inspektion utförd.



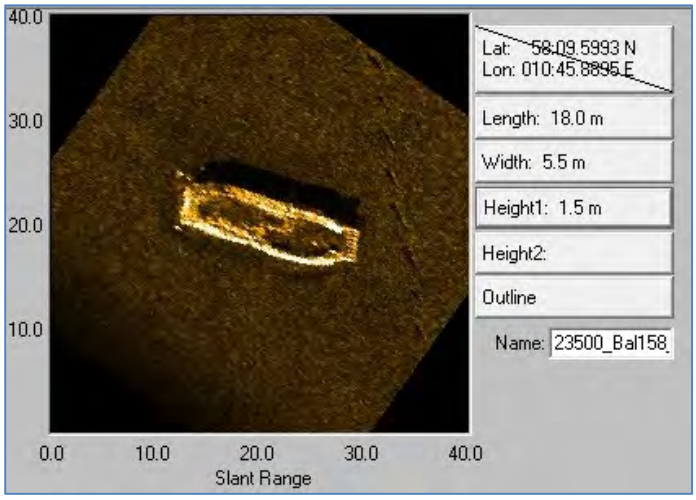
Figur 28 SSS-bild av vraken Bal156 samt Bal157

Bal 156 och Bal157 förefaller vara två relativt intakta vrak som står med ca 39 m avstånd. Ett antal objekt ligger omkring vraken, se Figur 25 och Figur 28.

Bal158



Figur 29 SSS-bild av Bal158



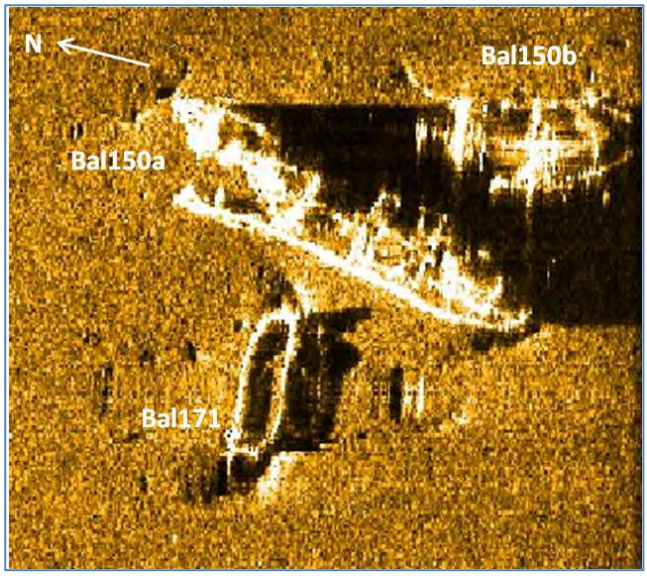
Bal158	position vid vrakets mitt:	
SWEREF99 TM	X: 250913.2	Y: 6454347.0
WGS84	N 58 09.5990	E 10 45.9231

Figur 30 Beskrivande SSS-bild av vraket Bal158, nordorienterad

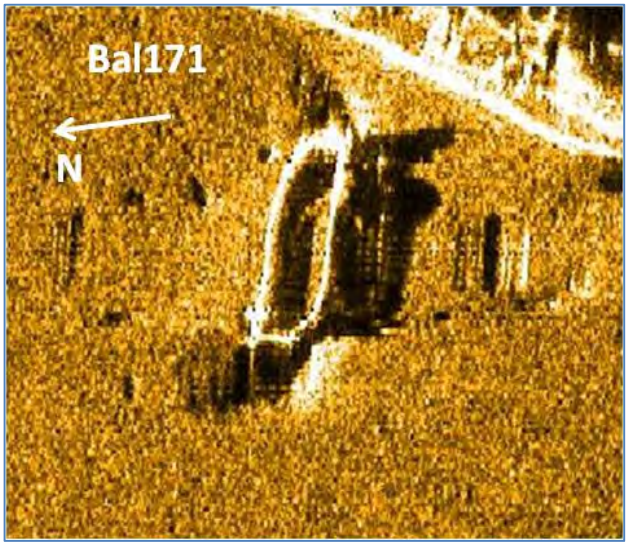
Vraket är ca 20 m långt och 5,5 m brett, (Figur 30). Skrovet ser relativt intakt ut utan något synligt bygge. Möjligt att det kan vara en landstigningsbåt. Inga synliga objekt framkommer runtomkring vraket, (Figur 29) men däremot kan många trålspår observeras nära vraket.

Ingen ROV-inspektion utförd.

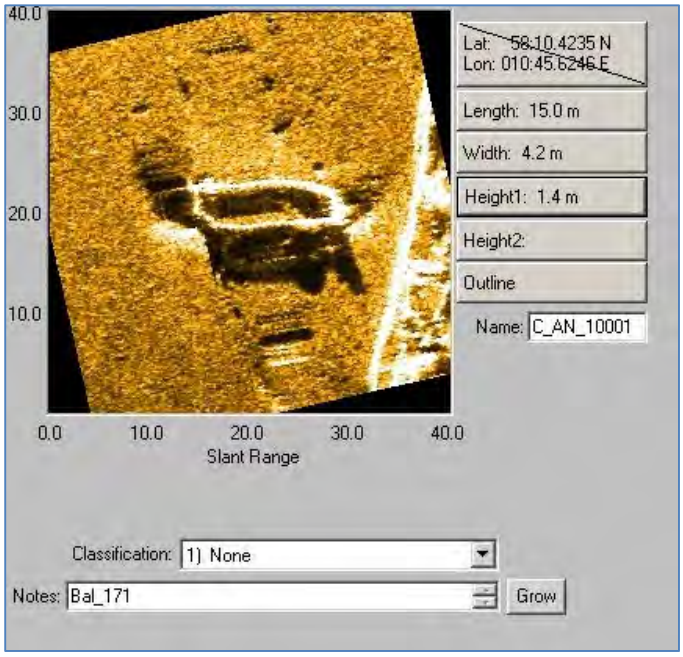
Bal171



Figur 32 SSS-bild av vraken Bal150 och Bal171



Figur 31 SSS-bild av Bal171



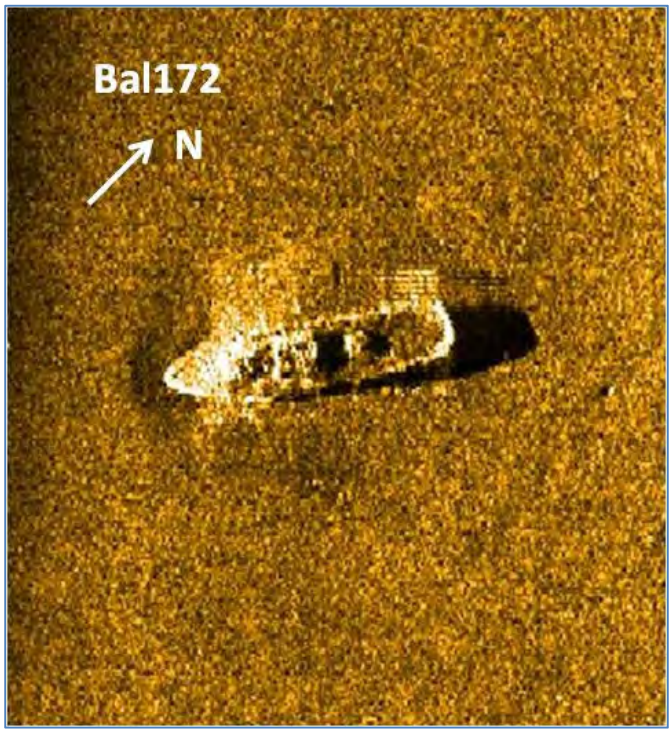
Bal171	position vid vrakets mitt:	
SWEREF99 TM	X: 250628.6	Y: 6455951.4
WGS84	N 58 10.4517	E 10 45.5308

Figur 33 Beskrivande SSS-bild av vraket Bal171

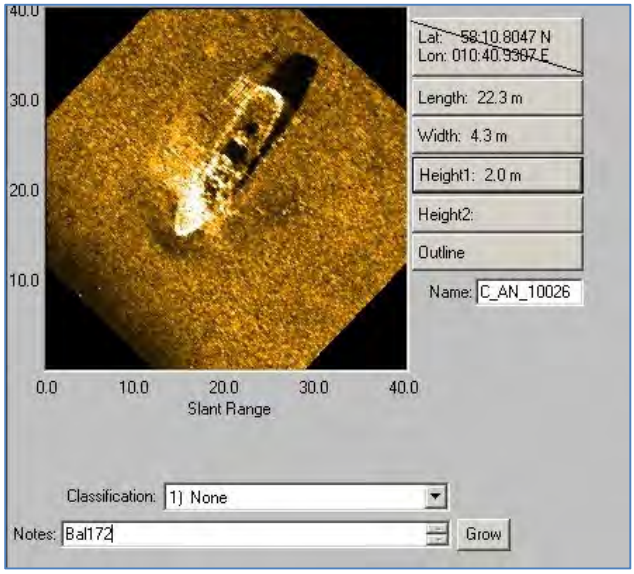
Vraket är 15 m långt och 4,2 m brett, (Figur 33). Fartget består endast av ett öppet lastrum. Ingen last kvar i fartyget som kan observeras på sonarbilderna, däremot ett antal objekt strax norr om vraket vilket tyder på att fartyget kan ha kantrat på vägen ner, se Figur 31 och Figur 32.

Ingen ROV-inspektion utförd.

Bal172



Figur 34 SSS-bild av vraket Bal172



Bal172	position vid vrakets mitt:	
SWEREF99 TM	X: 246170.2	Y: 6456868.3
WGS84	N 58 10.7920	E 10 44.9362

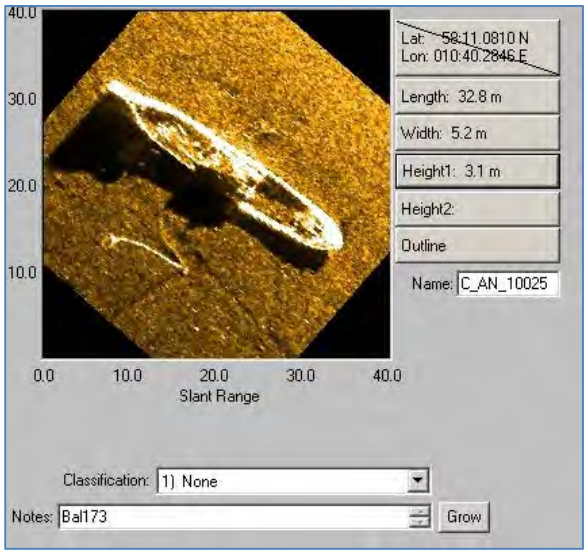
Figur 35 Beskrivande SSS-bild av Bal172

Vraket är ca 25 m långt och 4,3 m brett, (Figur 35). Fartyget ligger kölrätt och har en överbyggnad på främre delen. Området för om överbyggnaden är täckt med stora mängder trål. Eventuellt finns ett öppet utrymme strax akter om överbyggnaden, (Figur 34).

ROV-inspektion visade att det låg mycket trål på fartyget. Vraket har ett stort öppet akterdäck som också ser ut som på en bogserbåt. Nitat skrov. Vält mast över fördäck sågs under ROV-filmningen.

Bal173

Figur 36 SSS-bild av vraket Bal173



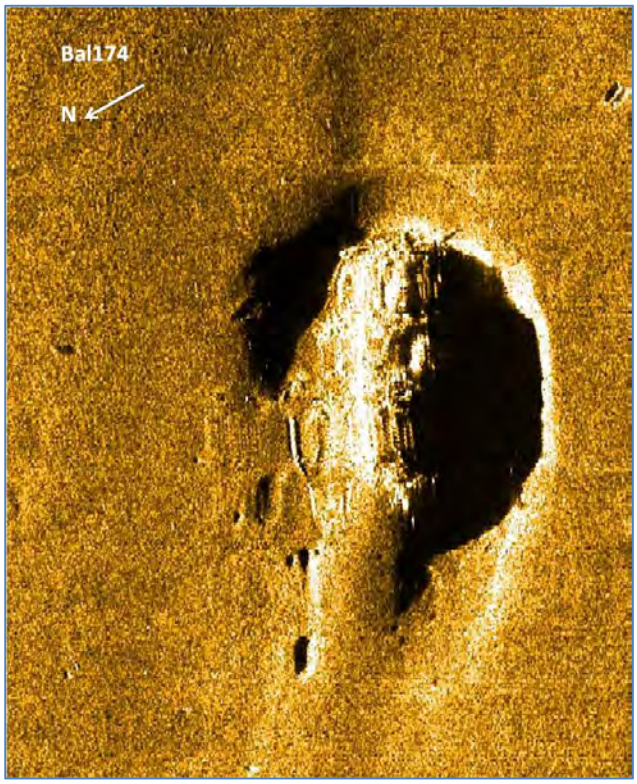
Bal173	position vid vrakets mitt:	
SWEREF99 TM	X: 245555.1	Y: 6457444.7
WGS84	N 58 11.0805	E 10 40.2728

Figur 37 Beskrivande SSS-bild av Bal173

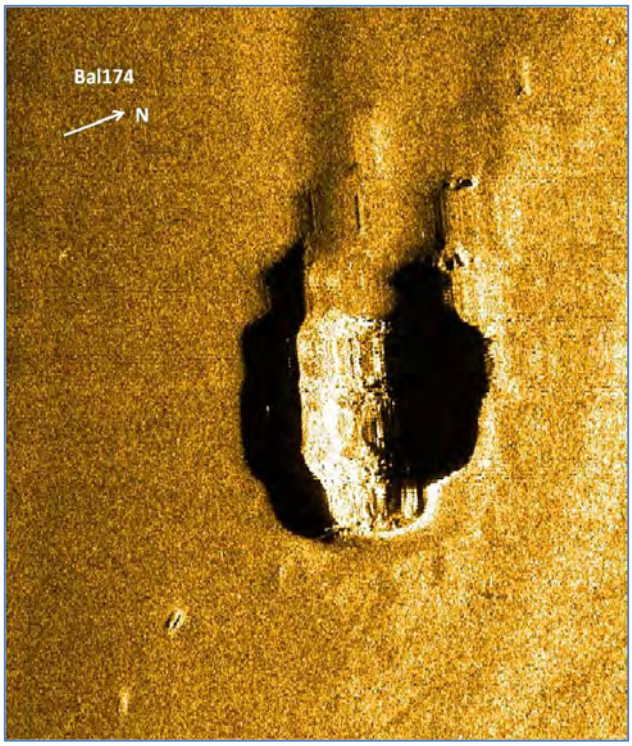
Vraket är ca 32 m långt, ca 5 m brett och befinner sig på 280 m djup. Fartyget står kölrätt på botten med överbyggnad midskepps på fartyget. Lastrum finns för och akter om överbyggnaden. Förliga lastrummet verkar vara fyllt med last, se Figur 36 och Figur 37. Trålrester verkar sticka ut på fartygets babordssida.

ROV-inspektionen visade på måttliga mängder både av fisk och av trål, mycket bråte men inget som kan sägas vara ammunition. Absolut maxdjup för att operera med vår ROV och kabel, 280m.

Bal174



Figur 39 SSS-bild av vraket Bal174



Figur 38 SSS-bild av vraket Bal174

Bal174	position vid vrakets mitt:	
SWEREF99 TM	X: 255596.6	Y: 6458875.3
WGS84	N 58 12.1897	E 10 50.4011

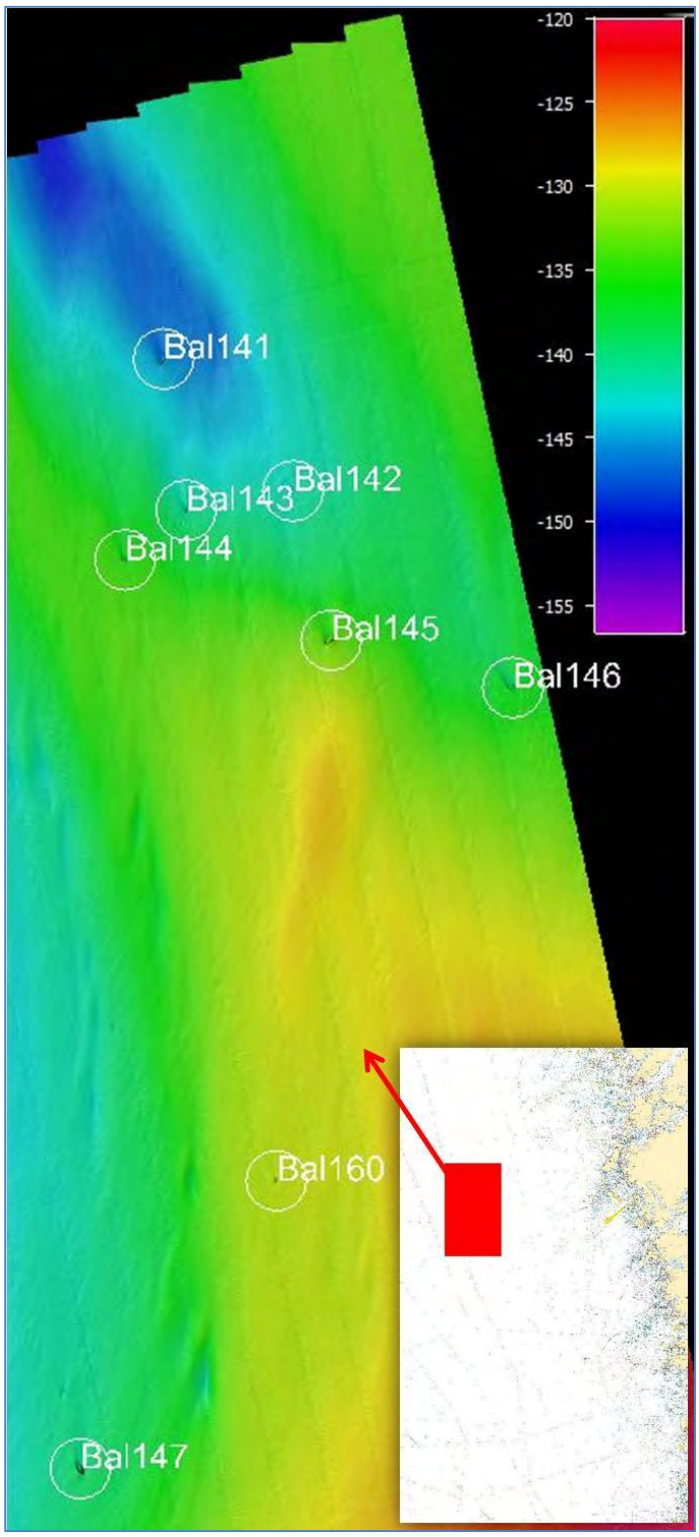
Vraket är 36m långt och 12 m brett dock svårt att avgöra typ av fartyg på sonarbilderna, se Figur 38 och Figur 39.

ROV-inspektionen visade att vraket är ett segelfartyg i trä lastat med flaskor, se Figur 40. Diverse krus och porslin ligger utspridda. Skeppsklockan ligger på vraket, se Figur 41.

Figur 41 Foto på vrakets skeppsklocka

Figur 40 Foto på flaskor som vraket var lastat med

Översikt vrak Bal141-Bal147 samt Bal160



Figur 42 Översiktsbild över vrakens Bal141-Bal147 samt Bal160 position relativt varandra

Figur 42 visar översikt över vrakens position i sjökortet. Vrakspecifikationer med den benämnimg de har fått av R/V Baltica följer nedan, se Tabell 4.

Tabell 4 Vrakspecifikationer

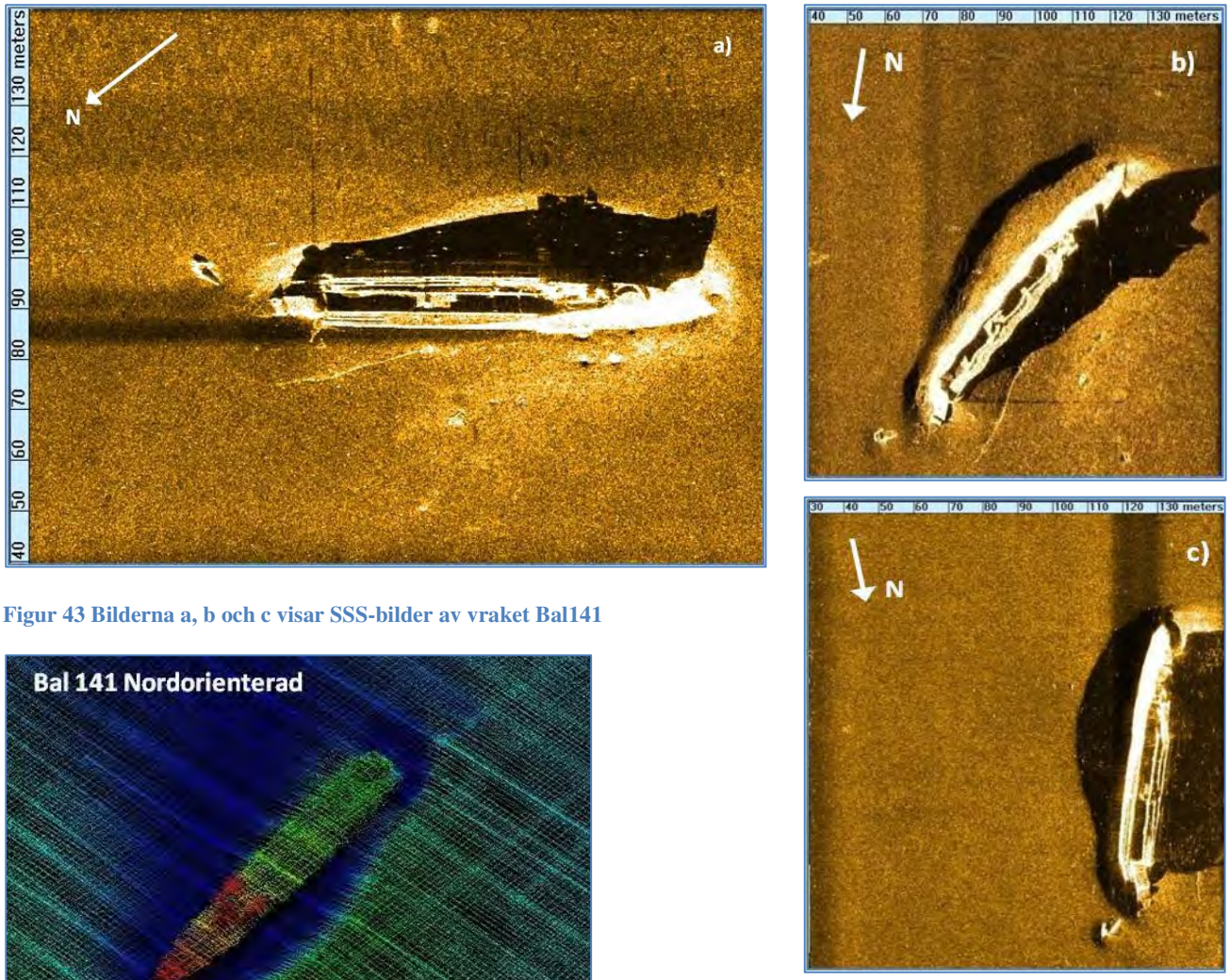
ObjektID	Längd	Bredd	Höjd	Djup	MinZ	E (X)	N (Y)	Lat	Long	Riktning
						SWEREF99 TM		WGS 84		
Bal141	85	14	146	194	138	264080.4	6448254.4	N 58 06.7517	E 10 59.6755	220
Bal142	18	4.5	141	195	140	265147.8	6447167.8	N 58 06.2052	E 11 00.8429	350
Bal143	37	7.5	139	208	134	264265.5	6447006.9	N 58 06.0932	E 10 59.9429	260
Bal144	26	5	135	207	131	263761.8	6446598.9	N 58 05.8549	E 10 59.4598	95
Bal145	90	12	133	208	126	265461.2	6445936.4	N 58 05.5540	E 11 01.2223	50
Bal146	37	8	135.8	209	131.8	266959.6	6445545.7	N 58 05.3901	E 11 02.7609	90
Bal147	72	25	138.5	209	124.7	263398,4	6439108.4	N 58 01.8197	E 10 59.5378	355
Bal160	24	5.5	130	204	129	265018.6	6441478.5	N 58 03.1439	E 11 01.0430	-

Tabell 5 Sammanställning av vilka vrak som är ROV-inspekterade

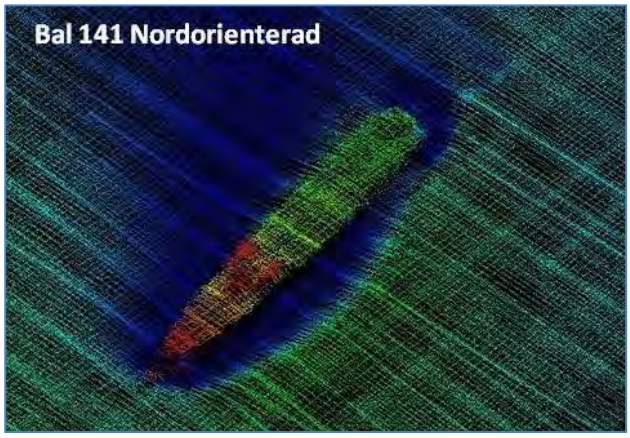
ObjektID	ROV-undersökt	Undersökt lastrum	Endast sökt runt fartyget
Bal141	Nej	-	-
Bal142	Nej	-	-
Bal143	Nej	-	-
Bal144	Nej	-	-
Bal145	Nej	-	-
Bal146	Nej	-	-
Bal147	Nej	-	-
Bal160	Nej	-	-

Tabell 5 visar en sammanställning över vilka vrak som blivit ROV-inspekterade av R/V Baltica.

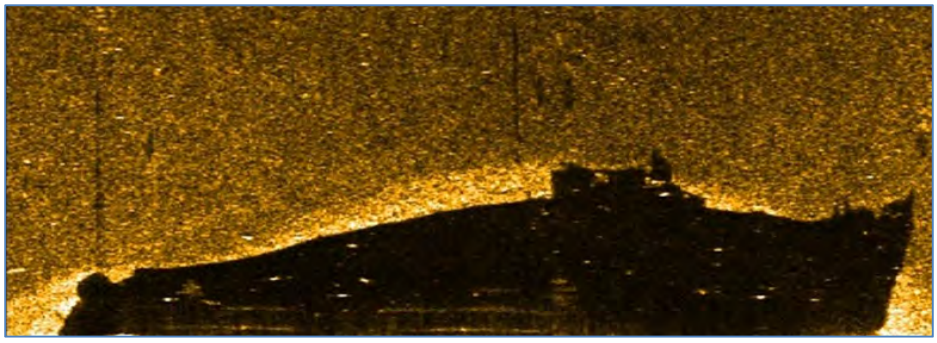
Bal141



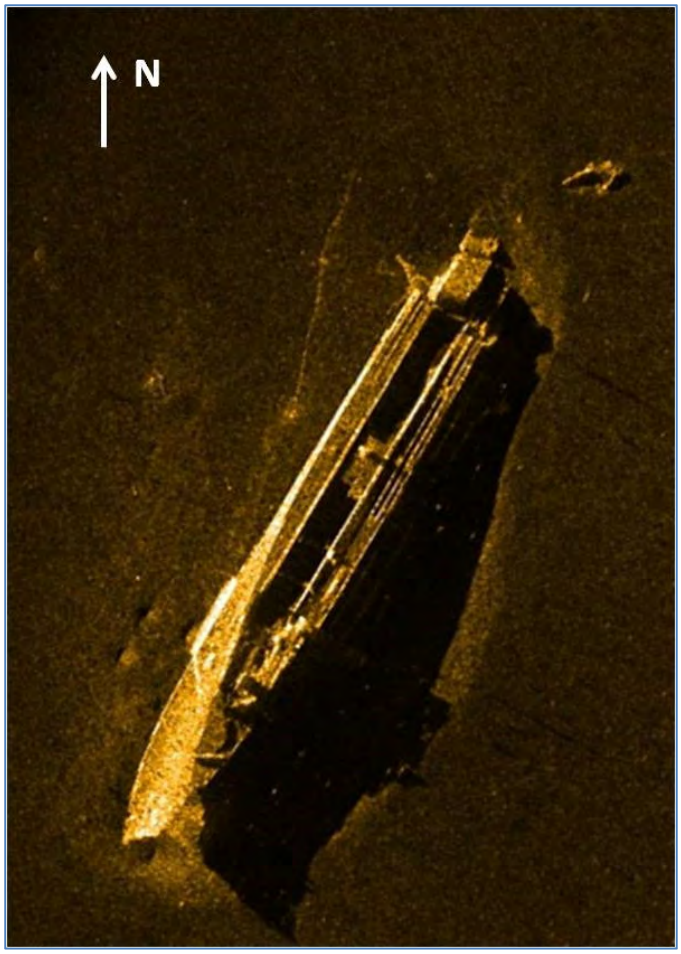
Figur 43 Bilderna a, b och c visar SSS-bilder av vraket Bal141



Figur 44 Bild från djupdatat av vraket Bal141, nordorienterad



Figur 45 SSS-bild visar vrakets Bal141 skugga sett från babord sida



Bal141	position vid vrakets mitt:	
SWEREF99 TM	X: 260471.6	Y: 6448244.9
WGS84	N 58 06.7517	E 10 59.6755

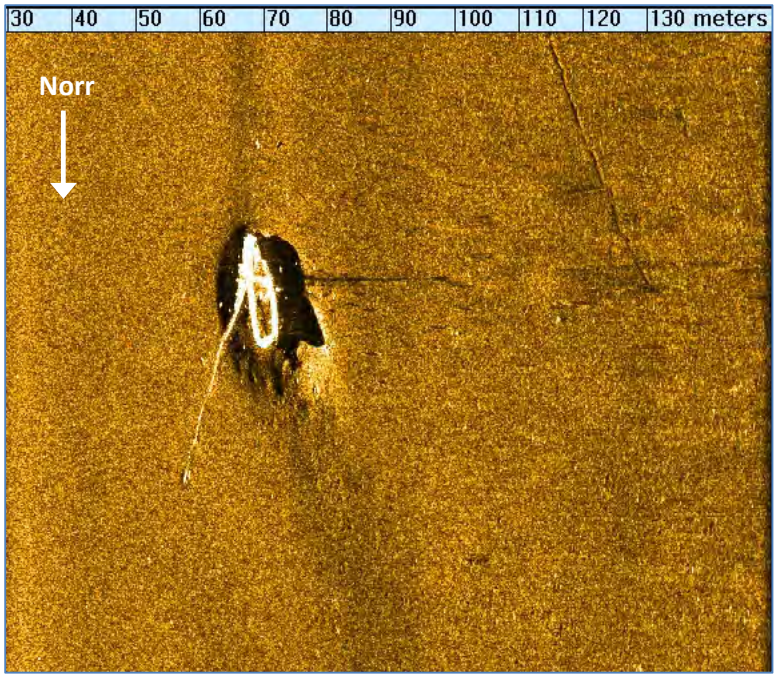
Figur 46 Nordorienterad SSS-bild av vraket Bal141

Enligt FMIS ligger fartyget Duvan/Cyklonen, RAÄ-nr: 93:44, nära positionen till vraket Bal141.

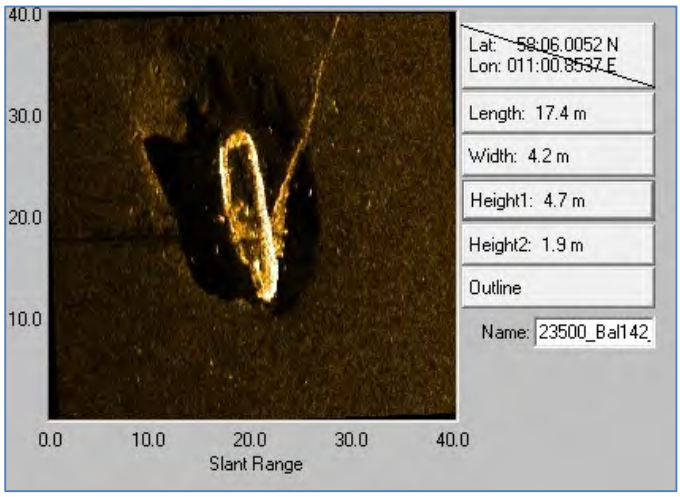
Vraket är ca 85 m långt och 14 m brett. Fartyget står kölrätt med lätt slagsida åt babord och förefaller relativt intakt med öppna lastrum. Antydan till två uppstickande master, en i aktern och en bakom förbygget. Ett antal objekt ligger styrbord, väst om fartygets för samt ett större objekt framträder i sonarbilden akter (nordost) om fartyget, se Figur 43 - Figur 46.

Ingen ROV-inspektion utförd.

Bal142



Figur 47 SSS-bild av vraket Bal142



Bal142	position vid vrakets mitt:	
SWEREF99 TM	X: 265156.9	Y: 6447164.0
WGS84	N 58 06.2052	E 11 00.8429

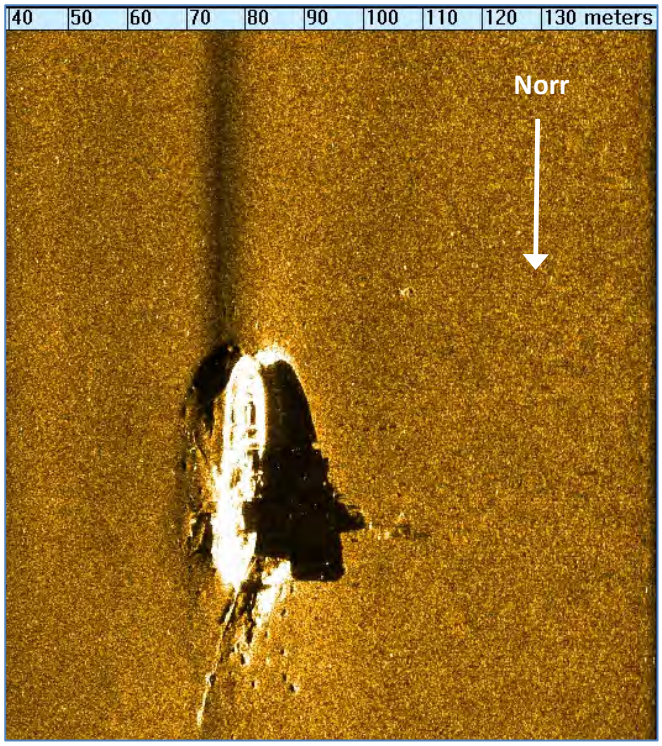
Figur 48 Beskrivande SSS-bild av vraket Bal142

Enligt FMIS ligger fartyget Kulingen, RAÄ-nr: 93:45, nära positionen till vraket Bal142.

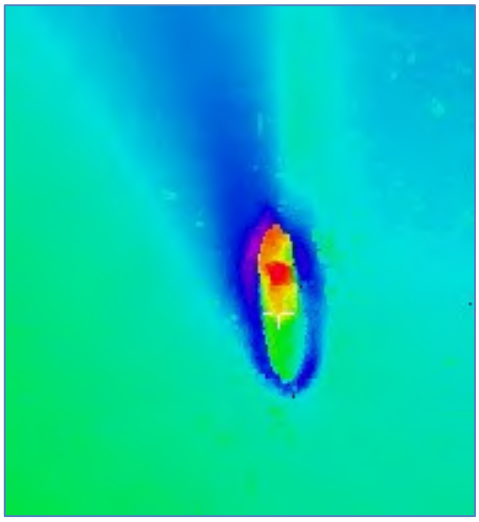
Fartyget är ca 18 m långt och ca 4,5 m brett, (Figur 48). Vraket som står kölrätt med lätt slagsida åt styrbord förefaller relativt intakt med eventuellt en stående mast. På sonarbilden, (Figur 47), framträder ett objekt, troligen trål, som utgår från babord sida och sträcker sig norrut, ca 25 m.

Ingen ROV-inspektion utförd.

Bal143

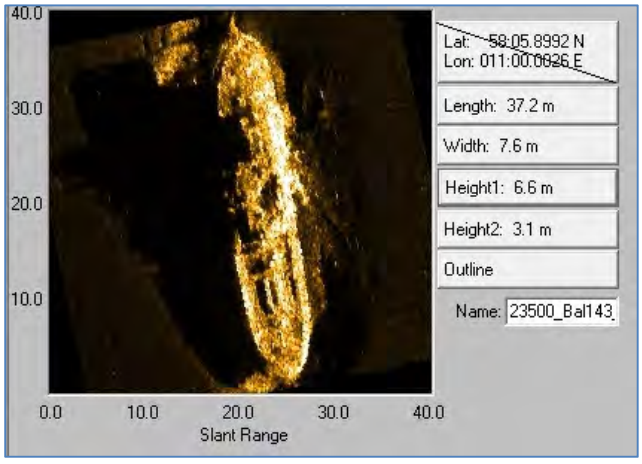


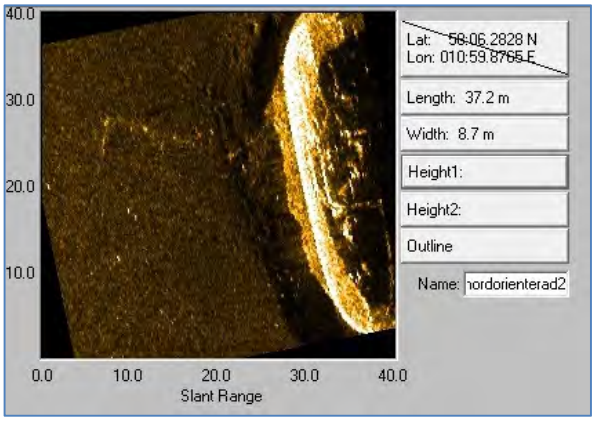
Figur 50 SSS-bild av vraket Bal143



Figur 49 Nordorienterad multibeambild av vraket Bal143

Bal143	position vid vrakets mitt:	
SWEREF99 TM	X: 264261.5	Y: 6447008.8
WGS84	N 58 06.0932	E 10 59.9429





Figur 51 Beskrivande SSS-bild av vraket Bal147

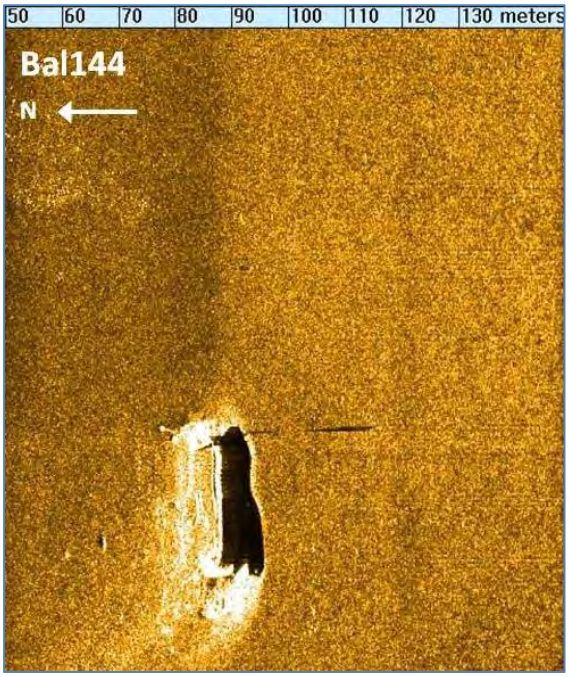
Figur 52 Beskrivande SSS-bilder av vraket Bal143

Enligt FMIS befinner sig Skatan/Tyfonen, RAÄ-nr: 93:46 nära positionen till vraket Bal143.

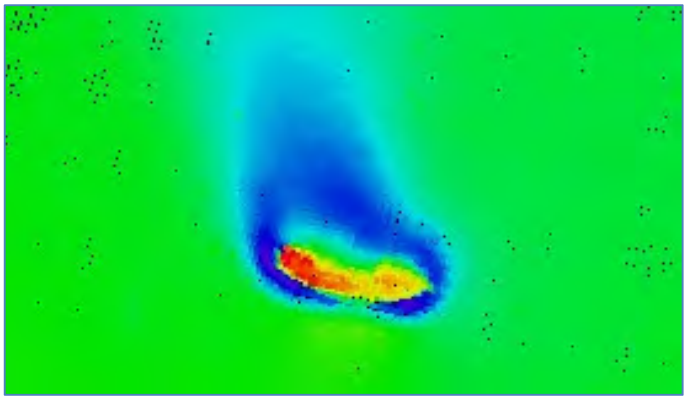
Fartyget som är ca 37 m långt, 7,5 m brett står kölrätt och förefaller relativt intakt, (Figur 51 och Figur 52). Ett antal objekt akter om (norr om) vraket framträder i sonarbilder, (Figur 50). Bygget är placerat akter om mitten av fartyget. Troligen stora mängder trål på vraket. Figur 49 visar hur vraket ser ut i djupdatat.

Ingen ROV-inspektion utförd.

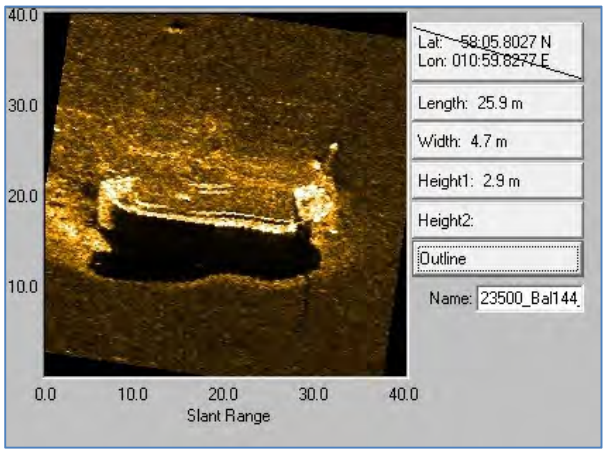
Bal144



Figur 54 SSS-bild av vraket Bal144



Figur 53 Nordorienterad multibeambild av vraket Bal144



Bal144	position vid vrakets mitt:	
SWEREF99 TM	X: 263761.1	Y: 6446595.3
WGS84	N 58 05.8549	E 10 5.4598

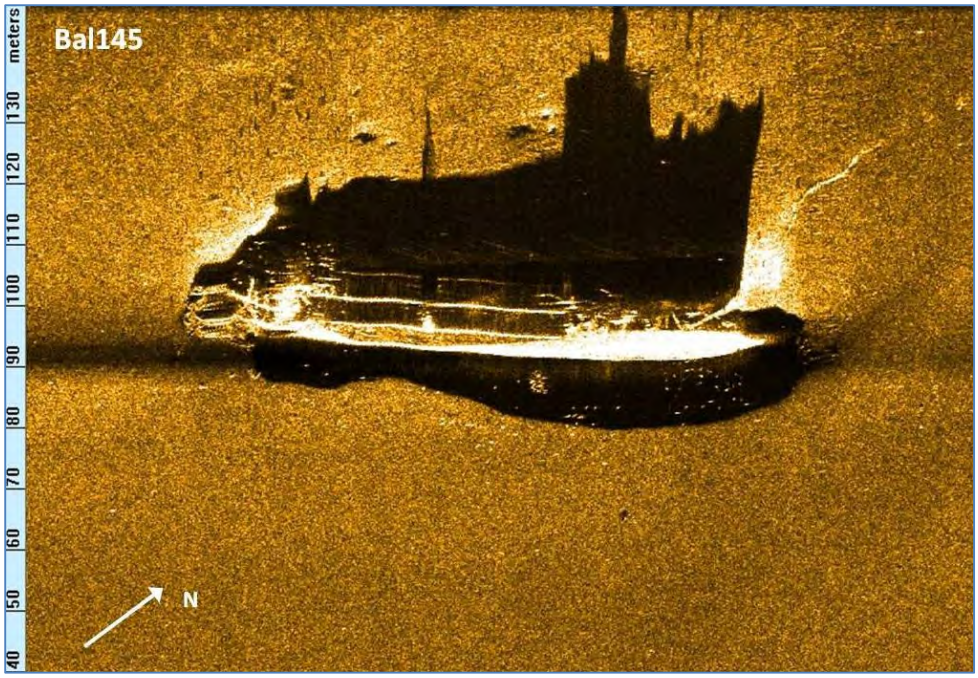
Figur 55 Nordorienterad, beskrivande SSS-bild av vraket Bal144

Fartyget är ca 26 m långt och ca 5 m brett, (Figur 55). Vraket står kölrätt med ganska kraftig slagsida åt styrbord. Fartyget förefaller relativt intakt men sonarbilderna är något svårtydda, (Figur 54). Bygget och en stående mast är belägna längst akterut på fartyget. Multiebeambild av vraket ses i Figur 53.

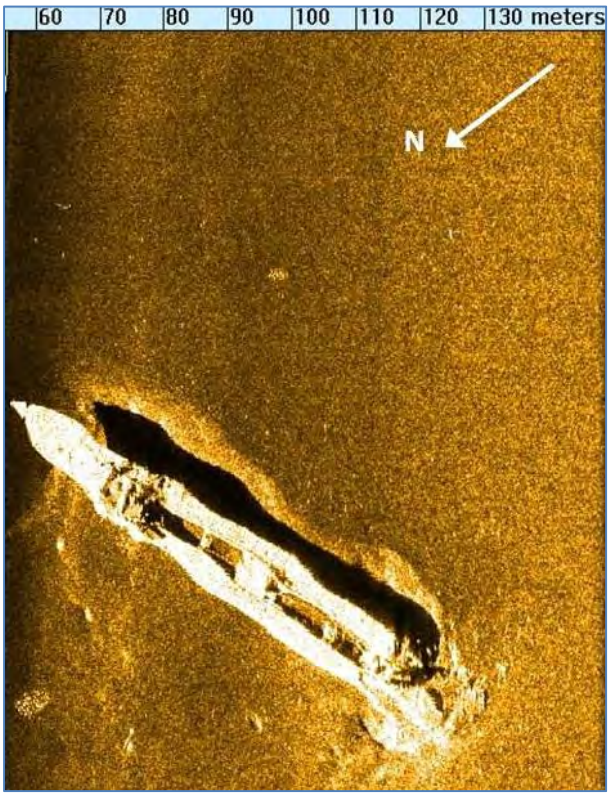
Enligt FMIS ligger Tromben, RAÄ-nr: 93:47, nära positionen för Bal144

Ingen ROV-inspektion utförd.

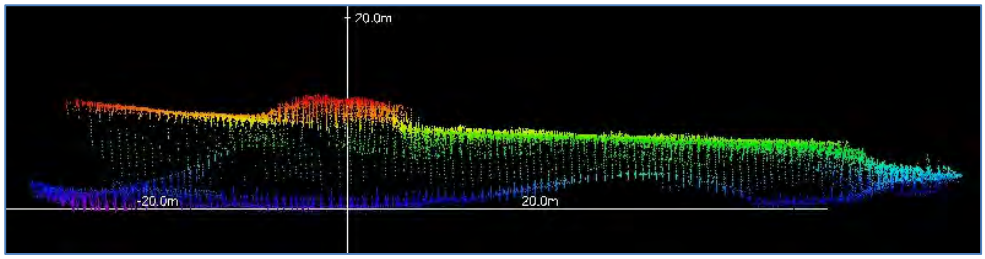
Bal145



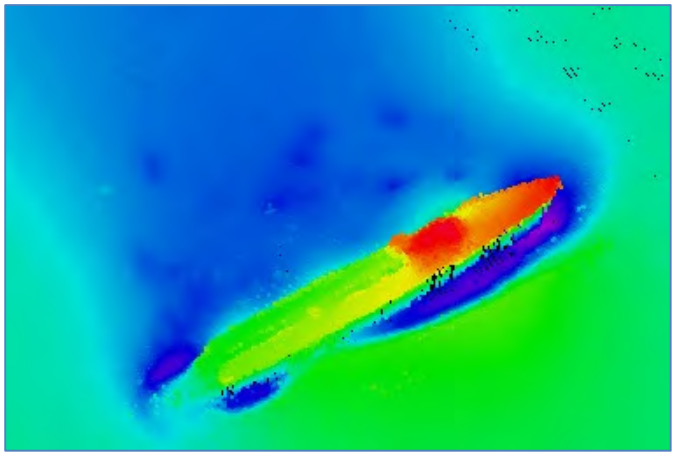
Figur 56 SSS-bild av Bal145



Figur 57 SSS-bild av Bal145



Figur 58 Multibeambild av vraket Bal145 i genomskärning



Bal145	position vid vrakets mitt:	
SWEREF99 TM	X: 265458.0	Y: 6445935.0
WGS84	N 58 05.5540	E 11 01.2223

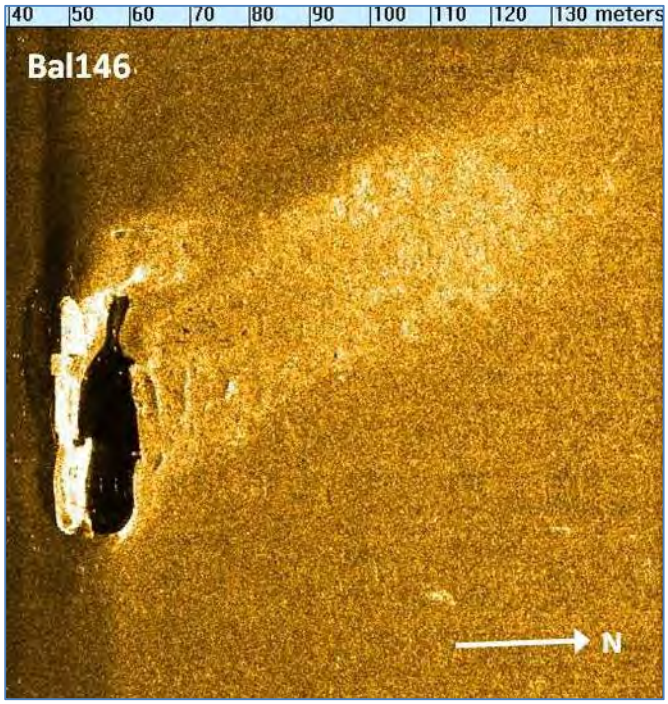
Figur 59 Multibeambild av vraket Bal145, nordorienterad

Fartyget är ca 90 m långt och 12 m brett och står kölrätt med slagsida åt babord. Det förefaller skadat i aktern men verkar i övrigt intakt, (Figur 56 och Figur 57). Öppna lastrum framträder i sonarbilderna. Förbygge med ett stående objekt samt en stående mast strax akter om skeppets mitt kan obserberas. Ett antal föremål babord (norr) om skeppet framträder både i sonar- och djup-data, (Figur 58). En multibeambild av vraket i genomskärning ses i Figur 59.

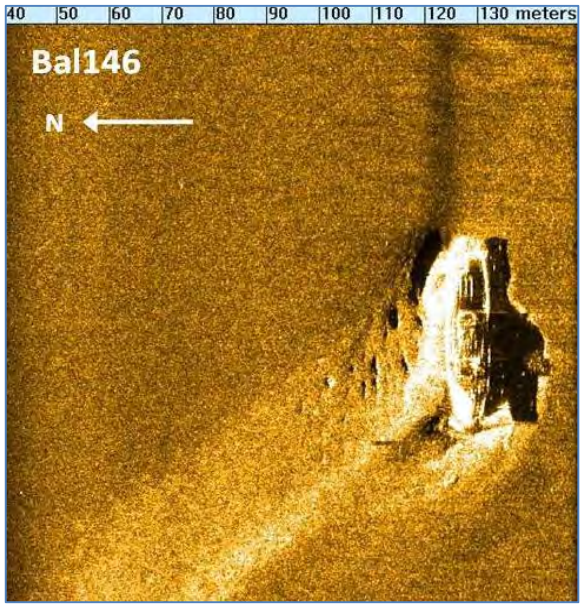
Enligt FMIS ligger Taifunen, RAÄ-nr: 93:19, nära positionen för vraket Bal145.

Ingen ROV-inspektion utförd.

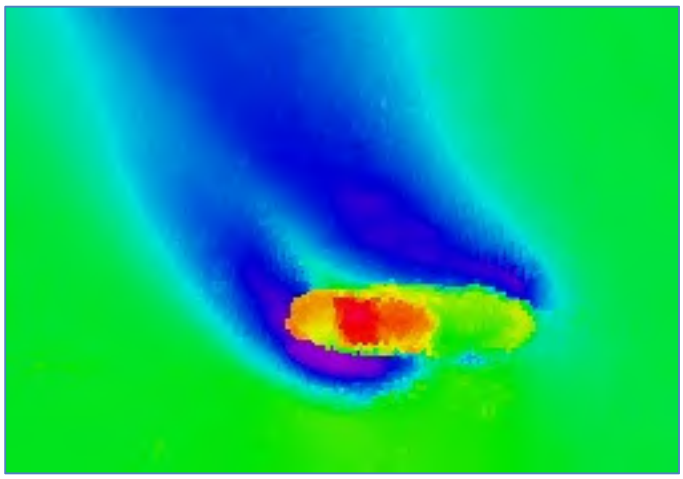
Bal146



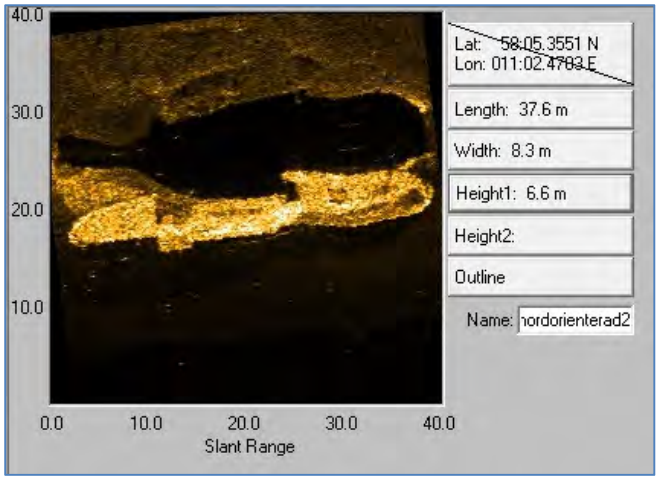
Figur 61 SSS-bild av vraket Bal146



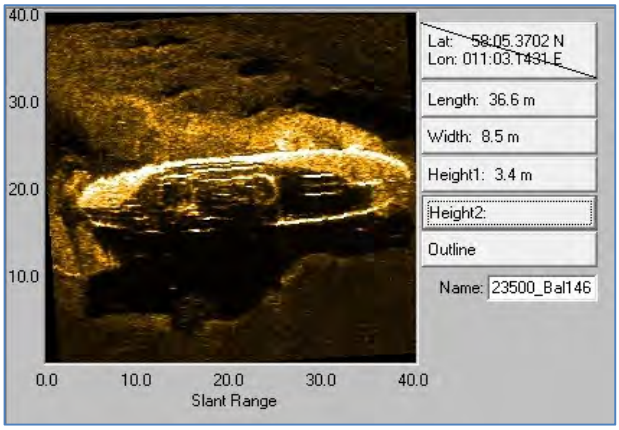
Figur 60 SSS-bild av vraket Bal146



Figur 62 Nordorienterad multibeambild av vraket Bal146



Figur 64 Beskrivande SSS-bild av vraket Bal146, nordorienterad



Figur 63 Beskrivande SSS-vild av vraket Bal146, nordorienterad

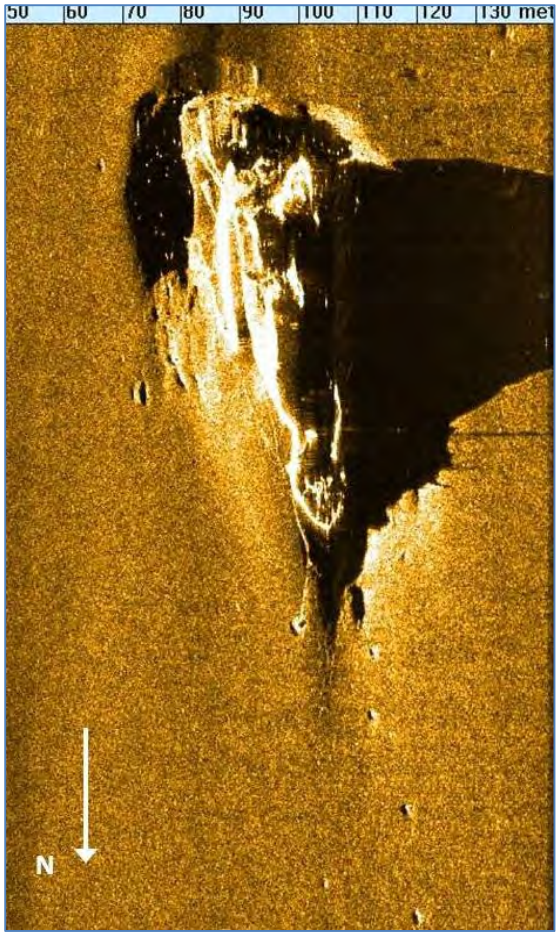
Bal146	position vid vrakets mitt:	
SWEREF99 TM	X: 266950.4	Y: 6445542.1
WGS84	N 58 05.3901	E 11 02.7609

Fartyget är ca 37 m långt och ca 8 m brett, (Figur 63 och Figur 64) och förefaller intakt med ett midskeppsbygge. Inga öppna lastrum och inga uppstickande master syns i sonarbilderna, se Figur 60 och Figur 61. Babord om (norr om) fartyget finns ett antal objekt. Figur 62 visar hur vraket ser ut i djupdatat.

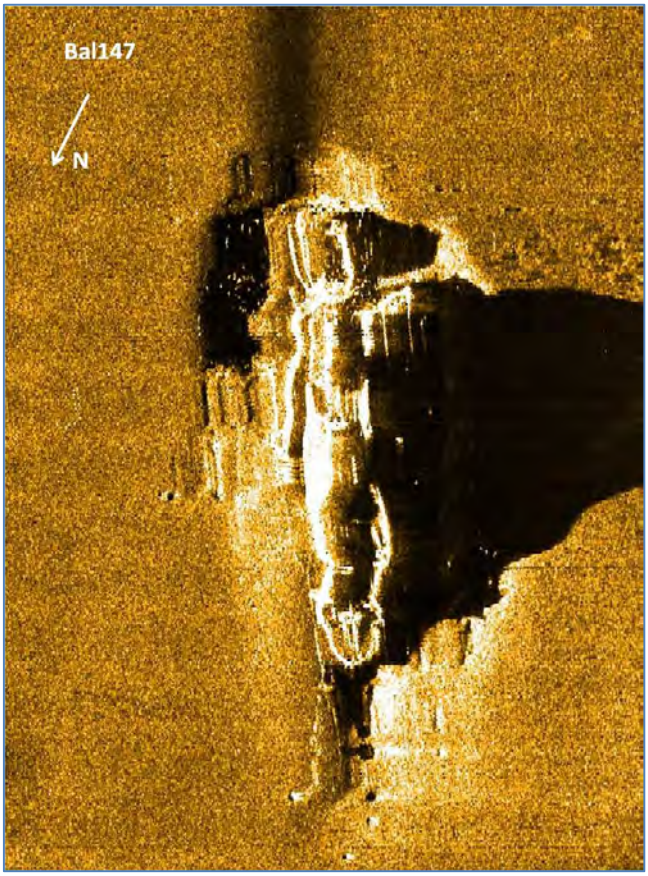
Enligt FMIS ligger Kråkan/Treeva, RAÄ-nr: 93:16, nära positionen till Bal146.

Ingen ROV-inspektion utförd.

Bal147

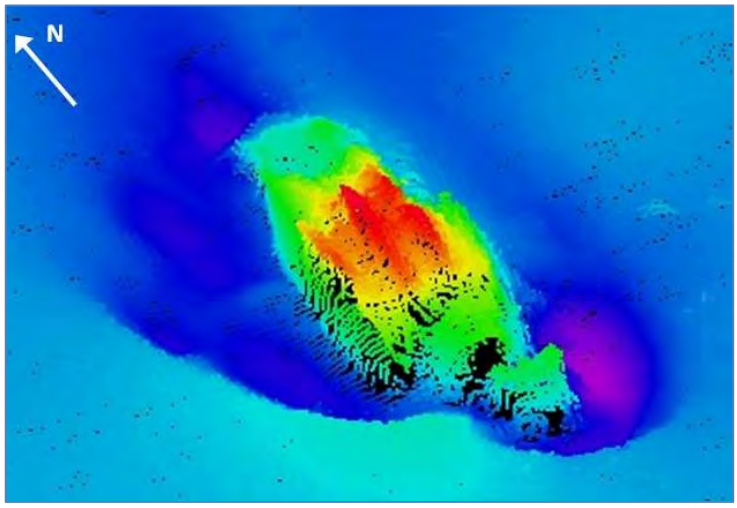


Figur 66 SSS-bild av vrak Bal147

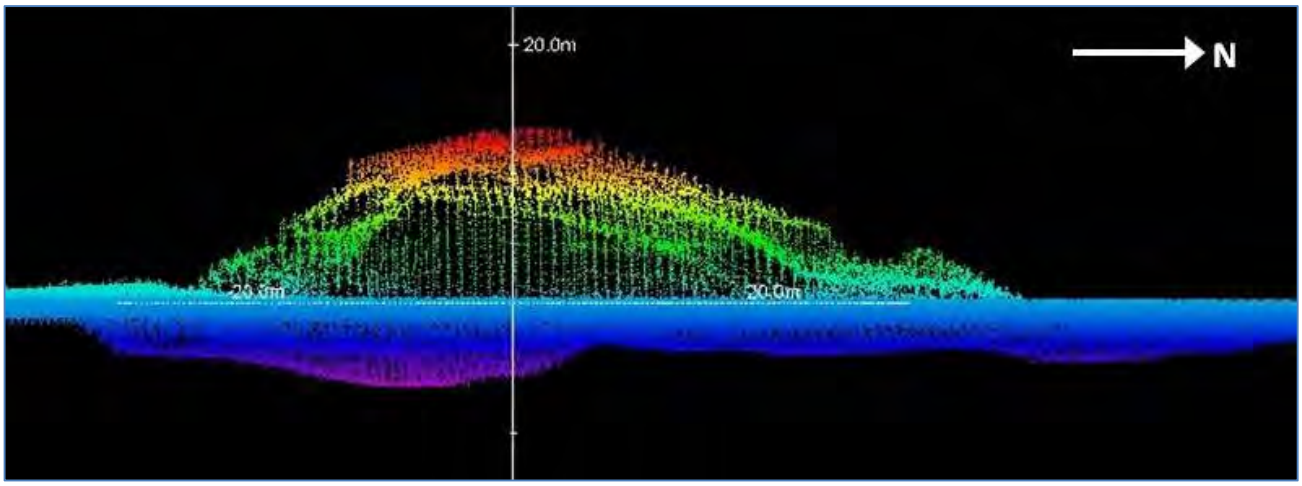


Figur 65 SSS-bild av vraket Bal147

Figur 68 SSS-bild av vraket Bal147



Figur 67 Multibeambild av vraket Bal147



Figur 69 Multibeambild av vraket Bal147

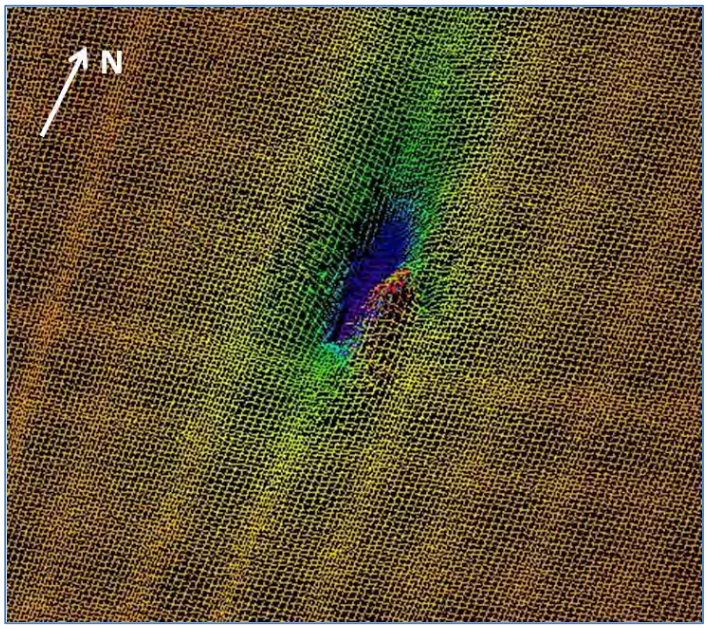
Bal147	position vid vrakets mitt:	
SWEREF99 TM	X: 263393.0	Y: 6439111.2
WGS84	N 58 01.8197	E 10 59.5378

Vrakplatsen är ca 75 m lång, 25 m bred och 15 m hög. Vrakdelarna (av ett eller två fartyg) ligger på varandra. Fören (i norr) ser relativt intakt ut och i sonarbilderna, (Figur 65 - Figur 68), kan man se ett antal uppstickande föremål samt en stående mast. Ett antal objekt ligger för om (norr om) vraket. Figur 67 och Figur 69 visar multibeambilder av vraket Bal147.

Enligt FMIS ligger Solitären, RAÄ-nr: 93:23, nära positionen till vraket Bal147. Troligen inte gasvrak enl. MMT. Eventuellt två vrak som hänger ihop.

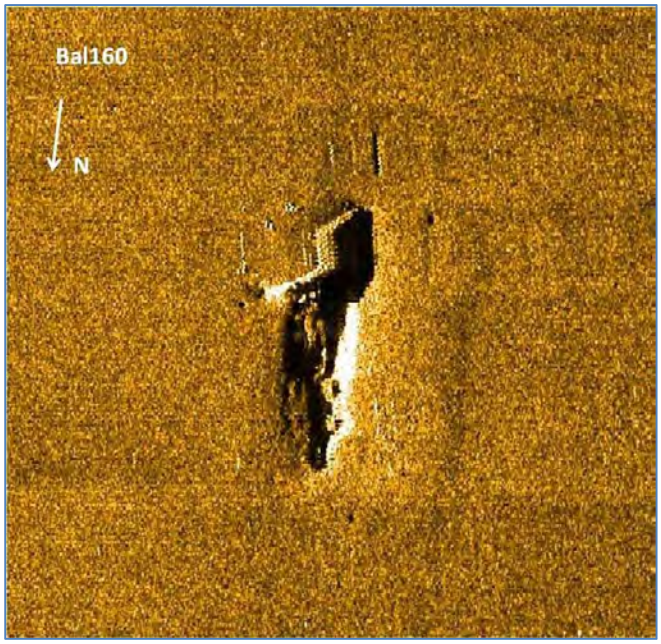
Ingen ROV-inspektion utförd.

Bal160

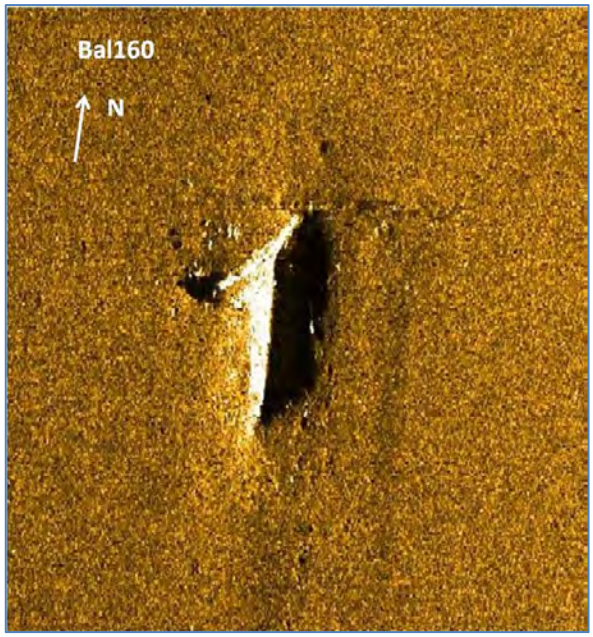


Bal160	position vid vrakets mitt:	
SWEREF99 TM	X: 265018.6	Y: 6441478.5
WGS84	N 58 03.1439	E 11 01.0430

Figur 70 Multibeambild av vraket Bal160



Figur 72 SSS-bild av vraket Bal160

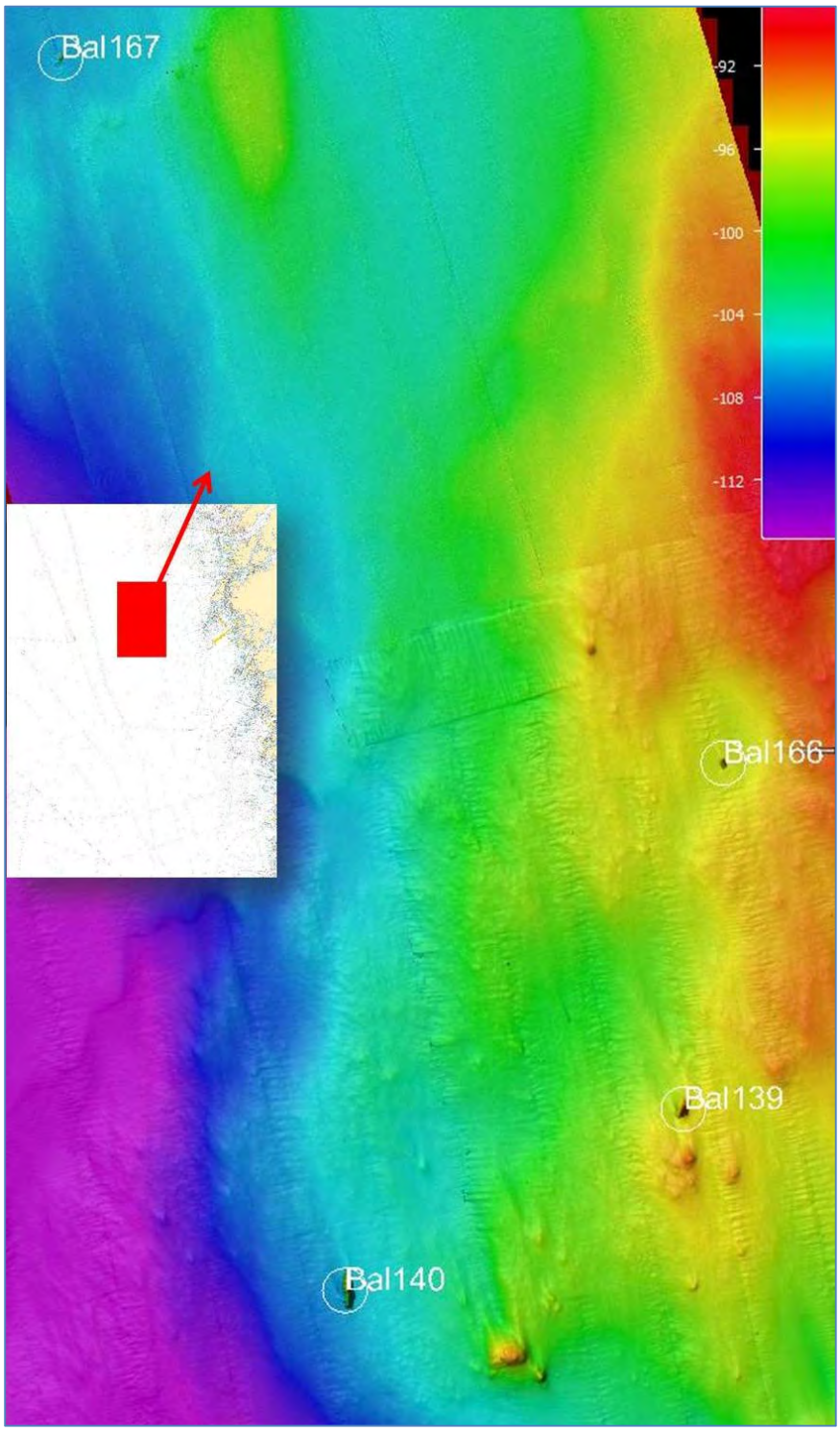


Figur 71 SSS-bild av vraket Bal160

Litet objekt, oidentifierat. Troligen vrak, se Figur 70 - Figur 72.

Ingen ROV-inspektion utförd.

Översikt vrak Bal139, Bal140, Bal166 samt Bal167



Figur 73 Översiktsbild över vrakens position

Figur 73 visar översikt över vrakens position i sjökortet. Vrakspecifikationer med den benämnimg de har fått av R/V Baltica följer nedan, se Tabell 6.

Tabell 6 Vrakspecifikationer

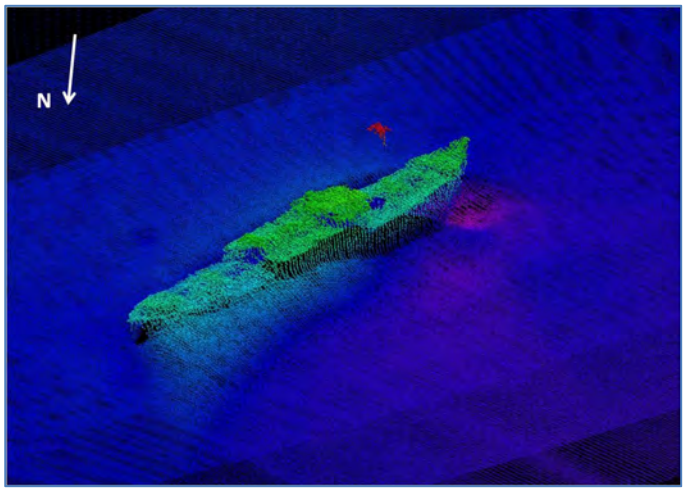
ObjectID	Length	Width	Height	Depth	MinZ	E (X)	N (Y)	Lat	Long	Heading
						SWEREF99 TM		WGS 84		
Bal139	80	13	18	95	77	271138.4	6450277.5	58 08.0671	11 06.7355	210
Bal140	150	21	29	106	76.9	269627.9	6449470.4	58 07.5861	11 05.2477	175
Bal166	40	7.5	9	96	86.9	271317.1	6451819.8	58 08.9019	11 06.8267	157
Bal167	32	10	9	107	97.7	268358.2	6454965.0	58 10.5004	11 03.6307	200

Tabell 7 Sammanställning av vilka vrak som är ROV-inspekterade

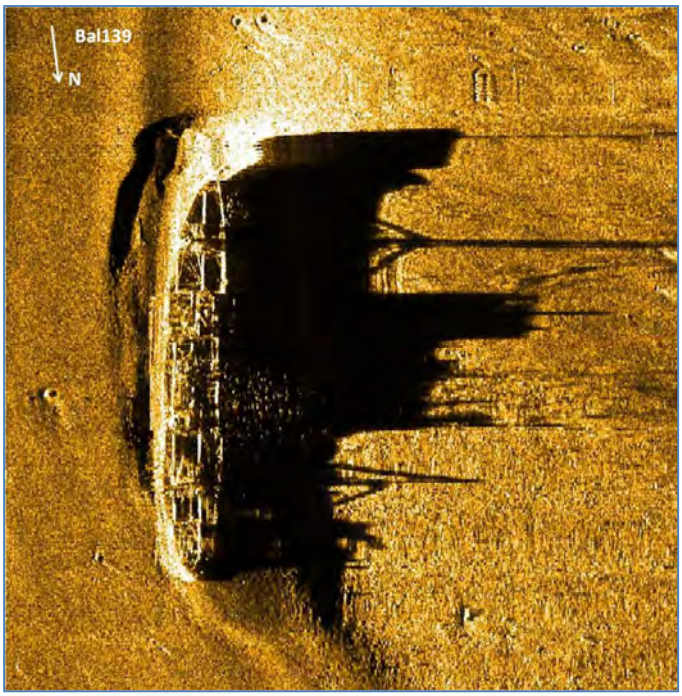
ObjektID	ROV-undersökt	Undersökt lastrum	Endast sökt runt fartyget
Bal139	Nej	-	-
Bal140	Ja	Ja	-
Bal166	Nej	-	-
Bal167	Nej	-	-

Tabell 7 visar vilka vrak som blivit ROV-inspekterade av R/V Baltica.

Bal139



Figur 74 Multibeambild av vraket Bal139



Bal139	position vid vrakets mitt:	
SWEREF99 TM	X: 271138.4	Y: 6450277.5
WGS84	N 58 08.0671	E 11 06.7355

Figur 75 SSS-bild av vraket Bal139

Enligt FMIS ligger Västvåg, RAÄ-nr 93:14, nära positionen vraket Bal139.

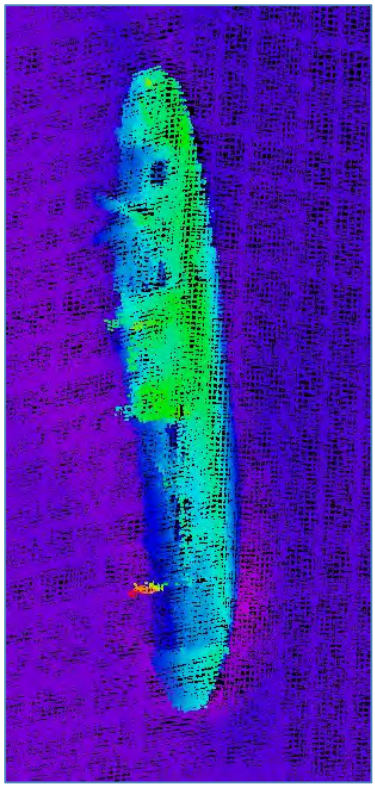
Fartyget är ca 80 m långt och 13 m brett med aktra delen delvis nedsjunken i dyn. Midskeppsbygge med lastrum både för och akter om överbyggnaden kan observeras i sonarbilden, (Figur 75). Stående master mellan både det förliga lastrummet och det aktra. Liten mast på bryggan. Trål över fördäck och troligen trål över akterdäck. Ett antal mindre objekt i närområdet. Figur 74 visar hur vraket ser ut i djupdatat.

Ingen ROV-inspektion utförd.

Bal140

Figur 76 SSS-bild av vraket Bal140

Figur 77 SSS-bild av Bal140



Figur 78 Foto av skeppsklockan på Bal140

Bal140	position vid vrakets mitt:	
SWEREF99 TM	X: 269627.9	Y: 6449470.4
WGS84	N 58 07.5861	E 11 05.2477

Figur 79 Nordorienterad multibeambild av vraket Bal140

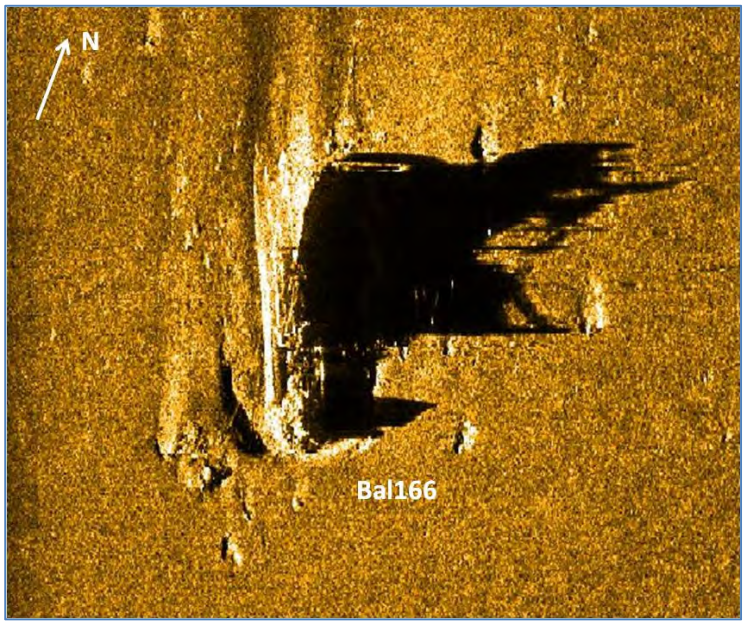
Enligt FMIS ligger Westbank, RAÄ-nr 93:48, nära positionen till vraket Bal140.

Vraket är ca 150 m långt och 21 m brett. Den förligaste lastrumsluckan verkar vara kvar på plats, (Figur 76). Midskeppsbygge med stående mast mellan förliga lastrummen kan observeras i sonarbilderna, se Figur 76 och Figur 77. Även en liggande mast mellan de aktra lastrummen samt trål över fören kan observeras. Stora mängder trålrester och linor framträder över resten av vraket.

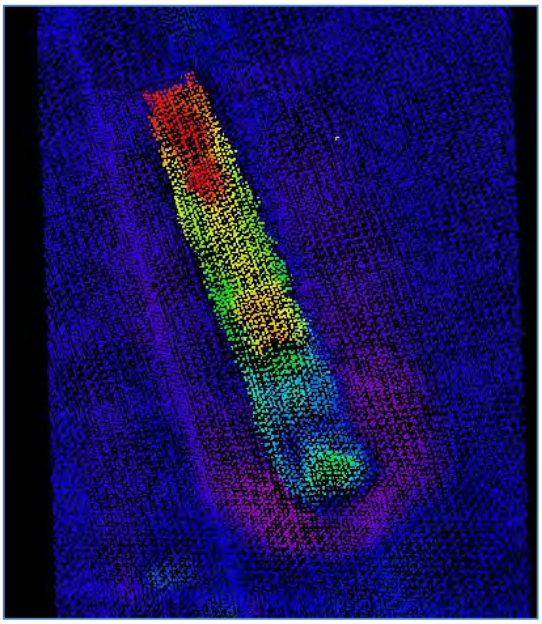
ROV-inspektionen gav att det generellt är mycket trål på vraket samt stora mängder fiskelinor som lätt kan fastna i ROV:n. Runt vraket nära botten var det svårt att filma pga. fiskar som stör, men det var inget problem på vraket. Lastrummen var svåra att inspektera pga. mycket fisk som följde med ner i lastrummet. Strömmen var stark i ytvattnet men på botten var den svag.

Vraket kan vara möjligt att identifiera via skeppsklockan, se Figur 78. I de lastrum som kunde inspekteras hittades ingen last.

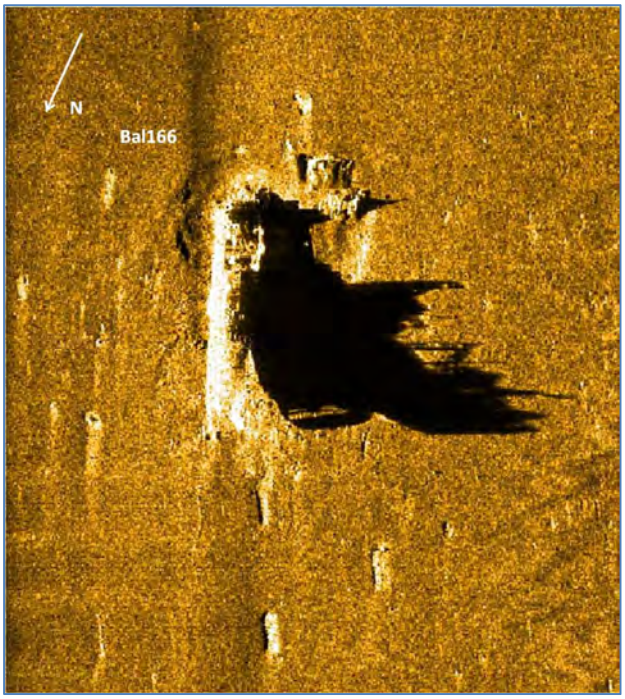
Bal166



Figur 81 SSS-bild av Bal166



Figur 80 Nordorienterad multibeambild av vraket Bal166



Bal166	position vid vrakets mitt:	
SWEREF99 TM	X: 271317.1	Y: 6451819.8
WGS84	N 58 08.9019	E 11 06.8267

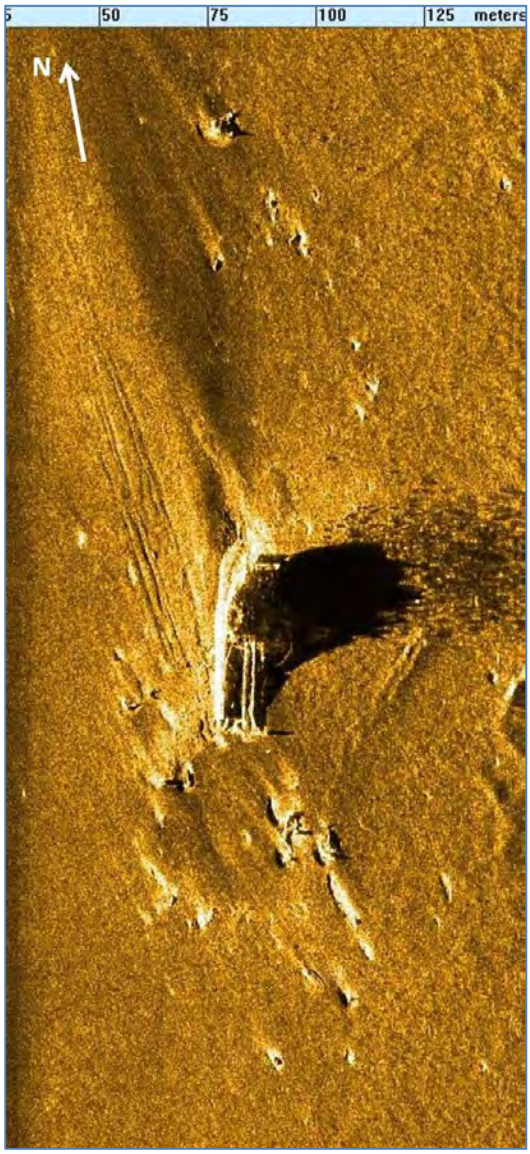
Figur 82 SSS-bild av vraket Bal166

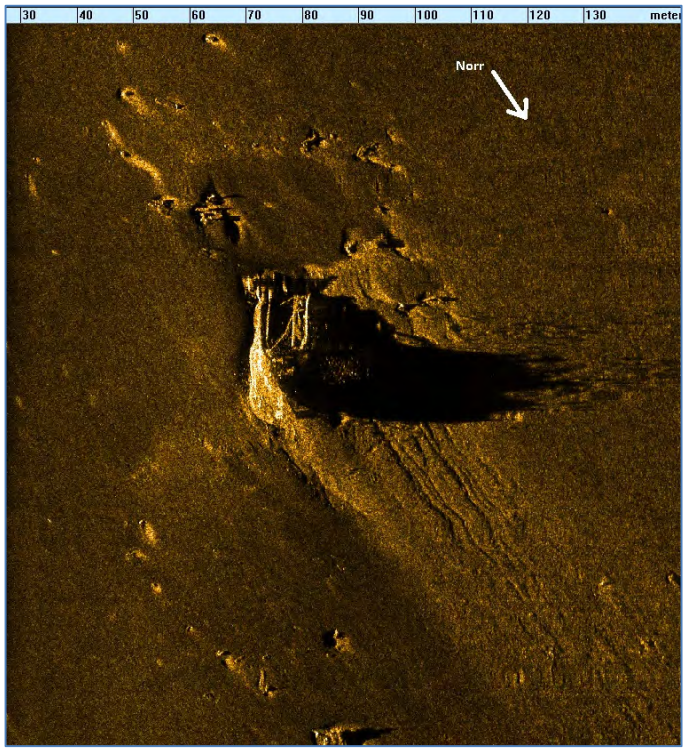
Vraket som är 40 m långt och 7,5 m brett har ett midskeppsbygge. Förskeppet verkar vara nedsjunket i leran, (Figur 81). Akterskeppet, där lite uppstickande delar kan observeras, hänger fritt i vattnet. Del av vraket kan ligga avbrutet vid sidan av fören. Propeller och roder hänger fritt i vattnet, se Figur 82.

Figur 80 visar hur vraket ser ut i djupdatat.

Ingen ROV-inspektion utförd.

Bal167





Figur 83 SSS-bild av vraket Bal167

Bal167	position vid vrakets mitt:	
SWEREF99 TM	X: 268358.2	Y: 6454965.0
WGS84	N 58 10.5004	E 11 03.6307

Figur 84 SSS-bild av vraket Bal167

Vraket, som mäter 32 m på längden och 10 m på bredden, ser ut att vara en avbruten del av ett fartyg, eventuellt aktern med aktra lastrummet och ett mindre däckshus, se Figur 83 och Figur 84. Mycket trålspår och många objekt kan observeras nära vraket.

Ingen ROV-inspektion utförd.

Diskussion

De kemiska stridsmedel som misstänks finnas på Måseskärsvraken, som sänktes 1946, har inte kunnat verifieras. På och kring vraket Bal153 hittades dock torpeder utan stridsspetsar. Alla vrak har inte blivit inspekterade med ROV på grund av tidsbrist. Marinen kommer i tillägg att undersöka ytterligare vrak med fokus på de vrak närmare land och på kringliggande objekt. Deras resultat har vi hittills inte tagit del av.

Möjlighet att identifiera vraken kan finnas med hjälp av storlek och form från SSS-bilderna och detaljer från ROV-filmerna, som till exempel propellern på vrak Bal161.

Samtliga vrak som hittills är inspekterade med ROV är delvis insvepta i trålar. Detta kan även ses på en del SSS-bilder.

Utifrån SSS-bilderna verkar vraken Bal141 och Bal145 vara samma typ av fartyg, eventuellt krigsfartyg.

Under ROV-inspektionerna observerades flertal skadade fiskar med stora vita fläckar, liknande pigmentförändringar.

På vissa av fartygen, till exempel Bal148, skulle det vara möjligt att ta sedimentprover för vidare analys av last.

Sjöfartsverket 2015

Miljörisker sjunkna vrak 2

Dnr: 1399-14-01942-15

Ert tjänsteställe, handläggare

Ert datum

Er beteckning

Vårt tjänsteställe, handläggare

Vårt föregående datum

Vår föregående beteckning

Fv Göran Sjöström
goran.sjostrom@mil.seMWDC

Rapport från Kln om Måseskärsvraken

Svar före

DOKUMENT FRÅN HMS KULLEN)

MWDC har sammanställt två dokument från HMS Kullen efter deras sökning vid Måseskärsvraken under övningen SWENEX 2015.

I början dokumentet finns bakgrund, genomförande och påverkansfaktorer och resultat tagna från HMS Kullens dokument –Bakgrund.

Dokumentet består även av HMS Kullens -Händelselogg från samarbetet med SjöV vid Måseskärsvraken, skriven av 1.serg Fredrik Nilsson.

MWDC har erhållit det fullständiga underlaget från HMS Kullen. Det har inte hunnit bearbetats av MWDC ännu, arbetet pågår.

-BAKGRUND

Bakgrund

Efter VK2 fördelade de allierade upp krigsbytet mellan väst och öst. Delar utav krigsbytet bestod utav fartyg. Dessa delades upp i tre klasser, varav klass A fartyg var de som ansågs vara i fullgott skick, klass B; fartyg som behövde reparation eller underhåll och klass C; fartyg som skulle utrangeras. Delar utav klass C fartygen kom att sänkas, inom det som idag är Svensk ekonomisk zon, väst Måseskären. I samband med sänkningen utav fartygen, passade man på att lasta ombord ammunition. Man misstänker att delar utav ammunitionen kan innehålla C-stridsmedel, främst i form utav senapsgas.

Sjöfartsverkat har i uppdrag från regeringen, att kontrollera förekomsten utav C-stridsmedel och skicket på Måseskärsvraken. Sjöfartsverket har inom ramen för uppdraget hemställt om stöd av Försvarsmakten med arbetet, vilket genomfördes under SWENEX 15 av HMS Kullen.

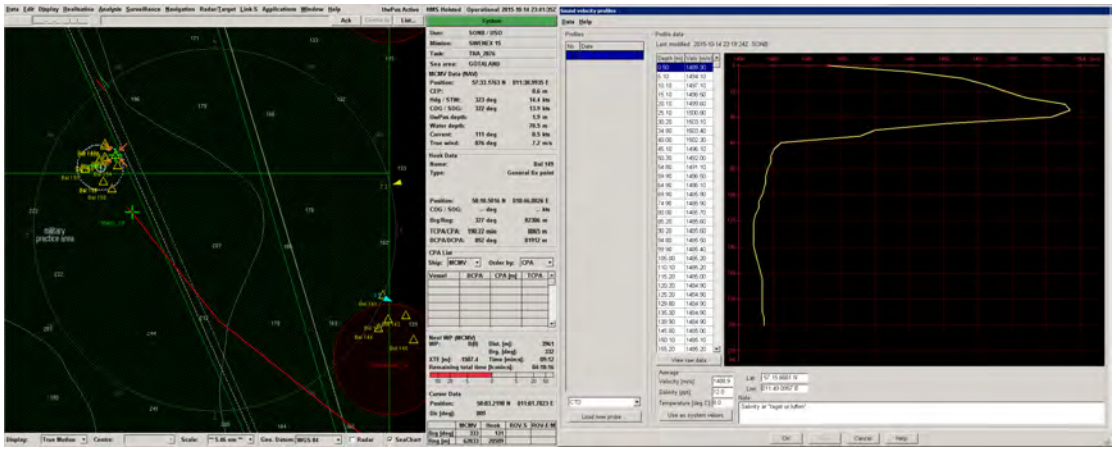
Genomförande
HMS Kullen har under perioden 14-19 oktober samverkat med M/S Baltica i arbetet med dokumentation av Måseskärsvraken. Arbetet har inneburit risker mot såväl personal som materiel. Riskerna mot vår personal har över tiden bestått i risken att komma i kontakt med kemiska stridsmedel. För att minimera risken för personalen har förberedelser innan SWENWX start och under transit mot AOO genomförts och varit nödvändiga. Inventering/utbildning av CBRN utrustning samt tillpassning skedde innan losskastning. På plats har skyddsutrustning varit medtagen och delvis påtagen under insatserna, saneringsstationer förberedda samt svart stängning delvis genomförd, beredd att på order fullföljas. Indikering vid hemtagning har fortlöpande skett av all materiell som riskerat kontamination. Risker för skador på materielen har bestått av olika faktorer. Arbetet under insatserna har varit utmanande med strömmar upp till 3 knop och stora djup som i sin tur krävt mycket ROV-kabel. Vid vraken har stora stim med sej påträffats, vilket tidvis gjort det svårt till helt omöjligt att identifiera objekt. Vid flertalet vrak har det fastnat trålar som roven riskerat att fastna i. Normalbilden i området innebär att stäv och akterskepp är fiskenätklädda, men i vissa fall har näten fastnat på betydligt svårare sätt ex från mast och ut från skrovsida. Den senare varianten är naturligtvis jobbig då vajrar och andra tampar i anslutning ofta löper kors och tvärs och är extremt svåra att upptäcka. Risken att fastna är mao stor. Viktigt att veta är att KLN iom detta uppdrag faktiskt kompletterar ett sidescan arbete. Utan underlaget från sjöfartsverket hade arbetet till stora delar inte gått att genomföra.

Faktorer som påverkade resultatet
Dom faktorer som påverkat uppdragets genomförande är; vädret, strömmar, fiskenät och trål, stora mängder fisk, stora arbetsdjup (140-237 meter), CBRN hotet samt beordrad risktagning för materielen. Av ovan nämnda faktorer har vädret varit den mest avgörande faktorn.

Resultat
Vraken som inspekteras är i den kondition som kan förväntans efter många på havets botten, men intakta. Under dyk har mycket tid lagts på inspektion av objekt runt fartygsskroven, och i de fall lastrummen stått öppna, har inspektion skett även i dom. Inga kemiska stridsmedel har indikerats men gula klumpliknande föremål har påträffats. Senare analys av bildmaterialet får utvisa om detta är naturligt eller annat. Samtliga vrak som tilldelats KLN är dokumenterade. Totalt är 19 vrak undersökta inkl omgivande föremål.

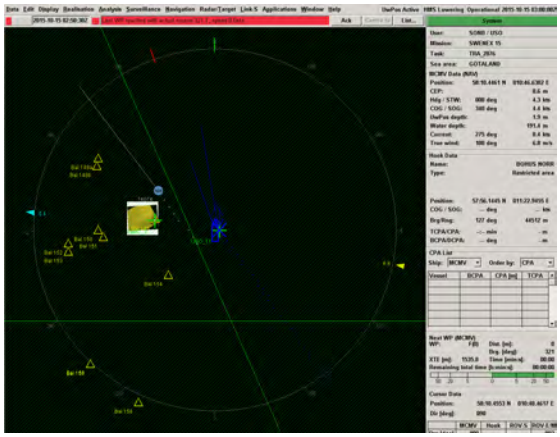
-HÄNDELSELOGG HMS Kullen

2015-10-14 KL 23:29Z



Förflyttning mot ”måseskärsvraken”.
Skrivit in LHM som m/s Baltica mailat oss.

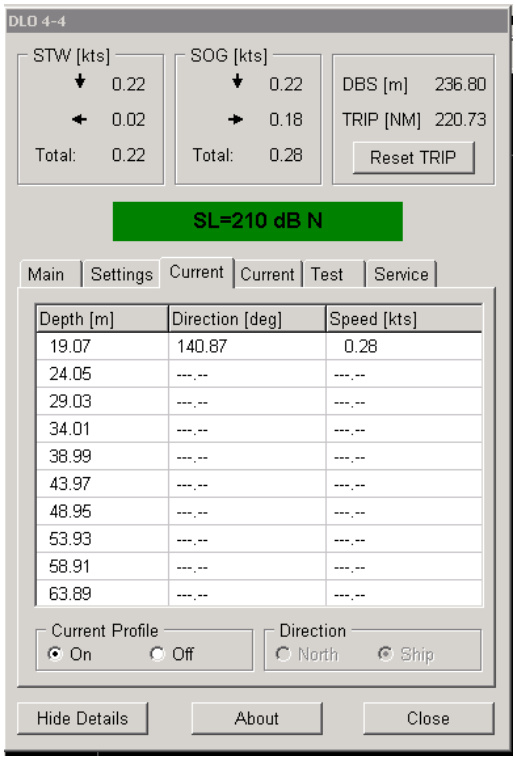
2015-10-15 KL 03:00Z



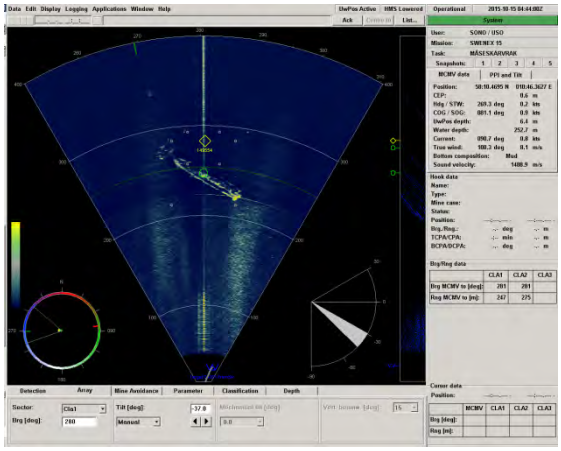
Påbörjat etablering vid vraket ”bal 149”

2015-10-15 04:25Z Genomfört två omstart utav ledningssystemet.

2015-10-15 04:30Z Påbörjar Miljöförberedelse.

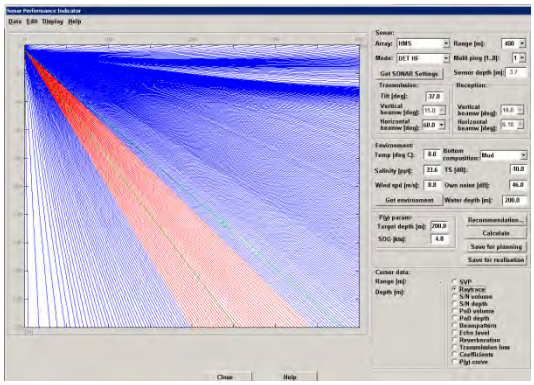


Dåligt stöd utav dolog.



Vrak bal149. positionen stämmer väl. Vrak samt mindre ekon i närområdet syns bra.

Ekolod/dolog har dålig följning utav botten. Överskrider värdet manuellt till 200m.

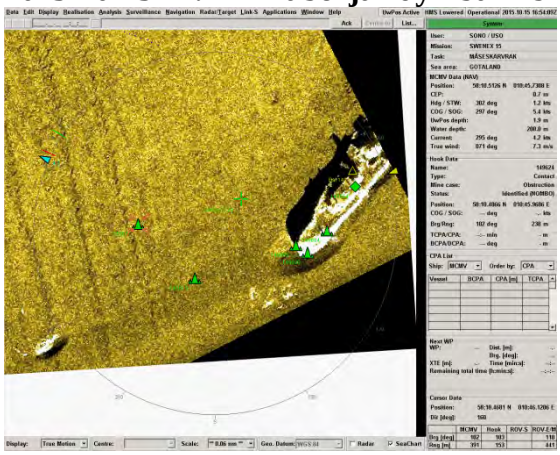


Enligt ”Sonar Performance” så är det inga konstigheter med strålgången.

2015-10-15 05:25Z Genomför miljödyk

Det stora djupet (200m) samt ström (157, 0,5kn) gör insats med rov lite utmanande. Fartyget skall, i den mån det är möjligt, hovra med fören med strömmen. Rov bör placeras rakt för om fartyget minst 100m ut.
Vid nedstigning/uppstigning skall farkosten vara rakt för om fartyget med samma kurs. Detta för att minimera kabelns motstånd i vattnet.
Rov skall hållas så nära 0 pitch samt 0 roll som möjligt vid uppstigning som sker med y/z propellrar. Kommunikationen mellan vinsch och operatör ska ske över tiden. Då dolog/ekolod fungerar sporadiskt så är djupet manuellt satt till 200m i ledningssystemet. Sonop måste aktivt jobba med sonarens tilt för att följa med rov vid nedstigning/uppstigning. Samt vara beredd att skifta mellan ”Range mode Slant/Plane”.

2015-10-15 11:12Z Påbörjar dyk bal149



Genomfört id utav 149624 samt 149619

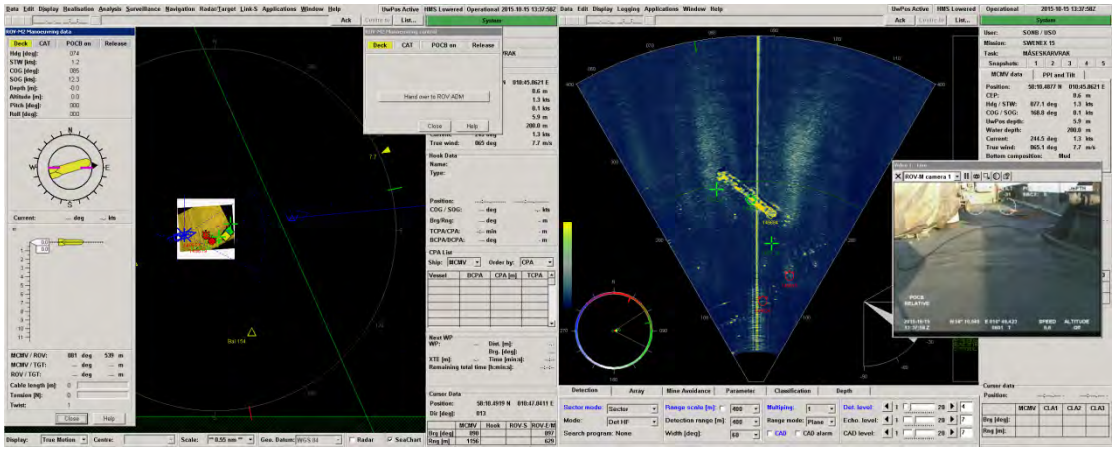
Id av eko (149624) i nära anslutning till bal149. bedömt skrot/vrak delar.
Fisketrål har fastnat.

149619

Id av eko (149619) i nära anslutning till bal149. Två mindre slutna kärl. Cylinderformade med sluten botten/lock. Har deformerats utav trycket. Större skrotdel med vred/rör.

2015-10-15 KL11:11Z
Genomför miljödyk ca 300 meter ost om vrak bal 149.

2015-10-15 KL13:38Z



Förberedelse för dyk av vrak bal 149

2015-10-15 KL15:52Z
Genomfört dyk på vrak bal149, identifiering av föremål vid fören. video id_bal149 till bal149_4 föremålen var två objekt av metall.

Vid början av dyket var det svårt att få kontakt med rov-m2 i sonaren, började få kontakt efter att farkosten var mellan 35-50 meter under ytan.

Märkte att när man upphävde farten på roven så började farkosten pitcha okontrollerat samt vrida runt.
Detta hände även när backen rapporterade att kabeln pekade rakt ner från stäven.

Bedömt så beror detta på att kabeln blev för sträckt och att fartyget släpade farkosten.

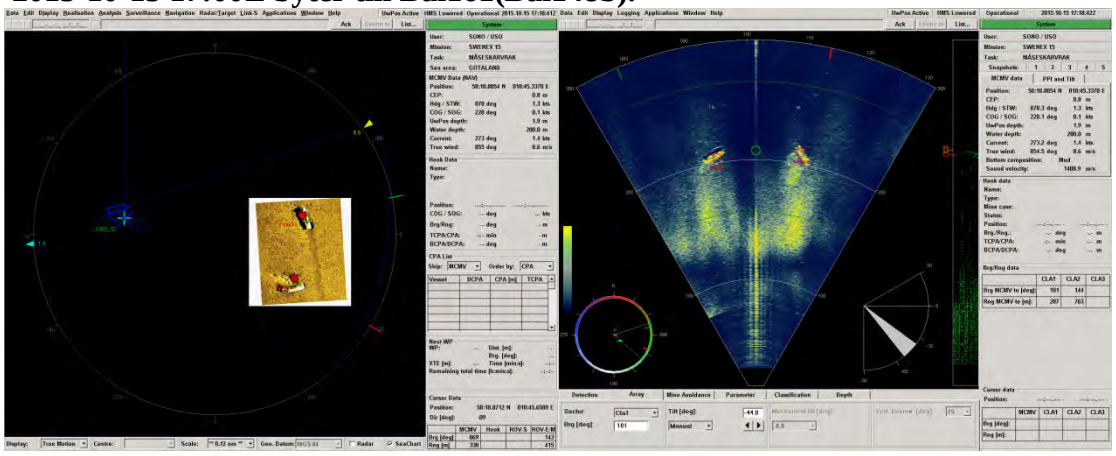
Under dyket bedömde vi att vi såg en tamp/vajer på 190m djup ca 50 meter väst om vrakets stäv.

Objekt för om vraket var bedömt metall kärl/behållare samt ett cylindriskt objekt vid senare analys av video id_bal149_1 syns något orange objekt precis bakom kärlet.

Stäven är täckt av nät.

Då vraket är ett örlogsfartyg utan öppna lastrum bedöms risken att rova i omedelbar närhet vara för hög i förhållande till vad det kan ge.

2015-10-15 17:00Z byter till Bal161(Bal148b).



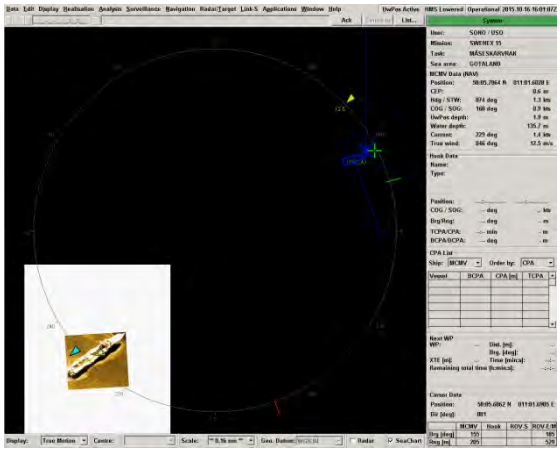
Västra delen utav vraket är helt täckt med trål. Väljer att avbryta för att återkomma senare och identifiera kontakter norr om vraket.

Vid hemtagning fastnar rov kabel under fartyget. Efter nödbärgning genomförs försök att få loss kabeln med hjälp utav vikter. Fungerar inte.

2015-10-16 05:21Z SPÅ dykare embarkerar KLN.

2015-10-16 06:39Z Dykare klara. Sonar samt UW-POS/HMS hemtagna.
2015-10-16 KL14:00Z
BYTT ROV-M2 kabel i skredsvik.

2015-10-16 16:00Z Anländer till vrak Bal145



2015-10-16 17:10Z Påbörjar dyk utav Bal145/149822
Dyket sker längst vrakets sb sida. Den aktersta lastluckan är nästan helt täckt utav trossar/linor

Fortsätter längst relingen sb sida fram till bryggan i fören. Tanken är att säkerställa att det inte finns fiskenät och annat att fastna med roven i (VIDEO:ID_149822).

Avbryter i höjd med bryggan.
Gör två löpor över två lastrum.
Första löpan är över det näst förligaste lastrummet. Bedömningen är att man ser botten på lastrummet och att det finns sediment i det (VIDEO:ID_149822_2).

Andra löpan är över det näst aktersta lastrummet. Bedömningen är att man ser botten på lastrummet och att det finns sediment i det (VIDEO:ID_149822_3)

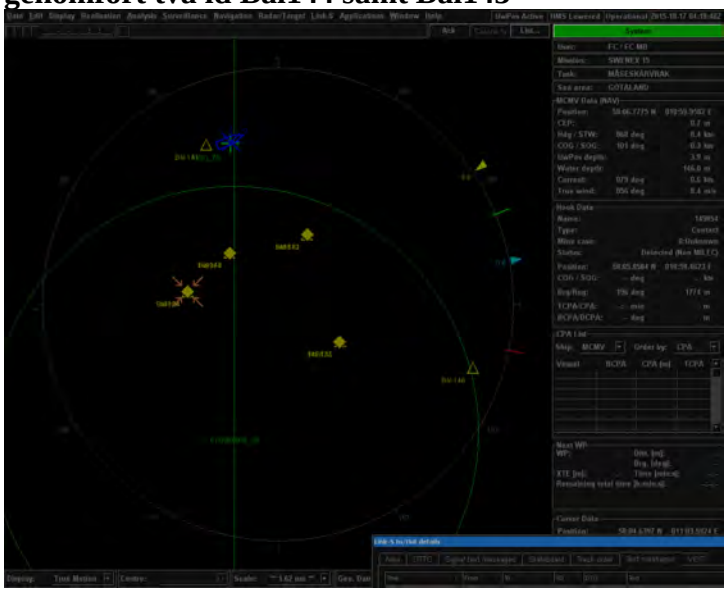
Inget objekt syns i sedimenten i lastrummen.

Lägger inte ned någon tid på bb sida då bedömningen är att risken för att kabeln fastnar (iom strömmen) är för stor.

2015-10-16 20:04Z Påbörjat dyk utav 149830/Bal142

Börjar i fören utav vraket. Fören är helt draperad utav nät. Fortsätter på sb sida akterut till masten. i masten hänger det sjok utav nät. Avbryter pga risken att fastna i nätet.(VIDEO: ID_149830)

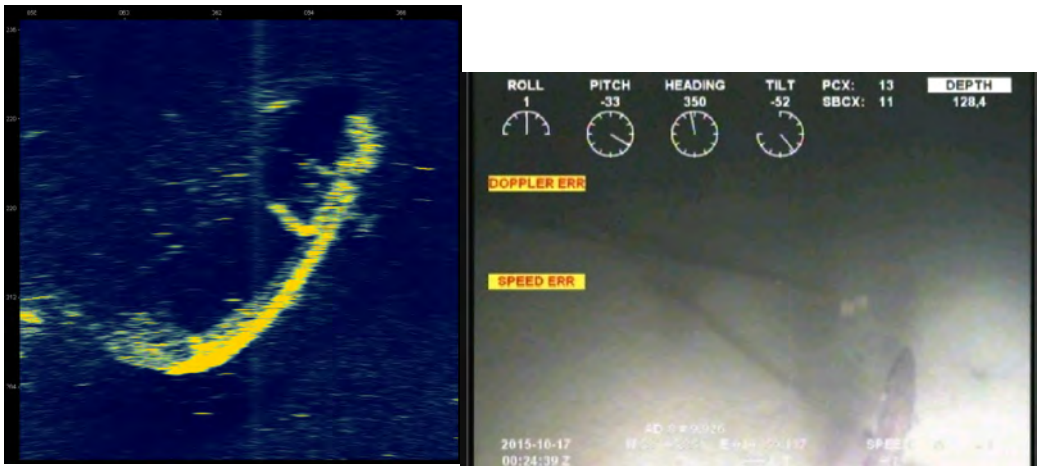
2015-10-17 KL03:40Z
genomfört två id Bal144 samt Bal143



BAL144:
Kontakt 149854 VIDEO ID_149854

Vi följde bb-sidan av vraket från för till akter. Det finns pollare på relingen. Samt vajer som hänger ner från vissa pollare.
Efter att vi följt relingen 2/3 av sb-sida syns ett svagt eko. Vi hitta inget på botten och valde därför att inte fortsätta längre akter ut, bedömningen var att det möjligt är en balk.

1/3 in från fören valde vi att åka över relingen för att filma ner på däck, där fanns endast sediment samt två korslagda vajrar.



Bal 143:
Dyket började med att söka upp ekot som sträcker sig ut från aktern och norr ut, detta visade sig vara nät.

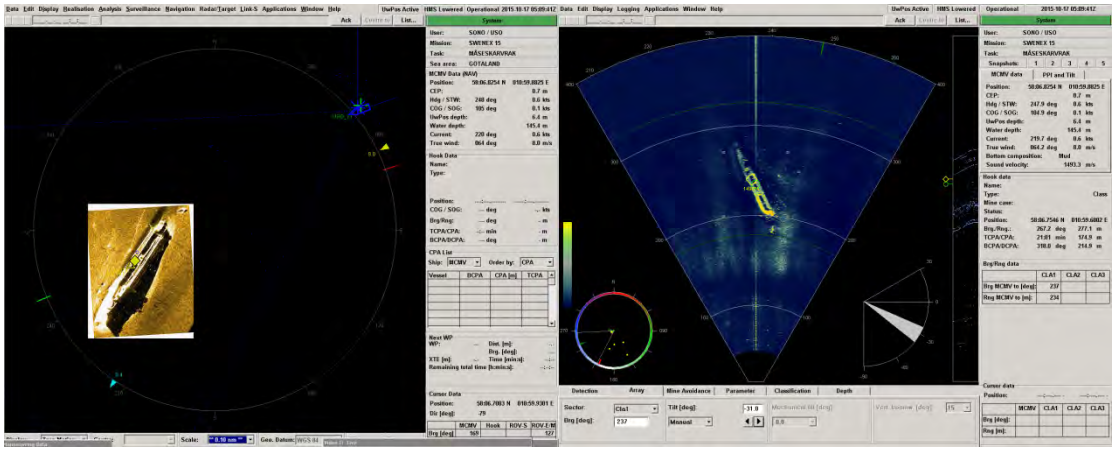
Det var svårt att se vraket pga fisk som simmade mellan roven och vraket. Detta gjorde att avståndet mellan vrak och rov var svårt att bedöma då fiskarna täckte kameran samt ”stal” ljuset och skuggade ut vraket.

Balk på relingen gjorde att vi inte filmade över relingen ner på däck, pga risken att kabel fastnar.

Såg även att nät hänge ner från relingen.

På bb sidan tvärs ut från aktern syntes ett eko på sss bilderna. Detta var ett rör med vajer över.

2015-10-17 05:10Z



Förberedelse för dyk av vrak bal 141.

2015-10-16 20:04Z Påbörjat dyk utav 149874/Bal141.

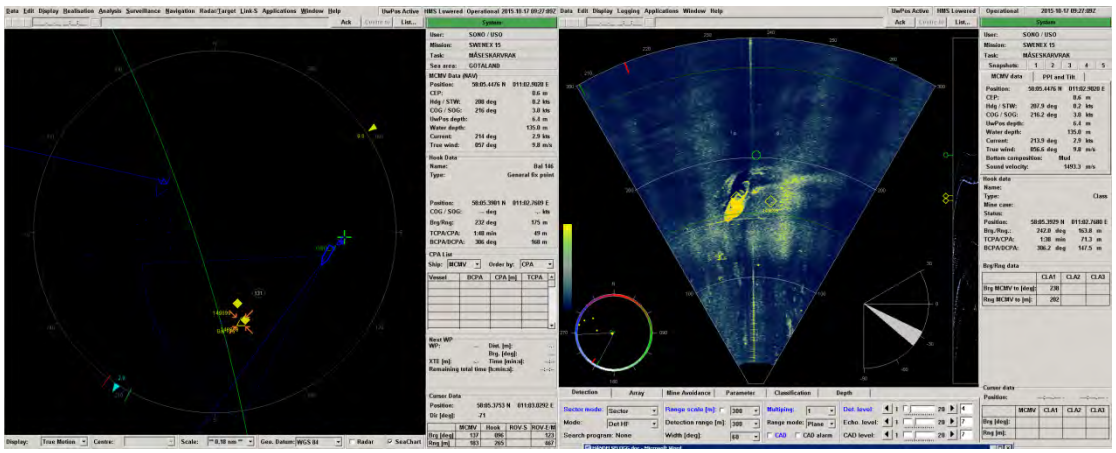
Ca 15-20m akter om vraket ligger en större vrakdel (VIDEO:ID_149884).
Fortsätter längst vrakets bb sida. Bedömt

så är hela akterskeppet sönderbrutet.

Direkt akter om vraket finns två större rektangulära objekt (syns även i bal sss bilder). Ena objektet ser ut att ha ett fönster/ventil.

Fortsätter längst reling bb sida förut. Avbryter i höjd med en pollare strax akter om bygget. I pollaren sitter det fast trål. En tross går ut över relingen. Risken för att fastna med rov bedöms som stor. Samt att det inte finns några öppningar i skrovet för om bygget.

Genomför tre löpor tvärs över fartyget och tittar ned i skrovet. På samtliga tre ställen syns endast sediment. Ju längre akterut desto mer verkar fyllnaden vara.



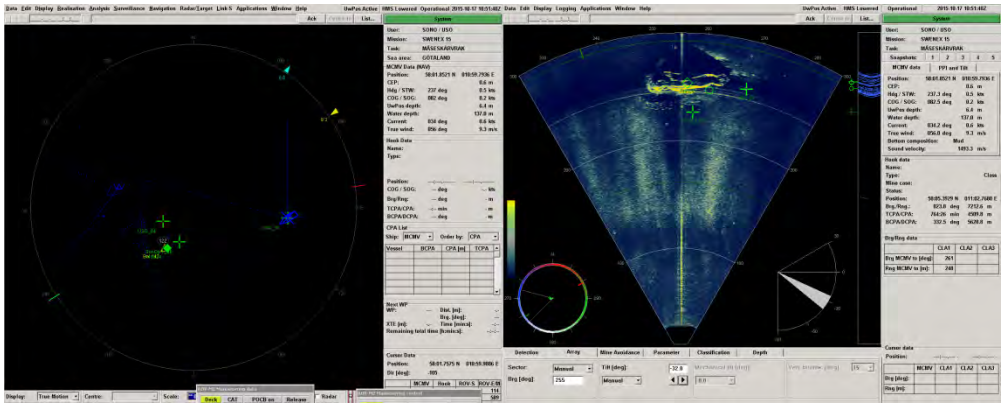
Förberedelse för dyk av vrak bal 146

2015-10-16 08:09Z Påbörjat dyk utav 149889/Bal146
Närmar oss vraket ifrån ost. Bedömt så är det aktern vi får kontakt med först. Fortsätter längst vrakets bb sida. Viker in över vraket i höjd med en lucka i däcket.
Luckan är öppen och i lastrummet är det mycket sediment.

Inga andra öppningar syns i sss underlag från baltica. Fortsätter tillbaka akterut och följer relingen längst sb sida i höjd med luckan. Avbryter i höjd med luckan då strömmen är påtaglig på sb sida och det inte går att garantera att kabeln går fri.

Genomför identifieringar utav mindre ekon norr om vraket.
Två gula ”klumpar” (149899) samt en del mindre skrot identifieras.

2015-10-17 KL10:51Z
Förberedelser för att genomföra dyk på bal 147



2015-10-17 KL12:24Z
Genomfört id av bal147 video id_149924. fartyget ost om vraket.

Dyket påbörjades från söder vad som bedömdes vara aktern

Svårt att urskilja ekon i sonaren, vi möttes av aktern samt någon form av ställning.
Någon form av konstruktion med tamp/vajer påträffades, ökade avstånd till vraket för att flytta roven mer mot mitten av vraket för att inte trassla in farkosten.

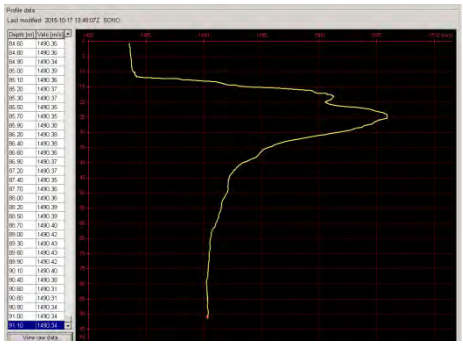
Innan ny löpa mot vraket identifierades ett eko som syntes i HMS:en detta var en krater/grop.

Vid fortsatt id av sb reling sida fanns vajrar/tamp som sträckte sig upp mot masten samt ner mot botten, beslut om att avbryta id av vraket fattades. På videon syns även en lejd

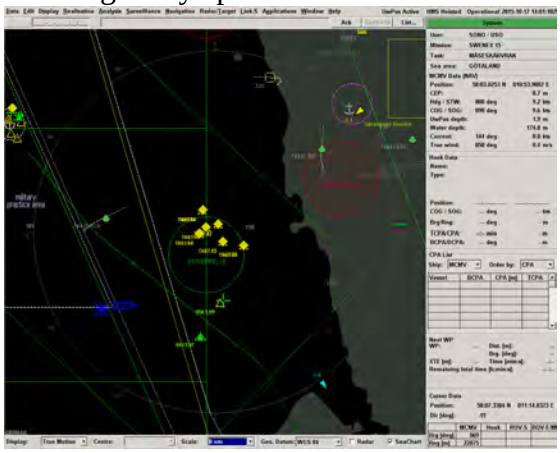
Id av ekot som sträcker sig från fören sedan norr ut var nät samt någon form av formation.

Slutsats bedömt finns möjlighet av last på däck. Balticas rov är ett bättre alternativ vid id av vrakets däck.

2015-10-17 KL1349Z Genomfört lhm



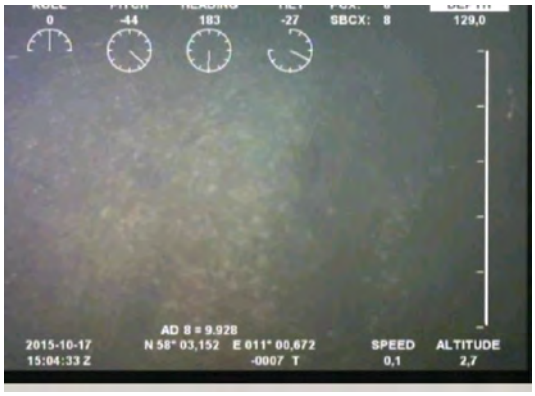
2015-10-17 KL14:01
Förflyttning mot bal160. kontaktat baltica och kontrollerat position som var fel i underlaget. Nya positionen för bal160 är 58:03.133n 011:01.0333e

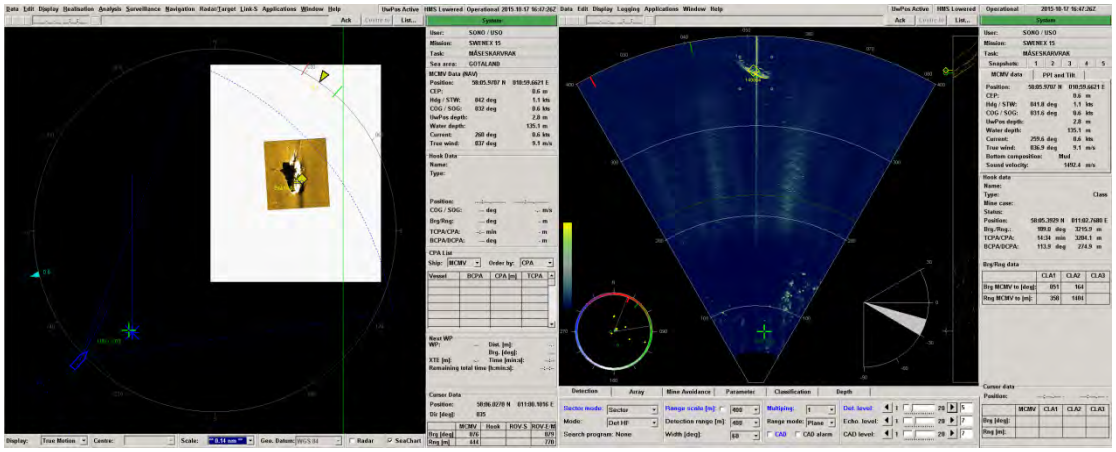


2015-10-17 KL14:38Z
Genomför dyk på Bal160 (149959)
Fartyget låg ost om objektet. Sökte upp objektet som låg längst öster ut från det stora objektet. Någon form av stor cylinder/trumma

Vi uppsökte ekots norra del, där fann vad vi bedömer som kätting.

Därefter följde vi ekot från norr till söder, det gick inte att identifiera vad detta kunde vara.





Förberedelser för att genomföra förnyat dyk på bal 143

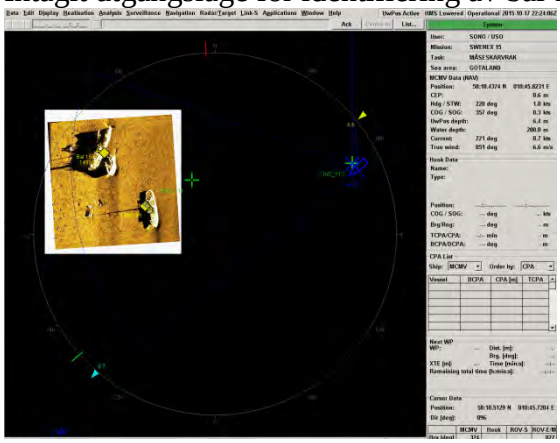
2015-10-17 14:04Z Andra dyket på bal 143 i syfte att försöka se in i lastluckan.

Lastrummet är öppet men fyllt med sediment.

2015-10-17 19:38Z
Andra dyket på bal 161 i syfte att identifiera kontakter norr om vraket.

Identifierar flertalet sänkor/gropar samt tamp som sträcker sig mot vraket. bedömt från trålar.

2015-10-17 22:23Z
Intagit utgångsläge för identifiering av bal 151.

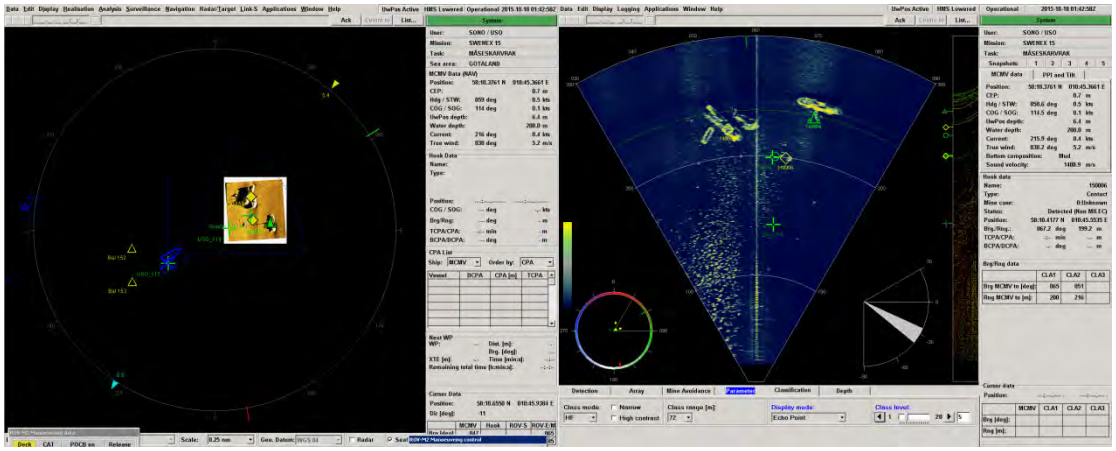


2015-10-18 00:52Z
Genomfört id av bal151 (149994). Dyket började norr ifrån mot vrakets akter.
Vraket var i fint skick. Bedömt är det en större lucka öppen på halvdäck.

På backen syns pollare samt lejd, med tanke på att vraket har mast finns stor risk att vajer sträcker sig mellan mast och däck därför höll vi roven utanför relingen.

Vraket bedömdes vara i relativt gott skick

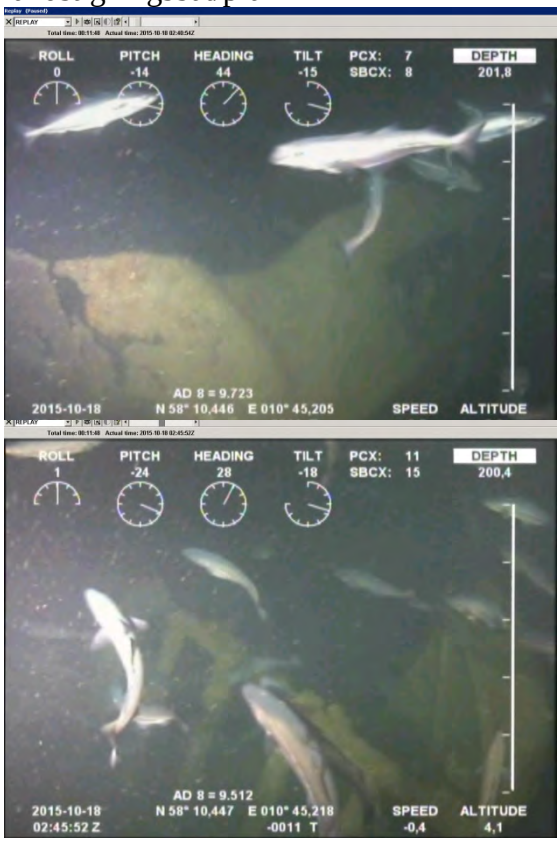
2015-10-18 01:43Z
Förbereder oss för att genomföra insats mot objekt som ligger mellan bal150 och bal151.



Bedömer att det ligger ett mindre fartyg/pråm på 13m x 4m direkt väst om bal150.

2015-10-18 03:39Z BAL150
Genomför id på föremål runt bal150 kontakter 149999, 150006 samt 150014.
Eget fartyg ligger sydväst om bal150 och bal151.

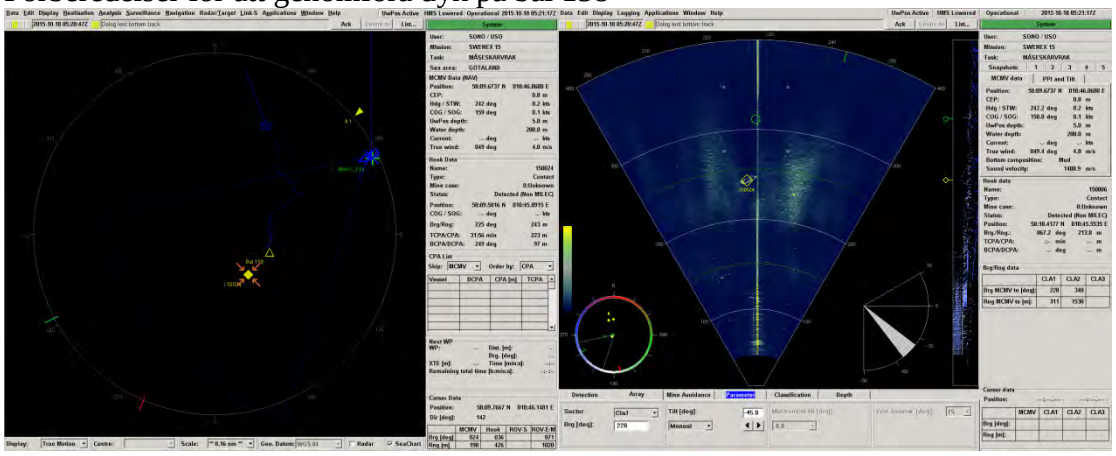
Dyk påbörjades på objekt på västra sidan om bal150 bedömt en landstigningsbåt/pråm



Kontakt 150014 ligger sydväst om bal150 någon form av metall konstruktion.

Kontakt 150006 väst om bal151 bedömt trålredskap.

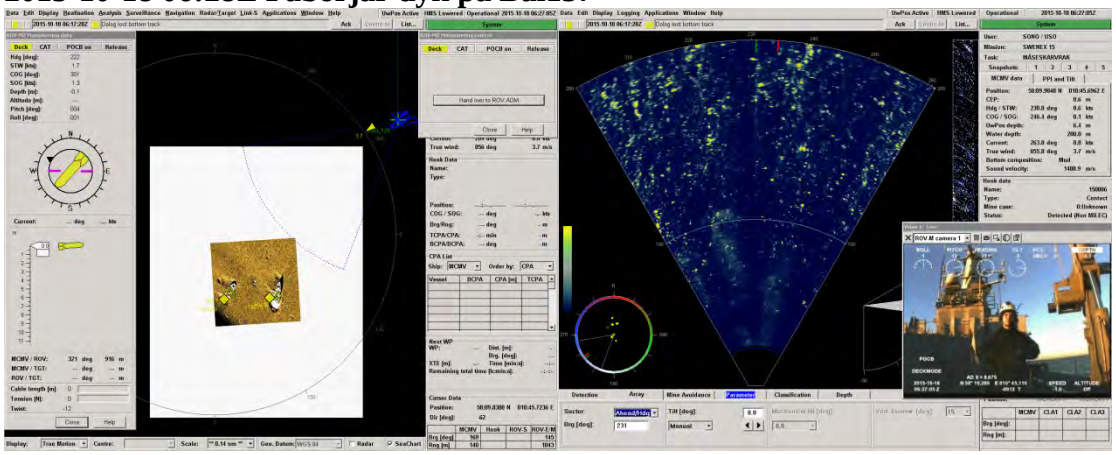
Förberedelser för att genomföra dyk på bal 158



2015-10-18 04:25Z PÅBÖRJAR DYK

Det finns inga kontakter i närheten utav vraket. börjar dyket i fören (lastrampen) och fortsätter längst bb sida till aktern. Det finns inga objekt på lastdäck.

2015-10-18 06:28Z Påbörjar dyk på Bal157



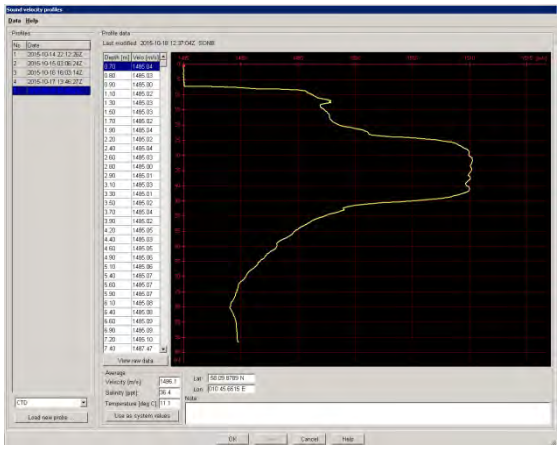
Dyket gav inte mer än en kort glimt utav förstäven. Fiskstimmet slammade upp så pass att sikten blev obefintlig.

Bal149 2015-10-18 08:28Z
Genomför nytt dyk i syfte att försöka hitta fler behållare (se tidigare dyk).
Det var väldigt mycket fisk under dyket. Sikten blev obefintlig snabbt. Dyket gav ingenting nytt.

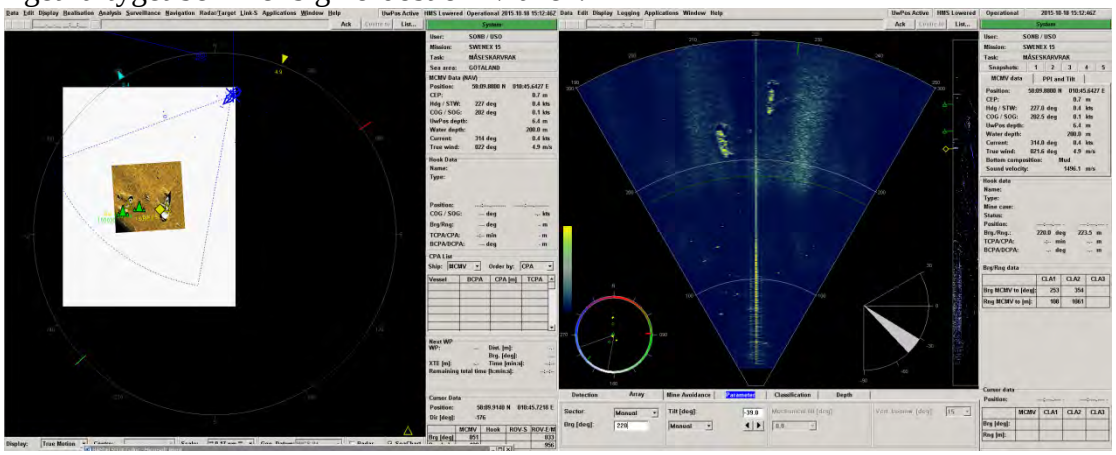
2015-10-18 11:05z förberedelser för insats på bal156

2015-10-18 12:32Z
Försökte dyka på objekt (150044) mellan bal156 och bal157, fick ingen kontakt med farkost i sonaren. Byte av transponder gjort samt nytt lhm skall genomföras

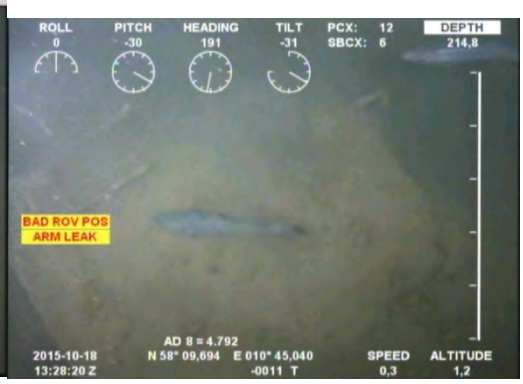
2015-10-18 12:38Z GENOMFÖRT LHM



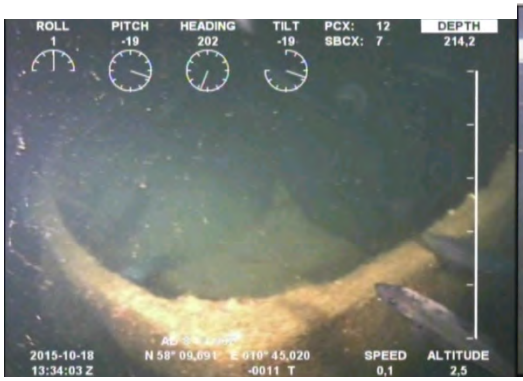
2015-10-18 14:25Z Genomfört dyk på objekt mellan bal156 och bal157, samt id av bal156 (150030) video id_150030. Kontakt 150044 är objekten mellan vraken. Eget fartyget befinner sig nordost om vraken.



Objektet mellan vraken var en metall box samt något form av bedömt metall kärl.



Fortsatte mot bal156 började vid vrakets östra sida. Lokaliserade fören. Följde skrovsidan därefter över vraket från fören. Fann en öppning mer sediment i botten.



Vid mitten av vraket reste sig en metall konstruktion varpå vi avbröt att film rakt ovanifrån.

Skuggan som visas nordväst om vraket på sss-bilderna syns ej då fiskarna slammade upp sedimentet.

2015-10-18 16:20Z Förberedelser för förnyat dyk på bal157.
Under dyket söks backen samt bb sida av. hela vraket är täckt utav nät. Nästan hela bb sida är nedsjunket i sedimentet. Även en del utav sb sida är nedsjunket (video: id_150029_3).

Sjöfartsverket 2015

Miljörisker sjunkna vrak 2

Dnr: 1399-14-01942-15

PM- Undervattensinspektion av vraket Harburg

Bakgrund:

Kustbevakningen har under flera års tid mottagit rapporter om små oljeutsläpp i farleden väst St. Höggarn. Någon utsläppskälla har aldrig gått att hitta och Kustbevakningen har därför haft misstanke om att oljan kan ha kommit från fartyget Harburg som sjönk 1957. Det beslutades att i samverkan med projektet Miljörisker sjunkna vrak göra en inspektion av vraket med syfte att dokumentera och fastställa status på vraket. Avsatt tid för detta var tisdagen den 15/8-15 och onsdagen den 16/9-15.

Genomförande:

Kbv 031 kom till platsen tisdag morgon. Vi fick invänta finlandfärjornas passage för att omedelbart positionera oss över vraket med DP-systemet. Vi utförde sedan ROV-inspektion av skrovsidorna utvändigt på akterpartiet. Vrakets akterparti sticker upp från botten i cirka 45 % lutning enligt bifogad skiss. Den grundaste delen av vraket är på ca 19 meters djup. Det är ca 37 meter till botten och den förliga delen av vraket ligger mer plant och är separerad från det uppstickande akterpartiet. BB-sidan är relativt ren från utstickande föremål och det gjordes ett flertal inspektioner av skrovet från 20 meter ner till botten på 37 meter. SB-sidan har minst tre stycken vajrar som går ut från bygget mot botten. Det går även ut en vajer från aktern. Film från ROV-inspektionen spelades in.

Under eftermiddagen fick inspektionen avbrytas pga. flera passager av handelsfartyg och färjor. Väl efter det genomfördes dykningar av Kbv 031:s dykare. Det gjordes då 2 st. skrovtjockleksmätningar, märkta nr 1 och 2 i bifogad skiss.

All humandykning skedde från Kbv 414 som ankrades på positionen. Kbv 031 låg då bakom i farleden och övervakade och hindrade den mindre fritidsbåttrafiken.

Dag två fortsatte inspektionerna med ROV och humandykning. TV 4 anlände för att filma och göra intervjuer med oss ombord. Vi hade här samma problematik med den stora tunga färjetrafiken. Det längsta fönstret på positionen var ca 4,5 h. Dykare gjorde 2 st. tjockleksmätningar till och fortsatte sedan med att kontrollera 4 st. svanhalsar. 1 st. av dessa (bb akter, se skiss) hade tydliga spår av kletig olja. Dykare tog ett oljeprov med duk och burk enligt Kemist Anders Östins direktiv. Östin tog sedan med detta prov för analys. Inga pågående läckage kunde konstateras.

Deltagande personal:

Anders Östin, kemist FOI; Staffan Ljunqvist, räddningstjänsthandläggare; Anders Klingberg, teknik; Andreas Sellin, ROV-operatör/dykare; Lars Almesjö ROV-operatör/dykare; Fredrik Rova, dykledare; Malin Öhlander, dykare; Carl Hilmer, dykskötare; Pontus Wennerberg, dykare/Chief; Niklas Cannehag, styrman; Ludvig Klintdal maskinist; Patrick Dahlberg, befälhavare

Sammanfattning:

Vraket Harburg är relativt intakt. Inga större skador eller hål kunde upptäckas på skrovsidorna på akterpartiet. Förpartiet som ligger brutet på botten inspekterades aldrig. Hela inspektionen var koncentrerad till akterpartiet och området runt det troliga maskinrummet och tankar. Vi filmade totalt ca 1 h med ROV och ca 40 minuter med dykare. Dykfilmen överlämnades till Staffan Ljungqvist och Anders Östin.

Operationen var i sin helhet lyckad och vi har ett bra underlag att börja med. Skall vi tillbaka för ytterligare inspektioner bör farleden vara avlyst så att KBV 031 kan ankras upp mitt i farleden över vraket. Det blir då lättare och säkrare att utföra dykning och ROV-inspektion.

Bifogar:

Bilaga 3; SOP från projekt *Miljörisker sjunkna vrak*

Skiss över mätpunkter och resultat av tjockleksmätning

Bilder; dykare på svanhals

Patrick Dahlberg

Befälhavare KBV 031

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.*

Information under rubriker i rött kvarstår att samla in information om.

• Rapportdatum;	150917
• Rapport upprättad av;	P Dahlberg Kbv 031 Djurö
• Namn på vrak;	*Harburg*
• FMIS id;	*18000000050132*
• Position;	*N 59 22,172 E 18 16,490*
• Använd positioneringsmetod;	*Referens, avstånd och bäring från boj och ö*
• Uppskattad positionsnoggrannhet;	*GNSS, USBL, i meter*
• Typ av inspektion;	*ROV, Dykare, Provtagning*
• Använd inspektionsutrustning/mätutrustning;	*Cygnus DIVE, plåttjockleksmätare Modifierad provtagningsutrustning för provtagning av olja i svanhalsar*
• Använd enhet;	*KBV 031 Djurö*
• Väder;	*SO 8 m/s*
• Djup; bottendjup;	*20-37 meter*
• Sjömätning, insamling av Djupdata;	*Djupdata med korslodning över vraket och bottentopografi i vrakets omedelbara närhet, ca 500 meter radie*
• Attityd på vraket;	*Akterpartiet sticker upp i ca 45 % lutning. Fören platt på botten*

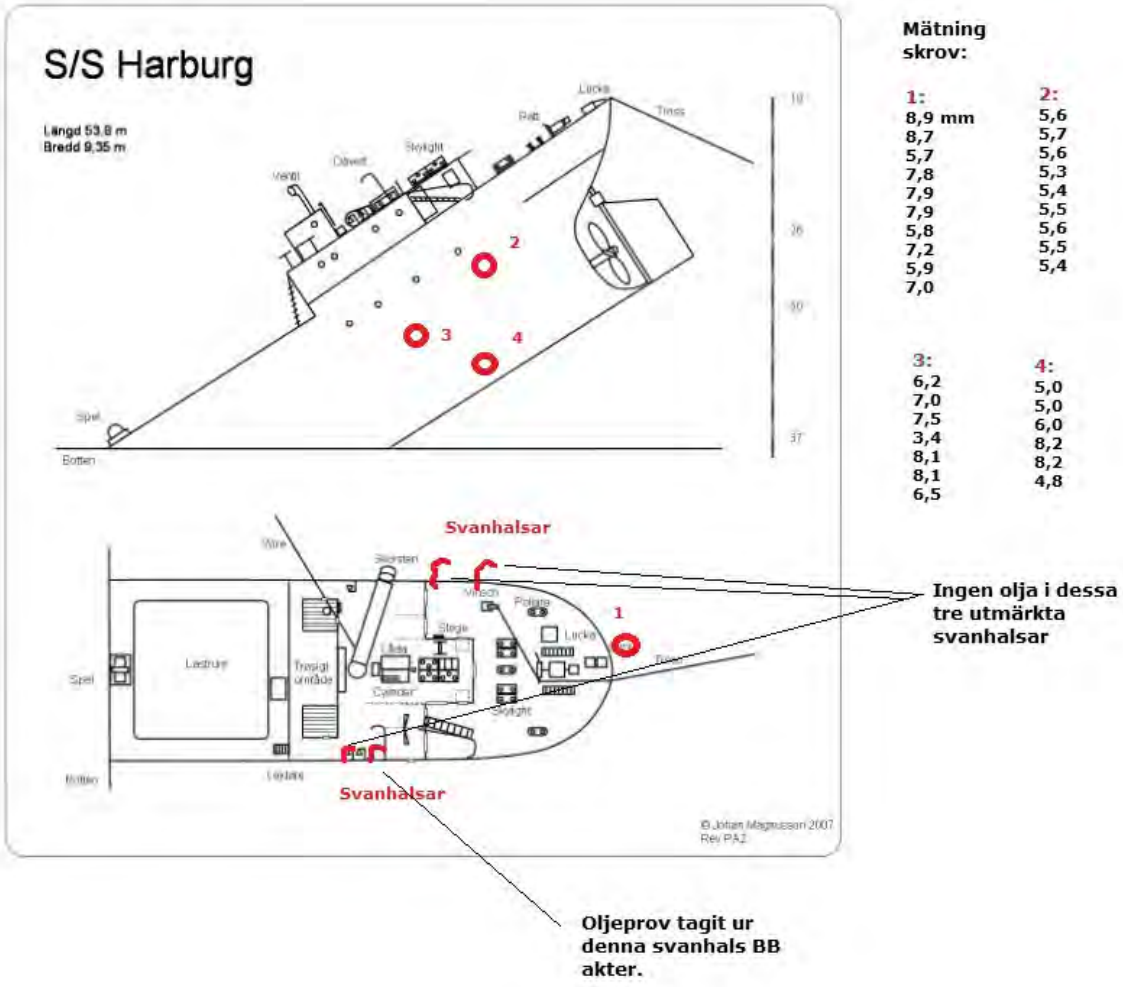
- Eventuell ankring vid vraket eller DP; *DP av KBV 031. Ankring av arbetsbåtar vid dykning*
- Åtgärder; *Inspektion, sanering/länsning, förband svanhalsar, annan åtgärd*
- Sikt i vattenpelaren; *1-4 meter*
- Integritet; *Vraket är intakt. Vissa hålrum i däck observerades dock*
- Vraket nedsjunket/delvis nedsjunket i sediment; *Förpartiet lätt nersjunket i dyn*
- Skrovstatus; *Skrovet är rostangripet men i relativt gott skick. Se Tjockleksmätningar (Fig 1)*
- Status på svanhalsar; *Lätt rostangripna*
- 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; *Minst tre vajrar går ut från vrakets SB sida. BB sida renare.*
- Status på ev. tidigare applicerade förband/tätningar;
- Typ av botten runt vraket; *Lera*
- Bottentopografi runt vraket; *Platt*
- Videofilm, foto/bilder på vraket; *Fil är överlämnad till Anders Ö, FOI*
- 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;

  4 st Svanhalsar kontrollerade. 3 st var täta, ingen olja i dessa. 1 st svanhals var öppen. I denna fanns spår av olja. Provtagning utfördes. (Fig 1 & 2)

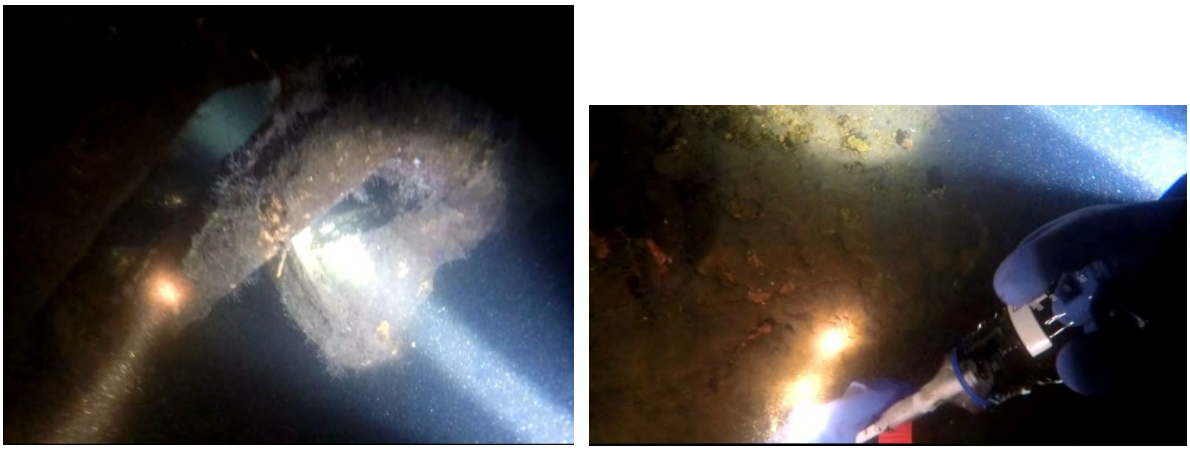
- DO/HFO/SMO/kemikalier, annan substans — *Ja, se ovan*
- Kontinuerligt utflöde liter/s, droppar/s — *Nej*
- Genomförd provtagning — *Ja, se ovan, samt nästa sida*
- Dokumentation med film, foto/bild — *Ja, se ovan, samt nästa sida*

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

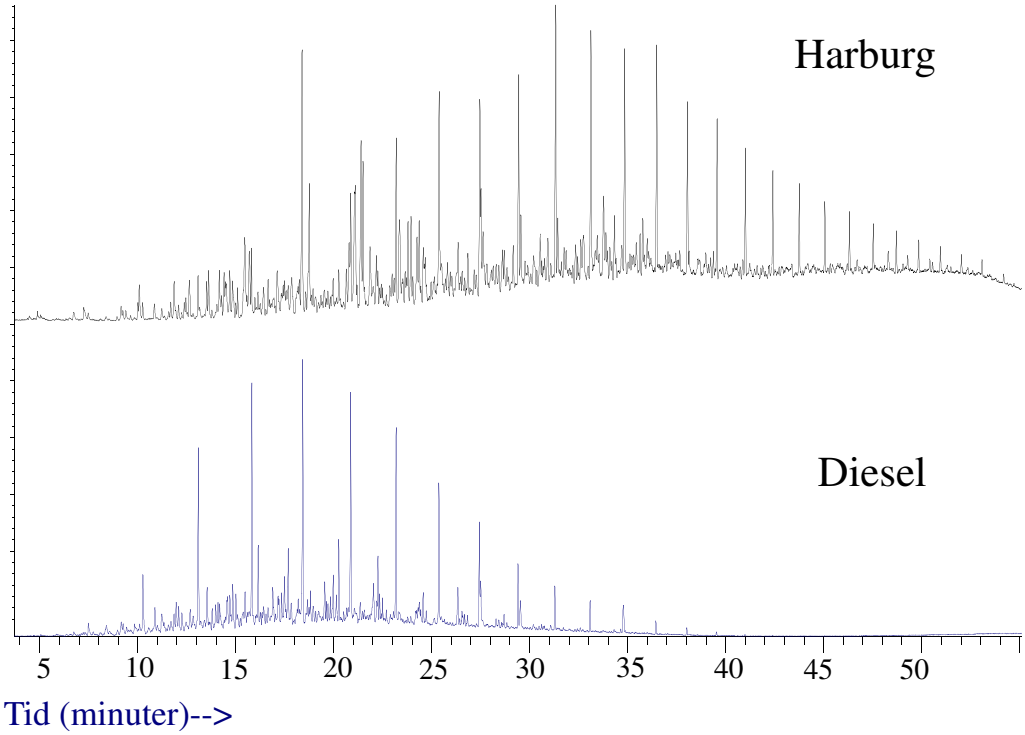
- POC för strömmätning sammanställer insamlade strömmätdata.
- POC för korrosionsstatus sammanställer analysresultat från laboratorium av insamlade provbitar av vrak.
- POC för miljödata sammanställer resultat från miljötoxikologisk och kemisk analys av insamlat miljö (sediment, vatten) och ämnesprover från läckage. *Se Fig 3.*



Figur 1 Översikt av plåttjockleksmätningar, samt riktad provtagning av olja ur svanhalsar under dykinspektion av Harburg. Modifierad figur efter Johan Magnusson (http://www.dykarna.nu/dykplatser/harburg-211.html).



Figur 2. Riktad provtagning av olja ur svanhalsar under dykinspektion av vraket Harburg som sjönk 1957



Figur 3. Exempel på oljeanalys. Olja insamlad vid dykning på vraket Harburg och analyserad med GCMS. Denna typ av analys används för att jämföra utsläpp med provtagningar vid potentiella utsläppskällor. Diesel-analys för jämförelse.

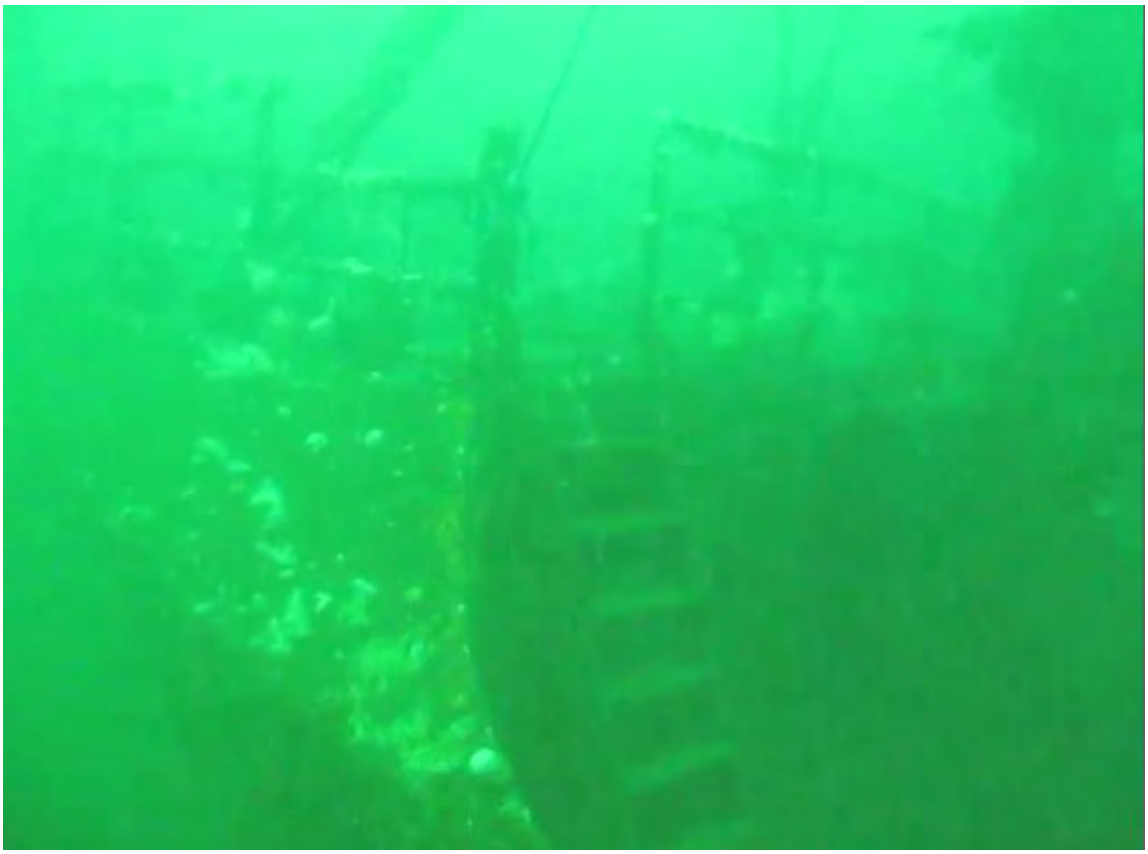
The Swedish Research Council Formas
Committed to excellence in research for sustainable development

CHALMERS
UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

Book of Abstracts

WRECKS OF THE WORLD III:
Shipwreck Risk Assessment

12-13 October 2015
Gothenburg, Sweden



The Swedish Research Council Formas
Committed to excellence in research for sustainable development

CHALMERS
UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

BONUS
SCIENCE FOR A BETTER FUTURE OF THE BALTIC SEA REGION

REGION VÄSTRA GÖTALAND

SWEDISH MARITIME ADMINISTRATION

Swedish Agency for Marine and Water Management

KUSTBEVAKNINGEN
SWEDISH COAST GUARD

STATENS MARITIMA MUSEER
Marinmuseum Sjöhistoriska museet Vasamuseet

FOI

National Technical University of Athens

SYKE

UNIVERSITY OF GOTHENBURG
SCHOOL OF BUSINESS, ECONOMICS AND LAW

ALFONS HÅKANS

MiKO MARINE AS

MAMMOET Salvage

AMERICAN SALVAGE ASSOCIATION

LIGHTHOUSE
SWEDISH MARITIME COMPETENCE CENTRE

Preface

There is an increasing awareness of polluting shipwrecks and their potential impact on the marine environment. Reports on efforts from all over the world follow a similar pattern:

- Recognition that there are many wrecks around
- Need for wreck inventory, prioritization and risk assessment
- Often there are no liable owners nor appointed responsible national authorities
- Handling of the polluting shipwrecks calls for inter- and transdisciplinary approaches to ensure successful operations and ensure overall resource efficiency

The arrangement of the conference Wrecks of the World III: Shipwreck risk assessment, is a joint effort from Chalmers' involvement in three different project consortia; with enough overlap allowing for invaluable of synergies. Starting in 2009-2013 with a research project funded by Formas[a], in close co-operation with two governmental commissioned projects 2009-2015 led by the Swedish Maritime Administration[b] and finally 2014-2015 also engagement in the EU BONUS-funded project SWERA[c]. The outcome of these projects, so far, is presented at the conference.

Major financial support for the conference arrangement was given by Formas. Additional financial support was given by Västra Götalandsregionen, the Swedish Agency for Marine and Water Management and the Swedish Maritime Administration.

Much, not to say all, of the R&D regarding shipwreck remediation and salvage technology is taking place within the private sector. Their involvement is therefore essential also for the conference. Additional financial support was given by Alfons Håkans OY, Mammoeth Salvage and Miko Marine.

Gothenburg, October 2015

Ida-Maja Hassellöv

Outcome from these three different shipwreck related project will be presented in the following presentations:
[a] Formas 2009-2013: 1, 3, 23
[b] Swedish Maritime Administration 2009-2015: 3, 5, 9, 10, 23
[c] EU BONUS SWERA 2014-2015: 3, 11, 24, 29

This page is intentionally left blank.

TABLE OF CONTENT

PREFACE **3**

ORGANIZING COMMITTEE **6**

PROGRAMME **6**

ABSTRACTS **10**

LIST OF ATTENDEES **46**

Organizing committee

Chalmers University of Technology, Gothenburg, Sweden

Ida-Maja Hassellöv, ida-maja@chalmers.se

J. Fredrik Lindgren, f.lindgren@chalmers.se

Hanna Landquist, hanna.landquist@chalmers.se

Environmental Research Consulting, Cortlandt Manor NY, USA

Dagmar Schmidt Etkin, etkin@environmental-research.com

National Technical University of Athens, Athens, Greece

Nikolaos Ventikos, niven@mail.ntua.gr

Alexandros Koimtzoglou, alexkoimt@gmail.com

Konstantinos Louzis, konstantinos.lusis@gmail.com

Finnish Environment Institute SYKE, Helsinki, Finland

Jorma Rytkönen, jorma.rytkonen@ymparisto.fi

University of Gothenburg, Sweden

Lars-Göran Malmberg, lars-goran.malmberg@law.gu.se

The Swedish Agency for Marine and Water Management, Sweden

Christer Larsson, christer.larsson@havochvatten.se

The Swedish Research Council Formas
Committed to excellence in research for sustainable development

CHALMERS
UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

Programme
WRECKS OF THE WORLD III: Shipwreck Risk Assessment

Day 1 – October 12, 2015

OPENING

8:00 Registration

8:30 **Welcome/Opening Remarks**
Ida-Maja Hassellöv, Chalmers University of Technology, Sweden

8:45 **Brief Synopsis of Past Wrecks of the World Conferences (I & II)**
KEYNOTE: Dagmar Schmidt Etkin, Environmental Research Consulting, USA

SESSION I: SHIPWRECK RISK ASSESSMENT MODELING

9:00 **1) Comprehensive Approach to Risk Analysis of Sunken Shipwrecks**
KEYNOTE: Deborah French McCay, RPS ASA (Applied Science Associates), USA

9:30 **2) Enhanced Decision-Making through Probabilistic Shipwreck Risk Assessment: Focusing on the Situation in Greece**
KEYNOTE: Nikolaos P. Ventikos, National Technical University of Athens, Greece

10:00 Coffee/Tea Break

10:15 **3) VRAKA – A Risk Assessment Method for Potentially Polluting Shipwrecks**
Hanna Landquist, Chalmers University of Technology, Sweden

10:45 **4) Update on US Potentially Polluting Wrecks**
Lisa Symons, National Oceanic and Atmospheric Administration, USA

11:30 LUNCHEON

SESSION II: IDENTIFICATION OF POTENTIALLY POLLUTING WRECKS

12:30 **5) Towards a strategy for handling of potentially pollution wrecks in Swedish waters**
KEYNOTE: Ulf Olsson, Swedish Maritime Administration, Sweden,

13:00 **6) European Disposal Operations – The Sea Disposal of Chemical Weapons**
Lindsey Arison, Institute for Sea-Disposed Chemical Weapons, USA

13:20 **7) Possible Disposal of CW with Category C Ships Post WWII**
Jørgen Kamp, MSc, Denmark

13:40 DISCUSSION

14:15 Coffee/Tea Break

SESSION III: ANALYSES & SENSORS: CONTAMINANT DETECTION & MONITORING

14:30 **8) Shipwrecks in the Mediterranean Sea: Challenges and Scientific Experiences**
KEYNOTE: Salvatore Passaro, Institute for Coastal Marine Environment, Italy

15:00 **9) On-Board Analysis of Mustard Gas Residues in Sediment Samples during Investigation of Chemical Weapons Dumpsite**
Anders Östin, FOI, CBRN Defence & Security, Sweden

15:15 **10) In-Situ Monitoring around Wrecks and Dump Sites in the Baltic and North Seas**
Anders Tengberg, Chalmers University of Technology, Sweden

15:30 Break

SESSION IV: SALVAGE TECHNOLOGY AND CASE STUDIES Part A

15:40 **11) BONUS Sunken Wreck Environmental Risk Assessment - Combined Modern Risk Tool with Oil Removal Assessment**
KEYNOTE: Jorma Rytkönen, Finnish Environment Institute, Finland

16:10 **12) Oil Removal from the Wreck of the Oil Tanker Darkdale**
Matt Skelhorn, Salvage & Marine Operations, Ministry of Defence, Bristol, UK

16:30 **13) Detection of Oil Behind Bulkheads through Gamma Radiation**
David DeVilbiss, Global Diving & Salvage, Inc., USA

16:50 **14) Salvage of the Zalinksi**
Bas Coppes, Mammoet Salvage Americas, Inc., USA

17:10 RECEPTION IN EXHIBIT HALL (sponsored by Mammoet Salvage)

Day 2 – October 13, 2015

SESSION V: IN SITU INSPECTION AND SURVEYING

08:00 **15) Corrosion of Shipwrecks**
KEYNOTE: Ian MacLeod, Fremantle Museums and Collection, Western Australia

08:30 **16) Marine Object Manager as Information Fusion Tool for Detected and Database-Stored Shipwrecks**
KEYNOTE: Giuseppe Masetti, Center for Coastal & Ocean Mapping/Joint Hydrographic Center, University of New Hampshire, USA

09:00 **17) Non-intrusive methods for detection and monitoring of environmental threats in the context of ship wrecks**
Joakim Holmlund, MMT, Sweden

09:20 **18) Research and Documentation of WWI and WWII Wrecks in Gulf of Finland**
Juha Flinkman, Finnish Environment Institute, Finland

09:40 Break

09:50 **19) Chemical ammunition sunk in Skagerrak after World War II – Localization of wrecks and risk assessment**
John Aasulf Tørnes, Norwegian Defence Research Establishment, Norway

10:10 **20) Debris of Stuttgart Hospital Ship in Gulf of Gdansk – Impact of Motor Vessel Wrecks on the State of the Marine Environment**
Benedykt Hac, Maritime Institute in Gdańsk, Poland

SESSION VI: ECOTOXICOLOGICAL EFFECTS IN THE MARINE ENVIRONMENT

10:30 **21) Pollution Problem from Sunken WWII Ships in Southern Baltic: S/S Stuttgart Wreck**
KEYNOTE: Justyna Rogowska, Dept. Environmental Toxicology, Medical University of Gdańsk, Poland

11:00 Coffee/Tea Break

11:15 **22) Relative Bioavailability & Toxicity of Fuel Oils Leaking from WWII Shipwrecks**
Liv-Guri Faksness, SINTEF Materials and Chemistry, Norway

11:35 **23) Low concentrations of PAHs induce tolerance in nitrifying bacteria**
Fredrik Lindgren, Chalmers University of Technology, Sweden

SESSION VII: SALVAGE TECHNOLOGY Part B

11:50 **24) Shallow Water Shipwrecks Environmental Impact: MS Volare**
Tarmo Koũts, Tallinn University of Technology, Estonia

12:10 **25) Medium to long-term environmental hazards caused by wrecks: Two different cases in popular tourist destinations in the Aegean Sea**
Vasilios Mamaloukas-Frangoulis, Environmental Protection Engineering SA, Greece

12:30 LUNCHEON

SESSION VIII:POLICY AND LEGISLATION

13:30 **26) Wrecks and Law**
KEYNOTE: Mikis Tsimplis, University of Southampton, UK

14:00 **27) Wreck Removal and Nairobi Convention: Movement towards Unified Framework?**
Jhonnie Mikael Kern, University Gothenburg, Sweden

14:20 **28) PROTRAAV - To Research and Assess International Policies, Measures and Strategies Relating to Abandoned Vessels**
Jennie Larsson, World Maritime University, Sweden

14:40 Break

SESSION IX: SALVAGE TECHNOLOGY AND CASE STUDIES Part C

14:50 **29) Hot Tapping Tool for Oil Removal**
Kari Rinne, Alfons Håkans OY, Finland

15:10 **30) Reducing Risk in Oil Recovery Operations: Development of Moskito Oil Recovery Tool**
Nicolai Michelsen, Miko Marine AS, Norway

15:30 Coffee/Tea Break

15:50 **31) Assessment of the Deep Sea Wreck USS Independence**
Lisa Symons, National Oceanic and Atmospheric Administration, USA

16:10 **32) M/V 'YUSUF CEPNIOGLU' WRECK REMOVAL PROJECT**
Stefanos Magoulas, Spanopoulos Group, Greece

16:30 WRAP UP DISCUSSION – NEXT STEPS

17:00 The End

Abstracts

SESSION I: SHIPWRECK RISK ASSESSMENT MODELING

SESSION II: IDENTIFICATION OF POTENTIALLY POLLUTING WRECKS

SESSION III: ANALYSES & SENSORS: CONTAMINANT DETECTION & MONITORING

SESSION IV: SALVAGE TECHNOLOGY AND CASE STUDIES Part A

SESSION V: IN SITU INSPECTION AND SURVEYING

SESSION VI: ECOTOXICOLOGICAL EFFECTS IN THE MARINE ENVIRONMENT

SESSION VII: SALVAGE TECHNOLOGY Part B

SESSION VIII:POLICY AND LEGISLATION

SESSION IX: SALVAGE TECHNOLOGY AND CASE STUDIES Part C

This page is intentionally left blank.

1) Comprehensive approach to risk analysis of sunken shipwrecks

KEYNOTE: Dagmar Schmidt Etkin*[1], Deborah French McCay[2], Hanna Landquist[3], Ida-Maja Hassellöv[3], Andreas Lindhe[3] and Lars Rosen[3]

[1]Environmental Research Consulting, USA
[2]RPS ASA (Applied Science Associates), USA
[3]Chalmers University of Technology, Sweden
*etkin@environmental-research.com

With the large number of larger shipwrecks in marine waters worldwide – upwards of 8,500, as per a preliminary analysis conducted in 2005 – having the ability to conduct preliminary analyses on the relative risks posed by various individual wrecks or for prioritizing wrecks within a larger regional group has distinct benefits. This paper describes a comprehensive approach to risk assessment and potentially for risk management that builds on three existing modeling tools – VRAKA, to determine the probability of discharge from a wreck, and SIMAP, to determine the trajectory, fate and effects of petroleum discharges, and CHEMMAP, to do the same for chemical discharges. In addition, analyses of wreck configurations, condition, and cargo are used to determine the range of potential discharge scenarios, including chronic leakage, episodic releases, and worst-case discharges. This comprehensive approach addresses the issue of risk from both the probability side and the consequence or impact side, providing a robust "bow-tie" analysis that can be used for risk management through prioritizing vessels for consideration for further in situ surveying and/or ultimately for oil and chemical hazard removal. The study applies the approach to two example wrecks.

2) Enhanced decision making through probabilistic shipwreck risk assessment: Focusing on the situation in Greece

KEYNOTE: Nikolaos P. Ventikos*[1], Konstantinos Louzis[1], Alexandros Koimtzoglou[1] and Pantelis Delikanidis[1]

[1]National Technical University of Athens, Laboratory for Marine Transport
*niven@deslab.ntua.gr

The potential leakage of oil trapped in the hull of fully or partially submerged shipwrecks has been a growing concern worldwide mainly due to major uncertainties therein and the great potential for environmental damage. The high cost of either preventing or reacting to potential oil discharges from shipwrecks into the environment mandates the use of risk analysis methods in order to identify the most dangerous cases and prioritize the allocation of resources. The purpose of this study is to present a probabilistic risk assessment method that will incorporate the various uncertainties into a structured and quantitative approach. One of the main factors affecting the release of oil from a shipwreck is the amount and progression of corrosion of the steel structure of the wreck, which is a dynamic process. The proposed model will take this into account by applying a time dependent approach that can be used to forecast how the risk rating, that is calculated for each case, changes as a function of time. The analysis will be concluded by applying a sensitivity analysis for the calibration of the model results. Geographically, this study will focus on Greece which presents a particularly interesting case due to its unique geomorphology and its rather developed maritime domain that is a direct consequence thereof. The great number of islands situated in Greece present an additional concern from a risk perspective because oil spill response operations are therefore constituted extremely difficult and costly. Another consideration, which is directly related to the high value of the various tourist activities, is the fact that even a small amount of spilled oil could be catastrophic for the local economies if the response is not fast enough. These issues indicate a growing need for the application of risk analysis tools that will aid in the decision making process relating to the optimum allocation of resources that are needed to efficiently address the problem as well as the prioritization of the most environmentally dangerous shipwrecks.

3) VRAKA – a risk assessment method for potentially polluting shipwrecks

Hanna Landquist*[1], Lars Rosén[1], Andreas Lindhe[1], Tommy Norberg[2], Ida-Maja Hassellöv[1] and J. Fredrik Lindgren[1]

[1]Chalmers University of Technology, Sweden, [2]University of Gothenburg, Sweden
*hanna.landquist@chalmers.se

Shipwrecks on the sea floor around the world contain unknown amounts of hazardous substances that, if released, may harm the marine environment. Shipwrecks deteriorate due to e.g. corrosion and the probability of a potential leakage increases with time. There are today few comprehensive methods for assessing the risks of potentially polluting shipwrecks to support decisions on mitigation measures. A holistic method for estimating environmental risks from shipwrecks should be based on well-established protocols for risk assessment and see to both the probability of a release and potential consequences. The purpose of this study was therefore to develop an approach for estimating environmental consequences of potential discharges of hazardous substances from shipwrecks and couple that to earlier research on a tool for estimating the probability for release of hazardous substances. The probability for discharge is dependent on some type of structural failure of the shipwreck. This can be caused of an event causing mechanical damage to the wreck and/or in combination with deteriorating characteristics of the shipwreck environment. Moreover, possible consequences are e.g. contaminated beaches, degradation of aquatic organisms, and reduced possibilities for fishing and recreational activities, affecting environmental, social and economic aspects of marine life. The assessment of the probability of discharge is performed using fault tree analysis, facilitating quantification of the probability with respect to a set of identified hazardous events. Furthermore, possible deteriorating characteristics of the marine environment are taken into account. This approach enables a structured assessment providing transparent uncertainty and sensitivity analyses. The model also facilitates quantification of the uncertainties in the risk calculation and identification of parameters to be investigated further in order to obtain a more reliable risk calculation. Consequences are assessed based on estimated mass-flux of oil from shipwrecks into the marine environment, the type of end-point receptors and the vulnerability of each receptor. This is done by modelling the contaminant load on specific end-point receptors using the Seatrack Web tool developed by the Swedish Metrological and Hydrological Institute and maps of vulnerability of receptors and associated features as estimated in the BRISK (Sub-regional risk of spill of oil and hazardous substances in the Baltic Sea) project WP3, where environmental mapping and vulnerability ranking in terms of oil spill is performed. A number of features are mapped such as e.g. open waters, coastal habitats, fora, fish and birds. The vulnerability is further ranked based on knowledge about the physical and biological characters of these features. The tool for estimating the probability of release of hazardous substances from shipwrecks and the approach for consequence assessment comprises a comprehensive method for estimating the risk from potentially polluting shipwrecks called VRAKA. VRAKA can provide decision support for risk mitigation regarding potentially polluting shipwrecks.

4) Update on U.S. Potentially polluting wrecks

Lisa Catherine Symons*[1], Jacqueline Michel[2], James P. Delgado[1] and Dagmar Schmidt Etkin[3]

[1]NOAA, Office of National Marine Sanctuaries, USA
[2]Research Planning, Inc, USA
[3]Environmental Research Consulting, USA
*lisa.symons@noaa.gov

The National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), in response to a 2013 mandate from Congress, produced a specially-designed Risk Assessment for Potentially Polluting Wrecks in U.S. Waters for the provided the U. S. Coast Guard (USCG). NOAA serves as both scientific and technical advisory on oil spills and as resource trustee for both natural resources and underwater cultural heritage. While this assessment may not have followed accepted industry and international standards, the wreck specific risk assessments was specifically tailored to USCG needs for pollution planning and preparedness. USCG relies on this expertise for response and contingency planning and this risk assessment. A total of 87 risk assessments were presented to the USCG for inclusion into Area Contingency Plans required under the U.S. Oil Pollution Act. The USCG has used the assessments for robust dialogues with both the potentially affected public and responders. One aspect of the past two years has been a concurrent assessment of historical and cultural significance, and site-specific assessment of specific wrecks as opportunities to conduct surveys occurred. Activities since 2013 have significantly moved forward the understanding of potentially polluting wrecks in U.S. waters, for responders, trustees and the public. Several surveys of opportunity have provided additional insight to specific wrecks and even insight to wrecks that were excluded from the assessment. As salvage and response technologies develop, and additional surveys of opportunity take place the new information provides for continued refinement of the contingency plans and protects our environmental and economic resources along the coast.

5) Towards a strategy for handling of potentially polluting wrecks in Swedish waters

KEYNOTE: Ulf Olsson*[1], Christer Larsson[2], Fredrik Simonson[3], Göran Ekberg[4], and Anders Östin[5], and Ida-Maja Hassellöv[6],

[1]Swedish Maritime Administration
[2]Swedish Agency for Marine and Water Management
[3]Swedish Coast Guard
[4]Swedish Maritime Museums
[5]FOI - Swedish Defence Research Agency
[6]Chalmers University of Technology, Sweden
*ulf.olsson@sjofartsverket.se

In 2014 the SMA received a governmental task, "*Environmental risks from sunken wrecks*", to set up a method for *in situ* investigation of potentially polluting shipwrecks and identification of possible adverse environmental effects. *In situ* investigations of five shipwrecks were made by ROV and/or divers, and in addition to visual inspection, corrosion analysis and hull plate thickness analyses 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.

Additionally, the dumping site "Måseskär", on the Swedish Westcoast was localized and investigated by acoustic methods. The RDCP data from the Måseskär site reveals frequent turbidity peaks in the area due to trawling, which could be confirmed by AIS-analysis of fishing vessels in the area. Trawling in contaminated sediments will cause severely enhanced resuspension and spreading of pollutants.

Beyond the achievements related to shipwreck risk assessment expertise in the project, it is also worth highlighting the well-functioning co-operation between the involved competent authorities. Cost efficiency of shipwreck investigations may be significantly improved if operations could be incorporated in addition to the ordinary commission of the respective authorities. 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.

6) European Disposal Operations – The Sea Disposal of Chemical Weapons

Lindsey Arison

Institute for Sea-Disposed Chemical Weapons, USA
arison@isdcw.org

The environmental and public health problems facing European nations incident to the anticipated release of potentially massive amounts of slowly hydrolyzing nerve and blister agents into the marine environment are more critical and urgent than generally supposed. Increased incidents of human and marine injury in recent years have convinced many the threat of chemical poisons leaking from the deteriorating shells, canisters, and containers on the ocean floor is an imminent and insoluble problem.

The fundamental premise of this study is that when the these sea disposals occurred, dumping of toxic CW into the ocean was the preferred disposal method and was not an act of malevolence or ill will. Such dumping was not prohibited and the effect on the environment was simply not considered important at that time. It is therefore not the intent of this book to affix blame or culpability.

Rather, a detailed analysis of principal findings underscores the imperative for an international strategy and a proposal for international collaboration and cooperation in addressing the potential problem is advanced.

7) Possible disposal of CW with category C ships post WW2.

Jørgen Kamp

jrg.kamp@gmail.com

An area 20 nautical miles west of Måseskær in the Swedish part of the Skaw is suspected to have been used for dumping of chemical weapons (CW) in 1946 – 47 by the Royal Navy in Germany. Here a number of ex German naval vessels were scuttled during May 1946. It has been suspected that they were loaded with CW before being sailed in convoys to the area and scuttled.

The results of the investigations reported here reveal the background for these events, the precise number scuttled in the area, those lost en route in Danish waters, and the last one scuttled in the CW scuttling area SE of Arendal Norway, in total 47 vessels.

No information could be found in the National Archives in Kew, London, supporting the suspected CW loading of these vessels. On the contrary the findings supported the British statements that no CW was dumped in connection with these ships.

Investigations in the period 1992 – 2002 found traces of mustard gas and anomalies connected with dumping of CW in the area, but there might be an alternative explanation to these observations relating them with the explosion of the Karl Leonhardt in March 1946 in the CW dumping area SE of Arendal.

The conclusion of the results of the research is that no CW was dumped in connection with the scuttling of these ex German naval vessels.

The basis for the myth about the dumping of CW in the area is presented as an example on how misunderstandings can result in such a myth.

8) Shipwrecks in the Mediterranean Sea: challenges and scientific experiences

KEYNOTE: Salvatore Passaro

The Institute for Coastal Marine Environment of the National Research Council (IAMC-CNR), Italy
salvatore.passaro@iamc.cnr.it

The Mediterranean Sea is the largest semi-enclosed basin at world scale and the seawater dynamic is controlled by an internal conveyor belt which dominates its meso-scale circulation. Residence time for intermediate and bottom waters has been calculated to range between 70 and 100 years. Dynamics at more superficial depths are dominated by faster residence time (<10 years). This implies that effects of potential leakage of contaminants from shipwrecks represents a potential (generally unknown and/or extremely poorly identified) risk for the marine ecosystem and the human health. The density of population on the Mediterranean coasts and also many of the crucial aspects of relevant marine economy domains (tourism, fisheries, oil and gas exploration, etc.) makes this potential risk a priority for the community of marine scientists and technologists. Basin scale maps with more than hundreds of wrecks (about 70 thought of high dangerous impacts) from the deep sea are currently available for the Mediterranean Sea, although very limited information about the risks associated to the effects of contaminants leakage is available.

Results of the exploration of a number of mid-depth sites where shipwrecks and effects of leakage and dispersion of contaminants at small and large scale have been identified, will be presented and discussed in terms of pilot study potentially valuable for delineation of more systematic and shared approaches to this problem.

Noteworthy, combination with recent activities leaded by the EU platform JPI oceans and health in the special action “Munitions at sea”, offers an exciting chance to asses with a more mature perspective, many problems related to the effects of chemicals dispersal and hazard in the in- but mainly off-shore marine areas. Examples and information about the integration activities with this European action will be presented along with modern requirements for successful approaches in the field of mitigation/remediation technologies.

9) On-board analysis of mustard gas residues in sediment samples during investigation of chemical weapons dumpsite

Roger Magnusson[1], Thomas Nordlander[2] & Anders Östin[1]*

[1]FOI, CBRN Defence & Security, Sweden
[2]The National CBRN Defence Centre, Sweden
*anders.ostin@foi.se

Introduction. During investigation at sea of dumped chemical weapons the suspect objects are localised with sonar techniques and inspected with remote operated vehicles. However, in some areas extensive dumping and aged objects could make it unclear which type of objects that are observed and relevant to study. In order to support ROV-team with analytical support and optimize expensive ship-time a method for on board detection of mustard gas with portable mass spectrometer was developed.

Materials and Methods. For method development, sediment sampled from Baltic Sea was used. The portable mass spectrometer Hapsite (Inficon) was used for the construction of on board analysis. The instrument was set up for head space analysis combined with dynamic trap on Tenax internal desorption tubes. The method development were focused on the mustard gas degradation products 1,4-dithiane, 1,4-oxathiane, 1,3-dithiolane, 1,4,5-oxadithiephane, 1,2,5-trithiephane. The expected levels of mustard gas residues in sediment taken close to leaking dumped objects are reported to be in ppt-levels while the corresponding degradation products are reported in the ppb-level. The parameters for dynamic head space were investigated; time & flow for preheating, transfer of sample and drying out water from the desorption tube prior sample desorption were optimized. The system was tested during a sampling campaign at the dumping site of WWII chemical munition at the Bornholm deep within the project MODUM on board R/S Oceania.

Results. In order to obtain relevant sensitivity of the cyclic mustard degradation products the presentation of the centrifuged sediment as a thin layer on the wall off the head space vial was a key function for optimal sensitivity. For the 40 ml standard head space vial this corresponded to 2 gram centrifuged sediment. Adding more sediment created thicker layer with no significant increase in yield. Furthermore, the head space volume has to be transferred to the tenax absorption/desorption tube. This will also cause rather large amount of water to accumulate which has to be removed with purging the carrier gas prior desorption of the sample to the mass spectrometer. The maximised gas flows will consume more gas than normal for and external gas supply is to be recommended in the on board set up. The GCMS data collection were performed in full scan and the data was analysed with AMDIS-automatized deconvolution system. The limit for automatic identification was around 10-60 ppb in spiked sediment.

10) In-situ monitoring around wrecks and dump sites in the Baltic and North Seas

Ida-Maja Hassellöv, J. Fredrik Lindgren and Anders Tengberg*

Department of Shipping and Marine Technology, Chalmers University of Technology, Sweden
*anderste@chem.gu.se

This presentation will give examples on how hydrographical conditions have been monitored around wrecks and dumpsites in the Baltic and North Seas. We have used long-term moored multi-parameter instruments that measure: multilevel currents, water level, salinity, temperature, particles and oxygen. Results will be presented and the coupling between different parameters discussed. Future improvements of deployment strategies and instruments and the possibilities of setting up automatic warning systems will also be suggested.

11) BONUS Sunken Wreck Environmental Risk Assessment - Combined Modern Risk Tool with Oil Removal Assessment

KEYNOTE: Jorma Rytkönen

Finnish Environment Institute (SYKE), Finland
Jorma.Rytkonen@ymparisto.fi

Sunken ships, old wrecks and submerged dangerous goods pose a threat for the environment. They may endanger the safe navigation of the shallow waters and they may restrict the use of the sea area close of the target site. Moreover they will pose a risk for pollution due to the possible content of oil or dangerous goods onboard. Joint efforts of Swedish, Estonian and Finnish R&D bodies have pointed out hundreds of wrecks in the Northern Baltic Sea area forming a substantial threat for oil pollution. Significant amount of these ships are already in such age, where corroded steel plates will let oil penetrate through the hull causing a continuous source for pollution. Lessons learned have showed the fact old wrecks with oil onboard start to leak during the years, and in most cases the pollution will progress gradually years after years. Rising plume of oil can stay close the bottom, can drift along the sea currents and rise to the surface far away of its origin. Depending on the oil type and pollutant in question the drifting mechanisms or the long-term impact may be very complex.

In Baltic Sea area, due to the high degree of pollution and due to the sensitive and vulnerable brackish water environment all extra load of pollution may endanger the environment in a significant manner. Old wrecks may still have hundreds of tons of their own bunker oil onboard.

This paper highlights some of the recent R&D activities related to the wrecks in the Northern Baltic Sea area. The EU BONUS funded SWERA project “Sunken Wreck Environmental Risk Assessment” will be described. The status quo of the national wreck registers in the Baltic Sea area will also briefly discussed based on the ongoing work of the HELCOM “Submerged”-working group.

12) RFA Darkdale – removing the oil from a World War II tanker sunk off St Helena

Matt Skelhorn

Salvage & Marine Operations, Ministry of Defence, UK
DESSANMO-WRKRES-SO2@mod.uk

Salvage and Marine Operations (SALMO) are responsible for managing the environmental and safety aspects of approximately 4500 post-1870 UK Ministry of Defence (MOD) owned wrecks. The presentation will cover the sustained work carried out by SALMO on the wreck of one such vessel, that of the Royal Fleet Auxiliary (RFA) oil tanker Darkdale. On 22 October 1941 the near fully laden RFA Darkdale was torpedoed by U-68 and sank with heavy loss of life while lying at the remote South Atlantic island of St Helena. In 2010 a spring storm lead to a partial release of oil from the wreck and following this SALMO undertook work to determine how best to manage the on-going risks associated with the Darkdale.

After a preliminary desk based review an on-site assessment of the Darkdale was conducted in 2012. This comprised a survey of the physical state of the wreck (utilising sidescan, multibeam and ROV) an environmental impact assessment and an archaeological appraisal. The results highlighted significant concerns which resulted in the decision to remove the remaining oil from the wreck. This work was completed in August 2015. It was undertaken by SALMO personnel working alongside SWIRE Salvage who were awarded the contract for the project and comprised a hot tap oil removal operation utilising divers and ROV's.

The presentation will cover SALMO's work on the Darkdale with particular emphasis on the oil removal operation. It will focus on the logistical challenges posed by the remote location of the wreck, the conduct of the operation and the technical solution for removing the oil. It will also consider the significance of the Darkdale within the wider context of potentially polluting shipwrecks.

13) Detection of oil behind bulkheads through Gamma radiation

David DeVilbiss

Marine Casualty and Emergency Response, Global Diving & Salvage, USA
ddevilbiss@gdiving.com

Six days after the Pearl Harbor attack during WWII an oil tanker was sunk 6 miles from the coast of California, USA. Subsequent activities to silence the story were successful in the local press, but the realities continued to exist. In the mid-1990s, the wreck was discovered nearly with uncompromised hull integrity of the cargo tanks. That reality combined with a lack of any report of an oil spill on the day she sank resulted in a belief that the hull may be full of crude oil. A survey was commissioned by the USCG. Global diving and Salvage submitted 2 different survey options, one with saturations divers and one with ROVs. The USCG chose the ROV option which included the use of radiation detection of oil behind bulkheads. This had only been attempted once with limited results. Global developed a system to test, and then physically retest the results of the radiation results. This paper highlights the details of those findings, followed by subsequent advancements in the field of backscatter technology underwater. Spoiler: Gamma radiation might be better than Neutron radiation moving forward.

14) Salvage of the Zalinksi – Mammoet salvage

Bas Coppes* and Joep Verwey

Mammoet Salvage Americas Inc, The Netherlands
*bas.coppes@mammoet.com

The case of the Brigadier General M.G. Zalinski is a premier example of a legacy shipwreck causing damage to a pristine environment. It is also the premier example of industry, government, and civic groups acting in concert to neutralize the threat. She was a US Army supply ship that served Alaska from her homeport in Seattle. Her route north took her through the pristine British Columbia Grenville Channel. In 1946 she sank after striking a submerged rock on a north bound trip. The ship and her cargo of munitions were soon forgotten. Many years later, a mysterious oil slick led to the discovery of the ship submerged in the Channel. The significant deterioration of the ship exposed her cargo and was allowing trapped Heavy Fuel Oil to escape. The rapidly deteriorating ship spurred the Canadian Government into action. The Zalinski Remediation Project was undertaken by Mammoet Salvage Americas and its partners in 2013.The location, a remote and pristine area of Western Canada, was challenging. Satisfying the concerns of the interested parties - politicians, government agencies, indigenous peoples, environmentalists, and the public was an additional concern. This project highlights that industry, government, and concerned stakeholders can work together to eliminate a pending disaster.

15) In-situ corrosion measurements of WWII shipwrecks in Chuuk Lagoon, quantification of decay rates and prediction of collapse of bunker fuel tanks.

KEYNOTE: Ian MacLeod

Western Australian Maritime Museum
ian.macleod@museum.wa.gov.au

This paper is based on a series of measurements taken on WWII historic shipwrecks that resulted from the effects of *Operation Hailstone* in February 1944 on the Japanese merchant fleet which was assembled in Chuuk lagoon, Federated States of Micronesia. More than 65 shipwrecks and 250 aircraft were sunk during two main bombing raids. The vessels lost covered a wide range of underwater orientation and water depths and so provided a perfect suite of corrosion experiments. Since the fuel on board the aircraft was either readily burnt at the time or was lost through volatilisation, the wrecked planes present no pollution problems today. However the bunker fuel kept inside on-board storage tanks does present a real conservation management crisis. In-situ measurements on many vessels have determined how water depth, the localised wreck topography, dissolved oxygen levels, temperature and salinity affects the corrosion rate of cast iron and mild steel. Thus corrosion rates can be calculated with confidence.

Corrosion processes on iron wrecks in a tropical environment

The nature of concreted marine iron and its corrosion have been largely determined through the pioneering work of Neil North (North 1976). The separated anodic (iron corrosion) and cathodic (oxygen reduction) half cells control the rate of decay and the hydrolysis of the primary corrosion products produces an acidic chloride rich microenvironment underneath the protective concretion cover. Since higher concentrations of ferrous ions provide a higher acidity for the interstitial fluids, the pH is inherently a direct measure of the corrosion rate, since a greater rate of the decay produces more ferrous ions and this in turn, through hydrolysis, provides a lower pH. Thus measurements of the *in-situ* acidity give a localised measure of the corrosion. This work will describe a series of steps that need to be undertaken before the precise correlation between *in-situ* pH and the corrosion rate can be established. The methodology if conducting in-situ corrosion measurements is described and examples of the good reproducibility of the depths of corrosion profiles are provided to give comfort to heritage conservation managers that they are dealing with realisable data that has direct implications to the way in which conservation management options can be pursued. A series of site specific corrosion equations can be developed for the different wrecks that enable correlation between the temperature of the sea water, the dissolved oxygen levels, the water depth and the way in which these variables affect both the pH and the corrosion potential (E_{corr}) that enables calculation of what a particular corrosion potential means in terms of a localised corrosion rate in millimetres per year. If the original specifications of the scantlings of the vessel are known and readings have been obtained of the total corrosion to date then it is possible to calculate

the residual metal thickness and determine how many years remain until total metal loss. Naturally before the total loss of metal has been reached the structure of the concreted section of the vessel will collapse under the combined weight of corrosion products as it reaches the point beyond the yield limit of the residual metal. Repeated site visits and measurements on the *Fujikawa Maru* showed that there was a direct linear relationship with the logarithm of the depth of graphitisation and the pH measured at the corroding interface.

The apparent corrosion mechanisms controlling the decay of historic iron shipwrecks can be discerned through plots of the E_{corr} and pH data. By placing the corrosion potentials on the ordinate axis and the corresponding pH reading on the abscissa the decay data is presented in a modified Pourbaix diagram (Pourbaix 1974). During the initial inspection of the *Fujikawa Maru* in 2002 it was found to have a different decay mechanism from all the other wrecks in the lagoon but it changed to the common path some four years later as the combined impact of corrosion was recorded. The question as to why the *Fujikawa Maru* was apparently anomalous was a combination of its young age (58 years old at the time of the initial measurements) and the disposition of the wreck on the lagoon seabed.

Effects of human intervention on corrosion rate

Data collected during detailed in-situ measurements have enabled quantification of the impact of natural and human intervention (dynamite fishing) on the overall corrosion rates of several key wrecks in Chuuk lagoon.

Secondary impact of marine colonisation on corrosion rates

Marine organisms such as corals branch out and capture more of the passing micro organisms that represent their food sources. Corals and their symbiotic relationship with marine algae mean that they are very dependent on the amount of light reaching the surface of the colonised shipwreck, since the algae need light for photosynthetic activity. It was found on several wrecks, including the *Fujikawa Maru* and the *Susuki* patrol boat, that when the vessel is inclined at an angle the sunny side has greater marine growth than the darker side. It is vital to have marine biologists working as part of the in-situ team since their work has determined the direct impact of biodiversity and colonisation on the overall corrosion process. When all the data available from corrosion profiles of all the depths of graphitisation from across the lagoon at varying water depths is reviewed the data shows some systematic trends. When the wrecks are sorted into the shallower cohort of less than or equal to 20 metres it is apparent that there is a logarithmic fall in corrosion rate with increasing depth. This relationship means that it is now possible to determine corrosion rates of wrecks without getting into the water and conducting actual in-situ measurements.

Conservation management of shallow WWII shipwrecks

Deeper wrecks corrode at a much slower rate so the priority for intervention should be given to shallower vessels such as the *Hoyo Maru* which is already leaking oil and has an average depth of only 8.5 m, which makes it very vulnerable to normal high corrosion rates. The

advantage of the shallow water wrecks in Chuuk lagoon and in other parts of the world's oceans is that these areas can be readily accessed without the need for expensive commercial diving processes associated with deep wrecks. Sacrificial anodes can be sourced at relatively cheap prices so all that is required is the political will to undertake this form of preventive environmental conservation.

16) A Marine Object Manager as an Information Fusion Tool for Detected and Database-stored Shipwrecks

KEYNOTE: Giuseppe Masetti[1] and Brian R. Calder[2]

Center for Coastal and Ocean Mapping & Joint Hydrographic Center, University of New Hampshire, USA
*[1]gmasetti@ccom.unh.edu, [2]brc@ccom.unh.edu

The combination of information present in bathymetric and imagery-based products is a key requirement for any modern shipwreck-detection approach for areas whereas optic means cannot be adopted. If the data sources and the processing involved are correctly weighted in a fusion algorithm, the detection task can be extended beyond a simple binary (presence/absence) decision to provide a meaningful metric that evaluates confidence in the presence of new features. In combination with other existing information (e.g., Electronic Nautical Charts - ENCs), this metric can become a proxy for areas with high probability of change (for shipwrecks to be either added or removed) with respect to the baseline knowledge of the area. The dual, and partially contradictory, goals of such a system are to highlight areas with high probability of change, and to use the existing nautical documentation as a spatial filter to resource consumption on known features. Determining an appropriate balance between these is an interesting challenge.

Based on such considerations, we describe an approach for how to combine the results of different target detection algorithms, as well as in comparing such results with existing ENCs and geographic databases. The main goal is to help the analyst in focusing on specific areas (with higher likelihood of new features), prioritizing them on safety-of-navigation criteria and reducing the common pitfall of subjectivity in the processing workflow. Although mainly aimed at reducing the time required to take survey data and apply it to the chart, the approach is also well suited for different scenarios such as rapid response after hurricanes.

These concepts are tested and demonstrated by an application prototype that uses real data products, existing nautical documentation, and publicly available geospatial services to support analyst decisions. The application also supports a schema-based mechanism for consistent data exchange and content validation.

17) Non-intrusive methods for detection and monitoring of environmental threats in the context of ship wrecks

Joakim Holmlund

MMT, Sweden
joakim.holmlund@mmt.se

MMT has a strong history of supporting research at the Universities with respect the expertise and knowledge MMT has of underwater mapping. The last years by evaluating and developing new methods for mapping of archaeological wreck sites together with MARIS institute at Södertörn University. The technology that MMT uses in Oil and Gas industry as well as infrastructure work in the field of renewable energy is in the foremost front. With the development of the new survey ROV "Surveyor Interceptor" MMT takes the technology to the edge of what is possible in under water mapping unlimited of water depth today for submerged infrastructures. This presentation address the possibility that these new techniques can be applicable for detection and monitoring of environmental hazards in the context of ship wrecks.

18) Research and documentation of World War I and II wrecks in Gulf of Finland

Juha Flinkman*[1] and Jouni Polkko[2]

[1] Finnish Environment Institute, Finland
[2] Badewanne, Finland
*Juha.flinkman@ymparisto.fi

Since 1700 when Czar Peter the Great founded the city of St. Petersburg, Gulf of Finland has been an essential European sea route to Russia. During both World Wars this route was a significant sea front, where extensive mine warfare combine with coastal artillery and naval operations resulted in considerable losses to naval and merchant fleets of all sides of the conflict. Due to it's relative shallowness and restricted space, GoF was especially suitable for mine barricades. Also due to shallow depths, mostly <110m, most wrecks are divable by mixed gas techniques.

Badewanne consists of voluntary technical divers interested in documenting wrecks by still, video, drawings and computer graphics. Methodology consists of archival research, search operations at sea utilizing hydroacoustic methods such as SSS, diving operations using mixed gas/rebreather technology, and eventually producing high quality documents in tv documentary, books, newspaper/magazine articles, web publications and public presentations. Badewanne has worked together with Finnish authorities such as Navy, Coast Guard, Environmental and National Antiquities Board authorities, as well as International bodies.

19) Chemical ammunition sunk in Skagerrak after World War II – Localization of wrecks and risk assessment

Tørnes JA*, Opstad AM, Johnsen BA and Voie ØA

Division for Protection and Material, Norwegian Defence Research Establishment,
*John-Aa.Tornes@ffi.no

Sediment is important in ecotoxicological and human risk assessments for several reasons. Sediments may function as a sink for contaminants. In addition they host many organisms and are often rich in biodiversity. Hence, contaminated sediments can have direct effects on benthic fauna, as well as providing a pathway for the contaminants to enter the food chain.

In 1945 the Norwegian authorities gave permission to scuttle ships loaded with captured chemical ammunition on board in an area approximately 14 X 4 km in size, 25 nautical miles south-east of Arendal. An investigation was carried out in 2002 to inspect four wrecks by using a remote-operated vehicle with video cameras. The Norwegian Defence Research Establishment (Forsvarets forskningsinstitutt, FFI) carried out the project on behalf of the Norwegian Pollution Control Authority (Miljødirektoratet). Sediment samples were collected at eight positions around each wreck. One of the wrecks was broken up into several smaller parts. Here sediments were collected at one additional position close to one of the parts. In total, sediment samples from 33 different locations were collected and analysed for organoarsenic warfare agents, sulfur mustard and some of their decomposition products by gas chromatography-mass spectrometry (GC-MS).

Most of the identified organoarsenic compounds found in the sediment samples are parts of the arsine oil mixture produced by Germany during World War II. The compounds were found both close to the wreck and at a somewhat longer distance from the wrecks. The highest concentrations were found in a sediment sample collected close to a bomb seen on the seabed. The organoarsenic warfare agents adamsite or lewisite were not found in any of the samples. Lewisite is not reported to have been dumped in Skagerrak, but was nevertheless looked for in the samples. Arsenic-containing compounds were found in many samples, both close to the wrecks and at a somewhat longer distance from the wrecks. Most of these samples contained the chemical warfare agent clark I. The highest concentration of clark I found during the investigation was 178 mg/kg (dry sediment). Some samples contained other arsenic containing compounds, both decomposition products from clark I and components of the known mixture “Arsine oil”. These compounds are poorly soluble in water and resistant to hydrolysis and could therefore be found on the seabed for a very long time. Even when broken down, the end products will contain arsenic. The highest amount of arsenic found in the sediment samples was 480 mg/kg (dry sediment). Sulphur mustard was identified in one sediment sample from one location at a concentration of 2.4 mg/kg (dry sediment). The levels of clark I, arsenic-containing compounds and sulphur mustard in some samples were well above levels that can be harmful for local benthic fauna.

20) Debris of the Stuttgart hospital ship laying in Gulf of Gdansk - The impact of motor vessel wrecks on the state of the marine environment.

Benedykt Hac

Maritime Institute in Gdańsk, Poland
benhac@im.gda.pl

The program of surveying the negative impact of motor vessel wrecks on the environment and ecosystem of the southern Baltic carried out by the Maritime Institute in Gdańsk unequivocally indicated that out of a couple dozen of surveyed wrecks the most dangerous is the wreck of the Stuttgart ship which has settled in the vicinity of Gdynia. It is a flagship example of badly executed war wreck removal, which did not take into account its further impact on the environment. Catastrophically high contamination of bottom sediments and reduced signs of biological life were identified in the vicinity of the wreck. The aim of further activities is to obtain information necessary for the operation of removing the contamination and limiting the impact of contaminants entered into the ecosystem of the Gdańsk Bay by the wreck.

21) The pollution problem from sunken WWII ships in the Southern Baltic based on the example of the s/s 'Stuttgart' wreck

KEYNOTE: Rogowska Justyna[1*], Wolska Lidia[1], Namieśnik Jacek[2]

[1]Department of Environmental Toxicology, Medical University of Gdansk, Poland
[2]Department of Analytical Chemistry, Faculty of Chemistry, Gdansk University of Technology, Poland
*justyna.rogowska@gumed.edu.pl

Presence of sunk ships in marine/oceanic waters is a result of, among others, war activities conducted during I and II World Wars. It seems to be obvious, that due to seawater corrosion processes, that in most cases there is danger of leakage of the fuel-derived substances. The occurrence of sunk shipwrecks can have important influence in case of small water bodies of mediterranean character like the Baltic Sea, where intensive military operations were conducted during the WWII. The wreck of s/s 'Stuttgart'(sunken in 1943 near the Gdynia Harbor, Gulf of Gdańsk, Southern Baltic Sea) is example of units posing potential threat for marine ecosystem (especially to sea bottom by shipfuel).

The main aim of this study was to determine the character and scale of the environmental impact of the s/s 'Stuttgart', based on the results of chemical and ecotoxicological analysis of sediments samples. Σ16PAHs ranged between 75.1±4.1 mg/g d.w (dry weight) and 2.64±0.30 µg/g d.w, but Σ7PCBs in most samples did not exceed 50 ng/g d.w. For some samples level of metals was much higher than in other (e.g. Pb:2020.83±0.49, Zn:995±56 µg/g d.w.). Based on ecotoxicological tests was observed, that not routinely determined compounds are responsible for sediment toxicity. Generally, results indicate that the wreck contributes significantly to sea sediment contamination, what can be observed in high levels of samples toxicity, high content of PAHs and metals.

22) Relative bioavailability and toxicity of fuel oils leaking from World War II shipwrecks

Liv-Guri Faksness*[1], Dag Altin[2], Per Daling[1], Hilde Dolva[3], and Rune Bergstrøm[3]

[1]SINTEF Materials and Chemistry, Norway
[2]BioTrix, Norway
[3]Norwegian Coastal Administration, Norway
*livgurif@sintef.no

The Norwegian Authorities have classified 30 World War II (WWII) shipwrecks to have a potential for pollution to the local environment, based on the location and condition of the wreck and the types and amount of fuel on board. Oil thus far has been removed from eight of these wrecks. The water accommodated fractions (WAFs) of oils from the British sloop HMS "Bittern", the British carrier tanker RFA "Boardale", the German destroyer "Erich Giese", and the German cargo ship MS "Nordvard" have been studied with special emphasis on chemistry and biological effects (algae growth (*Skeletonema costatum*) and copepod mortality (*Calanus finmarchicus*)). WAF is of special interest because components dissolved from an oil slick or from rising oil droplets in the water column are known to be bioavailable to marine organisms and therefore have a potential for causing toxic effects. In addition, chemical analyses of the oils from the German cargo ship MS "Welheim", the German heavy cruiser "Blücher", and the German submarine "U-864", have been performed. The oils from the British shipwrecks had characteristics of mineral bunker oils (corresponding to IFO 20-30), the oil from the German wrecks "Nordvard", "Welheim" and "U-864" were probably a blend of synthetic and mineral diesel, while "Erich Giese" and "Blücher" carried lignite oils (possibly produced through coal hydrogenation).

The total WAF concentration in the oils from the shipwrecks varied, and the highest concentrations are quantified in the WAFs from "Erich Giese". These WAFs were also the most toxic for both algae and copepods. WAFs from "Nordvard" were also more toxic than the WAFs from "Bittern" and "Boardale". The results from these studies indicate that the more "synthetic produced" oils from German WWII shipwrecks seem to have higher toxicity to marine organisms than the "mineral" oils from the British shipwrecks. The methodology used here has become the basic standard methodology for assessment on of the potential environmental risk of oil leakage from shipwrecks in Norway. The project has given valuable input to the decision maker's recommendations of how to deal with shipwrecks containing oil, and have resulted in an altering of the priority list for future oil recovery from WWII wrecks due to the potential for higher impact on the marine environment of coal based oils.

23) Low concentrations of PAHs induce tolerance in nitrifying bacteria

J. Fredrik Lindgren[1*], Ida-Maja Hassellöv[1], Hanna Landquist[1] and Ingela Dahllöf[2]

[1]Department of Shipping and Marine Technology, Chalmers University of Technology, Sweden
[2]Department of Biological and Environmental Sciences, University of Gothenburg, Sweden
*f.lindgren@chalmers.se

The ability of marine microbes to develop tolerance to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) was examined in a 90-day experiment. PAH levels in sediment were increased 0.3 and 1.6 times compared to the control sediment. Day 30, 60, and 90 the microbes were re-exposed to PAHs in a short-term toxicity test to detect tolerance, where nitrification and denitrification were used as endpoints. In addition, molecular analysis of the microbial communities was performed to detect possible differences in proportions of nitrifying bacteria compared to total bacterial abundance (amoA/rpoB-ratio) between treatments and control. We here show PAH-induced tolerance in nitrifying microbial communities after 60 and 90 days of pre-exposure, as potential nitrification EC10-values were significantly higher in the low treatment (L) after 60 days and in both treatments after 90 days compared to control. Tolerance development in denitrification was not detected. Furthermore, the developed tolerance resulted in reduced nitrification efficiency, compared to control. It was also shown that the induced tolerance produced dissimilar amoA/rpoB-ratio between treatments and control, indicating that development of tolerance changed the community composition and that the development time depended on initial exposure. The results from this study have implications for future studies or environmental monitoring programs of long-term oil and PAH-contaminated sites. The possibility for development of tolerance needs to be taken into account and potential nitrification can be used for evaluation of marine microbial health. Furthermore, changed proportions of nitrifying microbes can alter the capacity of ammonium oxidizing in benthic marine sediments.

24) Shallow water shipwrecks environmental impact -: MS VOLARE [case study]

Tarmo Kouts*, Kaimo Vahter and Siim Pärt

Marine Systems Institute, Tallinn University of Technology
*tarmo.kouts@msi.ttu.ee

Wrecks of sunken ships pose environmental risks, leaking oil first of all, but also other concerns, long term impact to marine biota, fishes, birds and marine mammals. Based on preliminary there are more than 1000 wrecks in the Baltic Sea alone which contain significant amounts of oil. Wrecks can potentially be the cause of pollution both in form of continuous leaking as well as large accidental oil spills. Most wrecks with oil on-board are from the World War II, thus already being corroded and rusty with a higher potential of oil outleak.

In order to evaluate integrated environmental impact from certain shipwreck, *in situ* study is needed, both for wreck condition as well surrounding marine environment, which data serve as input to risk assessment methodology. Results of risk assessment are important to evaluate the summed risk of certain wreck, to be left in peace or salvage operations needed, if then how urgently. In case salvage needed, the important issue is to evaluate the possibility of underwater salvage operation and oil removal method from the shipwreck.

MS VOLARE beached in 1980 west of Saaremaa, Estonian west coast, the Baltic Sea. Since then the wreck has been scrapped many times. Unfortunately the engine room and fuel tanks with oil residues have also opened. It is quite probable that the wreck still contains unknown amount of fuel, as a case study showed continuously leaking into marine environment, polluting the surrounding sea floor and coastline. The wreck is in a location with high hydrodynamic activity, both in terms of waves and currents, which continuously destruct the remains of the wreck. The wreck is also as trap for sea animals and birds, which can’t escape and massively die inside wreck constructions. Recently, in summer 2015 salvage of MS VOLARE wreck was planned and realised. We analyse environmental impact of the wreck and situation gained after salvage.

25) Medium to long-term environmental hazards caused by wrecks: Two different cases in popular tourist destinations in the Aegean Sea

V. Mamaloukas-Frangoulis

Marine Environment Dept., Environmental Protection Engineering S.A., Greece
v.mamaloukas@epe.gr

Two case studies are presented involving different types of ships that both sunk in areas frequented by a high number of tourists. The first wreck was the cruise vessel 'Sea Diamond' that sank in 2007 in Santorini Island. After a successful cleanup and a pumping operation, the vessel, lying at 140m depth is still leaking oil and necessitates continuous response measures. Second case is the container vessel 'Yusuf Cepnioglu' that grounded and sank in March, 2014 in the island of Mykonos. Despite the fact that the wreck and part of her cargo of containers have since been removed, the content from several of the remaining sunken containers continues to be washed ashore on the island's coastline. In both cases daily intervention by cleanup groups is necessary over a long period of time and there is no safe way to predict when the response operations will end.

26) Legal issues on wreck removal

KEYNOTE: Michael (Mikis) Tsimplis (UK)

Univeristy of Southhampton, UK
M.N.Tsimplis@soton.ac.uk

Wrecks are in the centre of significant commercial, environmental and cultural conflicts. Very old wrecks representing older eras have acquired commercial value. To what extent such wrecks should be protected from commercial exploitation and what are the benefits of such international policy has been debated for several decades. More recent wrecks pose risks to the marine environment and coastal resources and/or to navigation. The legal norms of how to deal with such wrecks have been developed on the basis of three realistic obstacles. First, until a couple of decades ago there have been significant technical difficulties in reaching and removing such wrecks. Second, the structure of shipping companies and the difficulties in making someone liable for the removal of the wreck, especially if the particular owner was not in fact responsible for the causation of the wreck. The third difficulty concerned the jurisdictional rights of coastal states which, in relation to wrecks, were constrained into the territorial seas and only extended into the EEZ in relation to wrecks posing risks for the environment. All these three difficulties have to a large extent been removed. It is only a matter of cost to reach a wreck, compulsory insurance for various environmental liabilities has already been in place for several decades and the state rights have arguably been extended by the Wreck Removal Convention. However a very important aspects is still missing: Should the basic principle be that all wrecks should be developed or should a case by case management be advocated and on what scientific, legal and social criteria.

27) Wreck Removal and the Nairobi Convention - A Movement Towards a Unified Framework?

Jhonnie Mikael Kern

School of business, economics and law, University of Gothenburg, Sweden
jhonnie.Kern@law.gu.se

The Nairobi International Convention on the Removal of Wrecks came into force on the 14 April 2015 and provides a framework for wreck removal. Three central questions arise when dealing with shipwrecks: Who is responsible? What measures can and are to be taken based on such a responsibility? And lastly; how can the responsibility be enforced? The Nairobi Convention addresses these questions. The registered owner of a ship bears strict liability according to the convention but can be exonerated by certain limited defenses. Measures that are to be taken include locating, marking and subsequently removing the wreck. The onus to remove the wreck is on the registered owner, but there are also options available for the state affected by the wreck should the registered owner not cooperate or be unable to contact. Finally the convention strives to ensure enforceability by compulsory insurance for ships, wherever registered, with a gross tonnage of 300 tons and above calling any port or offshore facility in a member state. The convention also enables an affected state to claim the insurer directly. This article will analyze the convention by the use of the convention text, its preparatory works and legal writing. A comparison will also be made with Swedish law. The article suggests that even though the convention provides a unified framework for wreck removal, it has inclusions that may actually inhibit harmonization. The convention is also in part unclear and ambiguous. Despite this the article concludes in the convention being a natural step forward in unifying the regulation of wrecks and providing a platform to deal with wreck removal in the future.

28) PROTRAAV - To Research and Assess International Policies, Measures and Strategies Relating to Abandoned Vessels

Jennie Larsson*, Larry Hildebrand, Neil Bellefontaine, Tafsir Johansson, Fabio Ballini

World Maritime University, Sweden
*jl@wmu.se

The Canadian government is currently dealing with abandoned vessels and their management problems in Canada. Transport Canada is undertaking policy work to assess options relating to the prevention of vessels from becoming abandoned. As this issue is a global one, it is important to be aware of strategies and measures being implemented, not only from a North American perspective, but internationally. World Maritime University is therefore reviewing and assessing legislation, policies, measures and strategies implemented by China, Greece, The United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland, Italy, Denmark, Sweden and relevant EU legislation in order to observe the effectiveness of the policies and strategies to prevent the abandonment of vessels, or the negative impacts they might have on the coastal areas. Transport Canada seeks to utilize important information gathered from the PROTRAAV assessment and may consider necessary segments as a part of future regulatory developments in the given subject-matter. The work is divided into different work packages and is expected to be done in April 2016.

The first work package focuses on the definition of abandonment in the selected countries as well as which measures are in place in order to identify owners. The definition of abandonment varies according to countries and often, tends to be very vague. It may comprise everything from wrecks to stranded objects as well as different situations where different national legislations are applicable. The measures in order to identify owners are often not enough due to the fact that registration, insurance and liability rules are insufficient and not compulsory. This is coupled with the fact that many authorities are involved in the process due to complexity that arises from the interpretation of the legislation. The result of the first work package where therefore pointing at the need to introduce better ways to identify owners, and more economic incentives in order to remove abandoned vessels.

1. The project will look at places of refuge, obligatory insurance under WRC and measures through which owners can be identified. Although the maritime authorities are designated to take of abandoned vessels, sometimes the law is not clear on the roles and responsibilities. The policy issues need to be revisited and refined.

2. The end result is to develop a best management practice in dealing with abandoned vessels and generic issues.

29) Shipwreck Pollution Recovery by Novel Technology

Kari Rinne

Alfons Håkans, Finland
kari.rinne@alfonshakans.fi

In the year 2011 Alfons Hakans started its own Research and Development project - to develop an effective toolbox for shipwrecks pollution recovery and risk assessment. There are parts in this toolbox, which are also taking into consideration the ever increasing needs of distributing and gathering information and demands for instance stipulated in the Nairobi Convention and developed shipwreck environment risk assessments tools, like the Chalmers University VRAKA-model. The shipwreck remediation process includes implementation of diverse sciences, technologies and techniques. Discovering the wrecks includes history research, building/analyzing data-bases, at-sea scanning as well as being actively involved during construction projects regarding the seabed.

Analyzing the wreck includes implementation of sciences from marine biology to metallurgy combined with hands-on knowledge of salvage as well as understanding vessel design of various decades. It is a joint-venture, where the full power of academic research and analysis meets at the end with an experienced hands-on expert of the salvage world. One must not forget the importance of recording the final remediation for gathering information and knowledge for future remediations.

The latest opinions within the Subsea industry is that future operations are mainly executed using robotics. ROV´s, for instance, are tireless beasts of burdens. Alfons Hakans Polrec tools are designed to be compatible with industry standard ROV´s, but divers can naturally operate the Polrec tools as well in situ. Alfons Hakans Polrec main research and development has been concentrating in techniques and technologies making the actual penetration and installing the discharge valve as safe and reliable as possible. The making of the penetration hole includes usage of our own innovation, a new system that utilizes UHP-technology (ultra high water pressure). The same technology can be used when cleaning parts of the wreck for analysis, or to make manholes, inlets or holes. This tool is capable of penetrating, with high precision, steel plates exceeding 100mm in thickness.

The system is for the moment designed to operate in depths down to 300 meters, but the depth can be increased with some alterations. Alfons Hakans has also been developing for instance a patented oil viscosity control system inside the oil transfer hose, where pollutant is transferred using vacuum. The Alfons Hakans Polrec Toolbox includes many of the necessary tools and innovations that will contribute for future standards when executing a reliable shipwreck environment risk assessment and at the end a successful pollution recovery.

30) Reducing Risk in Oil Recovery Operations - Development of the Moskito Oil Recovery Tool

Emil Jahren* and Nicolai Michelsen

Miko Marine AS, Norway
*eja@miko.no

Outside the coastline of Norway alone there are 30 shipwrecks in the category "Large Risk of Pollution". Most of these wrecks sank during the Second World War, and corrosion has been eating the through the hulls since. Deep waters, explosives and poisonous gases are some of the many factors which often make diving operations unsafe or impossible. Oil recovery tools available on the market are heavy and rough machines. The size, weight and operational steps of these increase the risk of damaging the heavily corroded wrecks, causing significant leaks, potential threat to the environment and a potential health and safety risk to divers. This presentation describes a series of stress reducing measures as well as an innovative remote operated functionality, to reduce the risk and costing in these operations.

Years of experience with underwater magnets, and testing of electromagnets on different curvatures, surfaces and thicknesses have shown that electromagnets are a reliable and gentle method for fixing, due to the possibility to reduce the magnetic field and to switch it completely on/off. Installing the tool, establishing the hole and sealing are normally multiple operational steps. By studying and redesigning this process, it was possible to merge these into one uninterrupted continuous operation, all controlled from a computer on the surface, thus minimizing the need for interference by heavy ROVs and completely eliminating the need for divers. Through comprehensive testing of new drilling technology, energy consumption requirements have been reduced from the initial 16kW to 0.4kW (97.5% reduction), also reducing shear stresses, inertia and overall size/weight. By implementing the results above in a compact sandwich construction, mass was reduced to a total of 70kg including buoyancy elements making it neutrally buoyant.

Neutral buoyancy, lower momentum and mass, combined with the ability to switch magnets completely off, minimize the forces exerted to the hull. By keeping the amount of structural steel removed from the hull to a bare minimum, there is a reduced risk of hull damage followed by an uncontrollable spill. Using a ROV to install the tool, the risk of diving related injuries is eliminated.

31) Assessment of the deep sea wreck USS Independence

Lisa Catherine Symons*[1], James P. Delgado[1], Kelley Elliott[2] and Frank Cantelas[2]

[1]NOAA, Office of National Marine Sanctuaries
[2]NOAA Office of Ocean Exploration and Research
*lisa.symons@noaa.gov

The presence of the deep-sea scuttled "radioactive" aircraft carrier USS Independence off the California coast of the Monterey Bay National Marine Sanctuary has been the source of consistent media speculation and public concern for decades. However, the wreck itself, located by a sonar survey in the early 1990s, had never been surveyed or assessed until recently. In 2015, a 'cruise of opportunity' provided by The Boeing Company, which wished to conduct a deepwater survey test of their autonomous underwater vehicle, Echo Ranger, resulted in the first archaeological survey Independence. While a limited and preliminary effort, the survey confirmed that a sonar target (previously not proven to be an archaeological feature) charted at the location was Independence, and provided details on the condition of the wreck. At the same time, new information from declassified government reports provides more detail on Independence's use as a naval test craft for the Crossroads atomic bomb tests in 1946, subsequent use for radiological decontamination as well as a repository for radioactive materials at the time of its scuttling in 1951. The 2015 assessment survey discovered a largely intact ship, and revealed no detectable levels of radioactivity. Declassified documents also disclosed that the "wastes" sunk with Independence were placed in concrete-filled 55-gallon steel drums and then locked into a sealed, armored compartment inside the ship. While further surveys may reveal more, physical assessment and focused archival work has demonstrated that the level of concern and speculation of "danger" posed by the ship have been exaggerated.

32) M/V 'YUSUF CEPNIOGLU' wreck removal project

Antonis Prekas, Michalis Voudroumnianos, Stefanos Magoulas*

Spanopoulos group, Greece
*s.magoulas@spanopoulos-group.com

On March 8th, 2014, the M/V "YUSUF CEPNIOGLU", a 4984GT Turkish containership, ran aground on the harsh North Coast of Mykonos Island, in Central Aegean Sea. The vessel was fully laden with 205 containers of various cargoes, ranging from batteries and textile dyes to aluminum profiles and chocolate bars. Moreover, a big leakage of the vessel's bunkers occurred during grounding, contaminating escaped cargo with oil and causing an extended pollution to the adjacent coast as well as to the sea bed, in a footprint of 1500m.

Spanopoulos Group, after an international invitation to tenders, was awarded with a contract by property principals and took over the Wreck Removal, De-pollution and Environmental Remediation Project.

The whole operation lasted over a year and included:

- Wreck Removal Process,

- Spilled Oil, Cargo & Debris Recovery

- Coast & Sea – bed Cleaning & Remediation

- Waste Management

By mobilizing efficient & effective equipment as well as highly skilled personnel, Spanopoulos Group carried out successfully the whole project, working closely with local and National stakeholders such as Coast Guard, Ministry of Environment, Hellenic Centre of Marine Research (HCMR) etc.

List of Attendees

Country	Family name	First name	Affiliation	E-mail
Australia	MacLeod	Ian	Western Australian Museum	ian.macleod@museum.wa.gow.au
Denmark	Kamp	Jørgen		jrg.kamp@gmail.com
Estonia	Kouts	Tarmo	Tallinn University of Technology	tarmo.kouts@msi.ttu.ee
Estonia	Mätik	Marit	Estonian Ministry of the Interior	marit.matik@siseministeerium.ee
Estonia	Pärt	Siim	Tallinn University of Technology	siim.part@msi.ttu.ee
Estonia	Treffner	Ivar	Estonian Police and Border Guard Board	ivar.treffner@politsei.ee
Estonia	Vahter	Kaimo	Tallinn University of Technology	kaimo.vahter@msi.ttu.ee
Finland	Andersson	Larri	Alfons Håkans OY	larri.andersson@alfonshakans.fi
Finland	Backer	Hermanni	HELCOM	Hermanni.backer@helcom.fi
Finland	Flinkman	Juha	Finnish Environment Institute (SYKE)	juha.flinkman@ymparisto.fi
Finland	Håkans	Joakim	Alfons Håkans OY	joakim.hakans@alfonshakans.fi
Finland	Rinne	Kari	Alfons Håkans OY	kari.rinne@alfonshakans.fi
Finland	Rytkönen	Jorma	Finnish Environment Institute (SYKE)	jorma.rytkonen@ymparisto.fi
Germany	Sternheim	Jens	Helcom	jens.sternheim@melur.landsh.de
Germany	Wichert	Uwe	Helcom	uwe.wichert@gmx.de
Germany	Knobloch	Tobias	Helcom	tobias.knobloch@uba.de
Greece	Koimtzoglou	Alexandros	National Technical University of Athens	alexkoimt@gmail.com
Greece	Louzis	Konstantinos	National Technical University of Athens	konstantinos.lusis@gmail.com
Greece	Magoulas	Stefanos	Spanopoulus group	s.magoulas@spanopoulos-group.com
Greece	Mamaloukas-Frangoulis	Vassilios	Environmental Protection Engineering S.A.	v.mamaloukas@epe.gr
Greece	Ventikos	Nikolaos	National Technical University of Athens	niven@deslab.ntua.gr
Italy	Passaro	Salvatore	IAMC-CNR	salvatore.passaro@cnr.it
Norway	Ammerud	Dag	Miko Marine	dwa@miko.no
Norway	Arnhus	Knut	Norwegian Coastal Administration	knut.arnhus@kystverket.no
Norway	Faksness	Liv-Guri	SINTEF	livgurif@sintef.no
Norway	Greslingaas	Kristian	Miko Marine	kgr@miko.no
Norway	Lind	Lars	Miko Marine	lli@miko.no
Norway	Michelsen	Nicolai	Miko Marine	nmi@miko.no
Norway	Smith	Anton	Great Nordic AS	asmith@online.no

Norway	Tørnes	John Aasulf	Norwegian Defence Research Establishment (FFI)	john-aa.tornes@ffi.no
Poland	Hac	Benedykt	Maritime Institute in Gdansk	benhac@im.gda.pl
Poland	Rogowska	Justyna	Medical University of Gdansk	justyna.rogowska@gumed.edu.pl
Sweden	Annvik	Claes	MEODEC	claes.annvik@meodec.se
Sweden	Bjar	Zacharias	Krogius Scandinavia AB	zacharias.bjar@krogius.com
Sweden	Granmo	Åke	Marine Monitoring	ake.granmo@bioenv.gu.se
Sweden	Hammar	Linus	Swedish Agency for Water and Marine Management	linus.hammar@havochvatten.se
Sweden	Hassellöv	Ida-Maja	Chalmers University of Technology	ida-maja@chalmers.se
Sweden	Holmlund	Joakim	MMT	joakim.holmlund@mmt.se
Sweden	Ingevaldsson	Jesper	Lighthouse	jesper.ingevaldsson@chalmers.se
Sweden	Kern	Jhonnie	University of Gothenburg	jhonnie.kern@law.gu.se
Sweden	Klingberg	Anders	Swedish Coast Guard	anders.klingberg@kbv.se
Sweden	Landquist	Hanna	Chalmers University of Technology	hanna.landquist@chalmers.se
Sweden	Larsson	Jennie	World Maritime University	jl@wmu.se
Sweden	Larsson	Niklas	Swedish Armed Forces	niklas.1.larsson@mil.se
Sweden	Lindgren	Fredrik	Chalmers University of Technology	f.lindgren@chalmers.se
Sweden	Malmberg	Lars-Göran	University of Gothenburg	lars-goran.malmberg@law.gu.se
Sweden	Olsson	Ulf	Swedish Maritime Administration	ulf.olsson@sjofartsverket.se
Sweden	Simonson	Fredrik	Swedish Coast Guard	fredrik.simonson@kustbevakningen.se
Sweden	Tengberg	Anders	Chalmers University of Technology	anderst@chem.gu.se
Sweden	Tyren	Fredrik	Swedish Coast Guard	fredrik.tyren@kustbevakningen.se
Sweden	Wallhagen	Magnus	Swedish Maritime Administration	magnus.wallhagen@kustbevakningen.se
Sweden	Westernberg	Bert		bert.westenberg@bredband.net
Sweden	Åberg	Frida	Swedish Agency for Water and Marine Management	frida.aberg@havochvatten.se
Sweden	Östin	Anders	Swedish Defence Research Agency	anders.ostin@foi.se
Netherlands	Coppes	Bas	Mammoet Salvage	bas.coppes@mammoet.com
Netherlands	Verwey	Joep	Mammoet Salvage	joep.verwey@mammoet.com

UK	Dettor	Daniel	Resolve Marine Group	ddettor@resolvemarinel.com
UK	Doust	Eddy	The Defence Science and Technology Laboratory	cdoust@dstl.gov.uk
UK	Elliot	Jim	T&T Salvage	jim.elliott@ttsalvage.com
UK	Skelhorn	Matthew	Ministry of Defence Salvage & Marine Operations	dessanmo-wrkres-so2@mod.uk
UK	Tsimplis	Mikis	University of Southampton	m.n.tsimplis@soton.ac.uk
USA	Arison	Lindsey	Institute for Sea-Disposed Chemical Weapons	lindseyarison@twc.com
USA	Arison	Wendie	Institute for Sea-Disposed Chemical Weapons	wendiearison@twc.com
USA	DeVilbiss	David	GLOBAL Diving & Salvage	ddevilbiss@gdiving.com
USA	Etkin	Dagmar	Environmental Research Consulting	etkin@environmental-research.com
USA	French McKay	Deborah	American salvage association	dfrench.mccay@asascience.com
USA	Masetti	Giuseppe	University of New Hampshire	gmassetti@ccom.unh.edu
USA	Symons	Lisa	NOAA	lisa.symons@noaa.gov