



Kjemisk ammunisjon senket utenfor norskekysten etter andre verdenskrig – hva er senket og hvilke effekter har dette på marine organismer?



John Aa Tørnes, Øyvind A Voie, Espen Mariussen
og Petter Lågstad



Kjemisk ammunisjon senket utenfor norskekysten etter andre verdenskrig – hva er senket og hvilke effekter har dette på marine organismer?

John Aa Tørnes, Øyvind A Voie, Espen Mariussen og Petter Lågstad

Forsvarets forskningsinstitutt (FFI)

1. september 2015

FFI-rapport 2015/00925

5063

P: ISBN 978-82-464-2574-0

E: ISBN 978-82-464-2575-7

Emneord

Kjemiske stridsmidler

Skipsvrak

Marin økologi

Litteratur

Godkjent av

Petter Arthur Lågstad

Prosjektleder

Elling Tveit

Avdelingsjef

Sammendrag

Like etter andre verdenskrig ble det dumpet store mengder kjemisk ammunisjon i havet flere steder i verden. Mye av den tyske kjemiske ammunisjonen ble lastet om bord i utrangerte skip og slept ut til den dypeste delen av Skagerrak der de ble senket. Norske myndigheter hadde etter press fra de allierte gitt tillatelse til slik dumping på 600-700 m dyp, 25 nautiske mil sørøst for Arendal. Mellom 130 000 og 160 000 tonn kjemisk ammunisjon (bruttovekt) med et innhold på mellom 41 000 og 48 000 tonn kjemiske stridsmidler kan være dumpet i Skagerrak. Etter hvert ble de norske protestene mot dumping i dette området for store, og de siste skipene ble senket i 1948 på omkring 1000 meters dyp i Norskehavet. Siden den gang har det hersket stor usikkerhet rundt de eksakte posisjonene til de senkede skipene. Forsvarets forskningsinstitutt (FFI) gjennomførte i 1989 et søk og lokaliserte 15 mulige vrak, hvorav mange funn ble gjort helt i utkanten av søkeområdet. Ett av vrakene ble dessuten sikkert identifisert som Sesostris, et skip som i følge tidligere dokumentasjon skulle vært senket 13 km unna der det ble funnet. Dette tyder på at de rapporterte posisjonene er usikre. I 2002 utførte FFI en ny undersøkelse av fire utvalgte vrak, der det ble funnet små mengder av kjemiske stridsmidler og nedbrytningsprodukter i sedimentprøver innsamlet nær vrakene.

Under et innledende søk i 2009 med den autonome undervannsfarkosten HUGIN og ved bruk av mer høyoppløselige sensorer, fant FFI 20 vrak innenfor en liten del av dumpefeltet. For å lokalisere flest mulig av de senkede vrakene i Skagerrak, gjennomfører FFI i 2015-2016 på oppdrag fra Kystverket to nye tokt med HUGIN. Under første del av denne undersøkelsen, som ble gjennomført i 2015, ble det lokalisert flere vrak. Søket vil avsluttes i 2016.

Det har vært usikkert om skip som ble senket utenfor Lista, blant annet krysseren Leipzig, også hadde kjemisk ammunisjon om bord. Litteraturstudier tyder på at det er overveiende sannsynlig at disse skipene ikke hadde kjemisk ammunisjon om bord da de ble senket.

Ammunisjonen vil etter hvert korrodere og innholdet vil lekke ut på havbunnen. Denne prosessen foregår over svært lang tid siden det er mange forhold som styrer korrosjonshastigheten. Noen stridsmidler, som sennepsgass og arsenforbindelser, er tyngre enn vann og dårlig løselig i vann, og vil bli liggende på havbunnen i flere tiår etter at de har lekket ut av ammunisjonen. Nervestridsmidler er mer giftige, men også lettere løselige i vann og vil i løpet av timer fortynnes til ikke-farlige konsentrasjoner for deretter å brytes ned til mindre giftige nedbrytningsprodukter.

Kjemiske stridsmidler er meget giftige for vannlevende organismer. Dyr og mennesker må imidlertid komme i direkte kontakt med stridsmidlene for at de skal utgjøre noen stor risiko for skade. Bunnlevende dyr som lever i nærheten av dumpestedene, er derfor mer utsatt enn dyr som primært lever i de frie vannmassene. De stridsmidlene som vurderes som den største miljørisikoen, er de dumpede arsenforbindelsene. Arsen fra arsenholdige stridsmidler kan akkumulere i vannlevende organismer og potensielt utgjøre risiko for skade. Konklusjonen fra undersøkelser i Østersjøen er at konsum av fisk fra områder med dumpede stridsmidler utgjør en liten risiko for skade.

English summary

Large amounts of chemical munitions were dumped at sea at many locations worldwide just after the Second World War. Much of the German chemical munitions were, after pressure from the Allies, loaded on to condemned ships and sunk in the deepest part of the Skagerrak. Norwegian authorities gave permission to such dumping at 600-700 m depth, 25 nautical miles southeast of Arendal. Between 130 000 and 160 000 tons of chemical ammunition (gross weight) containing between 41 000 and 48 000 tons of chemical warfare agents might have been dumped in the Skagerrak. A strong public protest against such dumping caused that the last ships were dumped in 1948 at 1000 m depth in the Norwegian Sea. The exact positions of the dumped ships have since then been very uncertain. In 1989, the Norwegian Defence Research Establishment (FFI) carried out a search and localised 15 possible wrecks, of which several were found close to the edge of the search area. One of the wrecks was positively identified as Sesostris, a ship that according to earlier documentation was dumped 13 km away from where it was found. This indicates that the reported positions are in fact very uncertain. During a new investigation of four selected wrecks in 2002, FFI identified small amounts of chemical warfare agents and decomposition products in sediment samples collected close to the wrecks.

During a preliminary search in 2009 using the autonomous underwater vehicle HUGIN and sensors with higher resolution, FFI localized 20 wrecks within a small part of the dumping area. In order to locate as many wrecks as possible in the Skagerrak, FFI is currently carrying out a new search with HUGIN in 2015-2016 on behalf of the Norwegian Coastal Administration. Several new wrecks have been discovered during the first part of this investigation, carried out in 2015. The search will end in 2016.

It has been uncertain whether the ships sunk outside Lista, including the cruiser Leipzig, also had chemical munitions on board. According to the studied literature, it is not likely that these ships were sunk with chemical munitions on board.

Ammunition sunk at sea will corrode over time and the content will be released to the environment. Many factors control the speed of corrosion and the corrosion process will therefore continue for a long time. Some of the agents, like mustard and arsenic compounds, are heavier than water, poorly soluble in water, and will stay on the sea floor many decades after they have been released from the munitions. Nerve agents are more toxic, but also more soluble in water. They will be diluted within hours to non-dangerous concentrations and decomposed to less toxic compounds.

Chemical warfare agents are very toxic to aquatic organisms. Humans and animals have to be in direct contact with such agents to significantly risk any injuries. Organisms living on the sea floor close to the dumping sites have a higher health risk than organisms primarily living in the free water masses. The dumped organoarsenic compounds are considered most dangerous with respect to the environmental risk. Elemental arsenic from organoarsenic compounds could accumulate in aquatic organisms and potentially harm them. Investigations from the Baltic Sea has shown that consumption of fish from areas with dumped chemical munitions pose no significant risk.

Innhold

	Forord	7
1	Innledning	9
2	Dumping av kjemisk ammunisjon utenfor norskekysten	10
2.1	Hvilke stridsmidler er dumpet i Skagerrak?	10
2.2	Stridsmiddelmengder dumpet i Skagerrak	15
2.3	Kjemiske stridsmidler dumpet i Norskehavet	16
2.3.1	Dumping utført av USA	16
2.3.2	Dumping utført av Deutsche Demokratiske Republik (DDR)	17
2.4	Mulig dumping av skip med kjemisk ammunisjon utenfor Lista	18
2.5	Mulig dumping av skip med kjemisk ammunisjon utenfor Måseskår i Sverige	19
2.6	Sammenfatning av kapitlet	20
3	Vurdering av størrelsen på området i Skagerrak der kjemisk ammunisjon kan være dumpet	21
3.1	Tidligere undersøkelser i Skagerrak for å lokalisere vrak	21
3.2	Estimerte vrakposisjoner	24
3.3	Usikkerheter i dataene	28
4	Varighet av kjemisk ammunisjon i sjøvann	29
4.1	Korrosjonshastighet i Skagerrak	29
4.2	Strømningsforhold og sedimentasjonshastigheter i Skagerrakbassenget	30
4.3	Sammenfatning av kapitlet	33
5	Effekter av kjemiske stridsmidler på marine organismer	33
5.1	Ulike kjemiske stridsmidler og hvordan de oppfører seg i det marine miljøet	33
5.2	Effekter av kjemiske stridsmidler på vannlevende organismer	34
5.2.1	Laboriestudier av hudstridsmidler på vannlevende organismer	34
5.2.2	Laboriestudier av arsenholdige stridsmidler på vannlevende organismer	35
5.2.3	Laboriestudier av andre kjemiske stridsmidler på vannlevende organismer	36
5.3	Økotoksikologiske feltstudier av dumpeplasser for kjemiske stridsmidler	37
5.4	Risiko knyttet til konsum av fisk fra områder med dumpet ammunisjon	39
5.5	Sammenfatning av kapitlet	39
6	Konklusjoner	40

Vedlegg A Egenskaper til de dumpede kjemiske stridsmidlene	43
Forkortelser	46
Litteratur	47

Forord

Kystverket ivaretar Statens beredskap mot akutt forurensing, dette inkluderer også vrakene som er dumpet i Skagerrak med innhold av kjemisk ammunisjon. Kystverket gav derfor i FFI 2015 i oppdrag å kartlegge slike vrak i og utenfor dumpefeltet for kjemisk ammunisjon i Skagerrak. For å kunne planlegge toktene og hvilke undersøkelser som skal gjennomføres på prøvematerialet som samles inn, var det nødvendig å gjennomføre en litteraturundersøkelse. Denne skulle gi svar på følgende spørsmål:

- Vurdering av størrelse på området i Skagerrak der vrak kan være dumpet
- Historikk ang dumping av kjemisk ammunisjon utenfor norskekysten
- Effekter av kjemiske stridsmidler på marine organismer.

Denne rapporten gir svar på disse spørsmålene og beskriver det vi i dag kjenner til om den kjemiske ammunisjonen som like etter andre verdenskrig ble senket i den dypeste delen av Skagerrak sørøst for Arendal og andre steder utenfor norskekysten. Vi har fokusert vårt arbeid på det som er dumpet i disse områdene og har ikke beskrevet dumping andre steder i verden. Under vårt arbeid har vi hatt stor nytte av litteraturundersøkelser som tidligere er utført av Lindsey Arison III og Jörgen Kamp ved *Institute for Sea-Disposed Chemical Weapons, USA*. Vi takker dem for den hjelpen de har gitt oss underveis i arbeidet med denne rapporten.

1 Innledning

Etter andre verdenskrig satt Tyskland igjen med store mengder kjemisk ammunisjon som de allierte okkupasjonsmyndighetene anså det var viktig å bli kvitt så raskt som mulig. På den tiden ble det ansett som en god løsning å dumpe denne ammunisjonen i havet. Å avhende ammunisjonen på annen måte, for eksempel ved forbrenning eller kjemisk dekomponering, ble vurdert som for kostbart og innebar en ganske stor helsemessig risiko. Etter andre verdenskrig ble det derfor dumpet store mengder kjemisk ammunisjon på forskjellige steder i Nordsjøen, Østersjøen og i Skagerrak. De viktigste kjemiske forbindelsene som ble dumpet, var hudstridsmidler som sennepsgass (yperitt) og nitrogensennepsgass, samt arsenholdige forbindelser som clark I, clark II og adamsitt. Andre forbindelser som ble dumpet, var tåregassen kloroacetofenon, fosgener og nervestridsmiddelet tabun. En oversikt over de aktuelle kjemiske stridsmidlene og deres egenskaper er gitt i Vedlegg A.

I tillegg til kjemisk ammunisjon ble det også dumpet konvensjonell ammunisjon utenfor norskekysten, men det er ikke kjent om denne dumpingene skjedde i det samme området som senkingen av vrak med kjemisk ammunisjon. Konvensjonell ammunisjon inneholder mye større mengder høyeksplosiver og vil også ha tykkere skall enn den kjemiske ammunisjonen. Siden ammunisjonen som ligger på havbunnen er sterkt korrodert, vil det være vanskelig å skille visuelt mellom kjemisk og konvensjonell ammunisjon.

I årene etter andre verdenskrig har man observert at kjemiske stridsmidler har begynt å lekke ut fra ammunisjonen, og fiskere i andre deler av verden har fått disse stoffene i fiskegarnet og blitt alvorlig forgiftet (se for eksempel Chemsea Findings). I tillegg har ammunisjonsrester drevet i land og utgjort en risiko for folk og dyr som har kommet i kontakt med restene. Slike forgiftningstilfeller er særlig blitt rapportert i Østersjøen, der ammunisjonsrestene ble dumpet på relativt grunt vann (30-100 meters dyp) og kastet over bord i sine respektive ammunisjonskasser og beholdere, ofte uten noen form for sikringstiltak. Det er ikke rapportert at rester av kjemisk ammunisjon har drevet i land, eller at noen skal være forgiftet av ammunisjon fra dumpefeltet utenfor norskekysten. I Skagerrak ble ammunisjonen lastet om bord i skip som deretter ble senket på dypere vann (500-600 meters dyp). Skipene har derfor fungert som en beskyttelse mot ytterligere spredning. Vi mangler imidlertid kunnskap om omfanget av ammunisjonsdumpingen i Skagerrak og om den har, eller vil få, noen miljømessige konsekvenser for organismer som lever der. På grunn av mange rapporterte forgiftningstilfeller har det vært gjort en del studier på hva som vil skje med de kjemiske stridsmidlene som er dumpet i Østersjøen (se for eksempel Chemsea Findings). Man har forsøkt å kartlegge omfanget av dumpingene, spredningspotensialet til de forskjellige stridsmidlene i miljøet og om dumpingene utgjør noen risiko for organismer som lever der. Disse studiene kan være nyttig informasjon for å vurdere de miljømessige konsekvensene av ammunisjonsdumpingen i Skagerrak.

Det er kjent at kjemisk ammunisjon, i tillegg til kjemiske stridsmidler, også inneholder små mengder eksplosiver i form av bristoladninger eller ladninger som skal sørge for at stridsmidlene blir spredd ut av ammunisjonen. Dessuten kan konvensjonell ammunisjon være sampakket med kjemisk ammunisjon ved dumping. Det kan for eksempel nevnes at da skipet *Karl Leonhard* ble

senket den 16. mars 1946, kom det en eksplosjon åtte minutter etter at den var senket. Det er antatt at noen av høyeksplosivene som var om bord sammen med den kjemiske ammunisjonen, eksploderte (British Naval Mission to Norway 10th May 1946). Det finnes også informasjon som tyder på at konvensjonell ammunisjon i noen tilfeller ble brukt som ballast for å øke skipets stabilitet (British Naval Mission to Norway 30th October 1946, Royal Naval Headquarters, Schleswig-Holstein, Plön 1946). Risikoen med hensyn til både sikkerhet, helse og miljø knyttet til innhold av eksplosiver i kjemisk ammunisjon eller i konvensjonell ammunisjon er ikke omtalt i denne rapporten.

Denne rapporten gir ikke informasjon om dumping av kjemisk ammunisjon andre steder i verden, som for eksempel i Østersjøen eller utenfor Storbritannia. Denne rapporten gir heller ingen anbefalinger om hvilke tiltak som eventuelt bør settes i verk ved dumpefeltene utenfor norskekysten. Dette vil bli adressert etter at den pågående kartleggingen av dumpefeltet i Skagerrak er avsluttet.

2 Dumping av kjemisk ammunisjon utenfor norskekysten

Dette kapittelet gir en oversikt over hvilke kjemiske stridsmidler som er dumpet utenfor norskekysten. Kapittelet beskriver både hvilke stridsmidler som er dumpet i Skagerrak like etter andre verdenskrig, og gir et estimat på hvor mye som er dumpet. Spørsmålet om kjemisk ammunisjon er dumpet utenfor Lista blir også diskutert. I tillegg beskriver kapittelet kjemisk ammunisjon som er dumpet i Norskehavet og utenfor Måseskår i Sverige.

Vrakene på havbunnen har svært varierende tilstand. Noen er tilsynelatende helt intakte, mens andre er brutt opp i flere deler som er spredt ut over et større område. Dette ble observert både under FFI-undersøkelsen med ROV i 1989 (Tørnes m.fl. 1989) og i FFI-undersøkelsene med en autonom undervannsfarkost (AUV) i 2009 (Lågstad 2009) og i 2015.

2.1 Hvilke stridsmidler er dumpet i Skagerrak?

Senkning av skip med kjemiske stridsmidler innenfor et angitt område i Skagerrak utenfor Arendal ble godkjent av det norske Fiskeridirektoratet i 1945 (Fonnum 1997; Arison 2013). Operasjonene ble utført i regi av Storbritannia og USA. Den britiske senkingen var organisert av *Continental Ammunition Dumping Committee (CADC)*. Periodiske rapporter (*BAOR Disarmament Progress Report*) med datoer for den britiske senkingen, mengde kjemisk ammunisjon og innhold skal fra juni 1945 i følge en britisk rapport til Helsinkikommisjonen (HELCOM) ha blitt sendt til norske myndigheter (HELCOM CHEMU 2/2/5 1993). Den amerikanske dumpingene ble kalt *Operation Davey Jones Locker* og ble gjennomført fra 1. juli 1946 til 18. juli 1947 i Skagerrak og deretter i juli og august 1948 på ca 1000 m dyp i norsk økonomisk sone i Atlanterhavet. Dette skjedde etter at norske fiskere hadde protestert kraftig mot videre dumping i Skagerrak (HELCOM CHEMU 2/2 1993).

I litteraturen er det forholdsvis stor enighet om mengdene kjemiske stridsmidler som ble produsert i Tyskland like før og under andre verdenskrig. Primærkildene til informasjonen er de britiske og amerikanske rapportene til HELCOM CHEMU. Informasjonen herfra er senere blitt komplettert og sammenstilt av blant andre Stock (1996), Tørnes m.fl. (2002) og Arison (2013). Totalt ble det produsert mellom 65 000 og 80 000 tonn kjemiske stridsmidler fordelt på ulike typer (Tabell 2.1)¹. En forklaring på typer kjemiske stridsmidler og deres egenskaper er gitt i Vedlegg A.

Stridsmiddel	Mengde produsert (tonn)	
	Ref: Stock	Ref: Arison
Kloracetofenon (CN)	7 100	7 133
Difenyلكlorarsin (clark I, DA)	1 500	13 500
Difenyلكyanoarsin (clark II, DC)	100	100
Adamsitt (DM)	3 900	3 900
Arsenolje*	7 500	7 500
Fosgen	5 900	5 900
Sennepsgass (HD)	25 000	27 847
Nitrogensennepsgass (HN-3)	2 000	1 928
Tabun (GA)	12 000	12 000
Sarin (GB)		0,5
Cyanogen klorid (CK)		20
Excelsior (arsenforbindelse)		10
N-stoff/Klortrifluorid		50
Totalt (nettovekt)	65 000	79 888,5

Tabell 2.1 Mengder av kjemiske stridsmidler produsert før og under andre verdenskrig (Stock 1996; Arison 2013).

* Arsenolje: 50 % fenyldiklorarsin, 35 % difenyلكlorarsin, 5 % trifenyلarsin og 5 % triklorarsin (Franke 1976).

Senkningen av tysk kjemisk ammunisjon som ble overtatt av de allierte ved krigens slutt, foregikk hovedsakelig i Østersjøen (sør for Gotland og øst for Bornholm), i et område utenfor Måseskär på den svenske vestkysten, og i norske farvann utenfor Arendal i Skagerrak (HELCOM CHEMU 2/2 1993; HELCOM CHEMU 2/2/5 1993; Stock 1996). Senkningen av kjemisk ammunisjon fra tidligere Sovjetunionen i Østersjøen er ikke omtalt i denne rapporten.

To skip med 69 000 granater (5 000 tonn bruttovekt) fylt med 750 tonn av nervestridsmiddelet tabun ble, i tillegg til ammunisjonen nevnt ovenfor, dumpet i den sørlige delen av Lillebelt i Danmark (posisjon 58°48.37'N, 10°13.37'Ø) og i Nordsjøen utenfor kysten av Tyskland (Laurin 1997; Stock 1996). Det som ble dumpet i Lillebelt, ble hevet i 1959-1960 og dumpet på nytt i Biscaya (HELCOM CHEMU 1994; Arison 2013). Det har derfor tidligere blitt antatt at

¹ Navnene sennepsgass og nervegass er misvisende siden disse stridsmidlene er væsker ved romtemperatur.

nervestridsmiddelet tabun, som er den mest giftige av de aktuelle stridsmidlene, ikke ble dumpet i den norske delen av Skagerrak. I 1971/1972 ble dumpeområdet i Lillebelt undersøkt og det ble funnet flere granater (HELCOM CHEMU 1994). Det ble antatt at innholdet var 80 % tabun og 20 % klorbenzen.

I den første amerikanske operasjonen for å senke skip med kjemisk ammunisjon i Skagerrak (*Davey Jones Locker 1* den 1-2 juli 1946) ble det senket 3220 tonn (bruttovekt) med ammunisjon som inneholdt stridsmidlene tabun, sennepsgass, fosgen og kloracetofenon (Arison 2013:136). Skipene i denne konvoien var en minesveiper (*Sperrbrecher*)², torpedojageren *T-65* og *U.J.-305* (se bildet i Figur 2.1), men i følge Arison (2013) er det kun i minesveiperen og i *T-65* at innholdet er oppgitt. For øvrig er dette den eneste konvoien der type stridsmiddel i lasten er oppgitt. Dette er også første gang det er beskrevet at nervestridsmiddelet tabun skal være dumpet i Skagerrak. For de andre konvoiene er det ikke oppgitt hvilken last de hadde. Det er derfor svært vanskelig å si noe om den geografiske fordelingen av de ulike kjemikaliene i dumpeområdet.



Figur 2.1 *Midgard Docks under lasting av torpedojageren T-65 og en minesveiper før senking i Skagerrak under operasjon Davey Jones Locker no 1 (Foto hentet fra: Arison 2013).*

² *Sperrbrechers* var lastefartøy som ble brukt av den tyske krigsflåten som minesveipere.
<http://www.wrecksite.eu/wrecksite.aspx>

En oversikt over type ammunisjon fra andre verdenskrig og hvilke stridsmidler de kunne inneholde er gitt i Tabell 2.2 (hentet fra HELCOM (2013)). Figur 2.2 og Figur 2.3 viser hvordan typiske flybomber og artillerigranater fra denne tiden så ut.

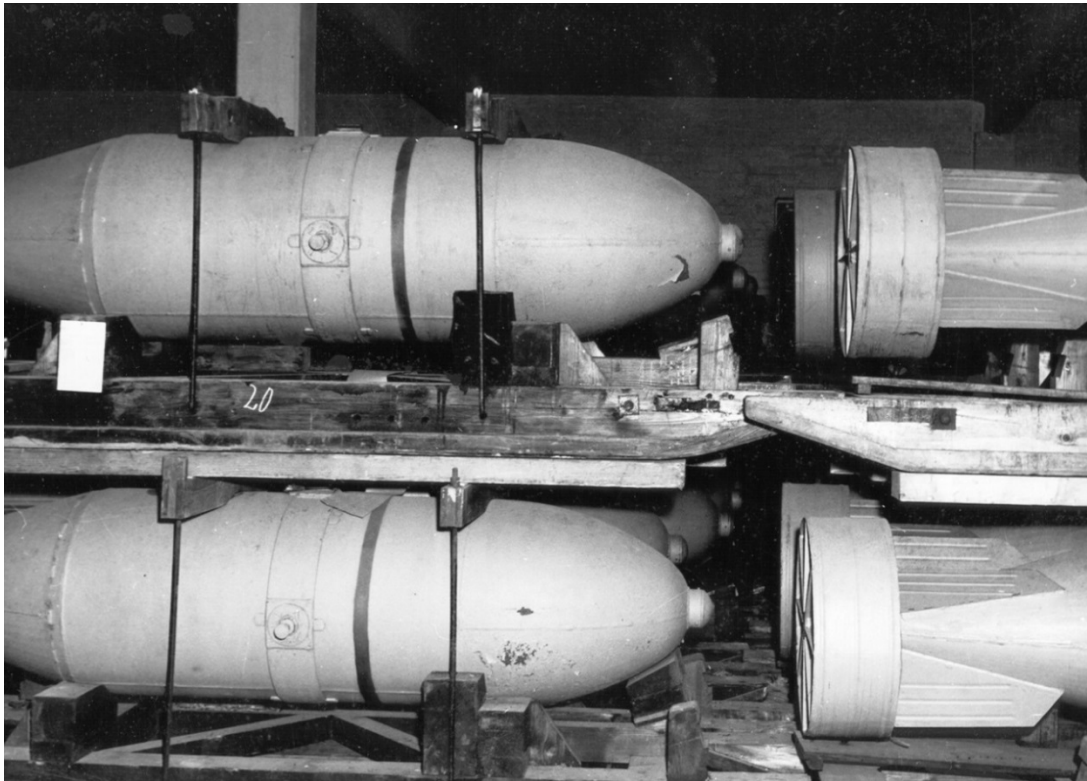
Type	Bruttovekt (kg)	Nettovekt (kg)	Fyllingsgrad (%)	Kjemisk fyll
75 mm granat	5	1,4	28	α -Kloracetofenon
105 mm felthaubitser	13-15	0,5-1,8	<14	Adamsitt, clark I, clark II, arsenolje, sennepsgass, tabun, andre blandinger
150 mm felthaubitser	37-42	1,5-4,8	<13	Samme som over + nitrogensennepsgass
100 mm bombekastergranat	7	1,5	21	Sennepsgass og sennepsgass+clark-typer
150 mm rakettartilleri	35	3,1-4,6	13	Sennepsgass, tabun, nitrogensennepsgass
Sprayboks 37	>12	10 l	Høy	(Fortykket) sennepsgass
KC50 flybombe	43	13-15	30-35	Adamsitt
KC 250 flybombe	140-146	86-110	60-75	(Fortykket) sennepsgass, blandinger med clark, α -kloracetofenon, tabun, fosgen

Tabell 2.2 Vanlige typer kjemisk ammunisjon fra andre verdenskrig. Nettovekt kjemiske stridsmidler og fyllingsgrad avhenger av type stridsmiddel (HELCOM 2013).

Den tyske fargekoden som ble benyttet for kjemisk ammunisjon, var ifølge U.S. Army (1994):

- Hvit/grå: Tåregasser
- Gul: Hudgasser, varige stridsmidler
- Blå: Irritanter
- Grønn: Kvelestridsmidler, nervestridsmidler, ikke-varige stridsmidler

På grunn av korrosjon er det ikke forventet at man kan identifisere denne fargekoden på ammunisjonen som har ligget på havets bunn siden andre verdenskrig.



Figur 2.2 Flybomber lagret i Frankenberg Depot - desember 1946 (Foto hentet fra: Arison 2013)



Figur 2.3 Artillerigranat fra operasjon "Davey Jones Locker", 12. juni 1946. (Foto hentet fra: Arison 2013).

2.2 Stridsmiddelmengder dumpet i Skagerrak

Det er større usikkerhet knyttet til hvor og i hvilke mengder de enkelte stridsmidlene er dumpet i de ulike områdene enn det er til hvilke stridsmidler som er dumpet. Helsinkikommisjonen opprettet i 1993 en ad hoc-arbeidsgruppe (HELCOM CHEMU) for å samle den informasjonen man til da hadde om dumping av kjemisk ammunisjon i Østersjøen. I 1994 rapporterte denne arbeidsgruppen at rundt 40 000 tonn med kjemisk ammunisjon (bruttovekt) var dumpet i Østersjøen før 1947. I tillegg ble det rapportert at rundt 20 000 tonn (bruttovekt) var dumpet utenfor Måseskär, på den svenske vestkysten, men dette var ikke verifisert på det tidspunktet (HELCOM CHEMU 1994). I Østersjøen ble stridsmidlene stort sett lempet over bord fra fraktesfartøylene på grunt vann (gjennomsnitt 55 m). I tillegg ble en estimert mengde på 168 000 tonn kjemisk ammunisjon (bruttovekt) med et innhold på opptil 50 000 tonn kjemiske stridsmidler lastet om bord i utrangerte skip og senket i Skagerrak utenfor Arendal og utenfor Måseskär på den svenske vestkysten (Carton og Jagusiewicz 2009).

Begrepet «dumping i Skagerrak» har i enkelte dokumenter inkludert både dumpfeltet utenfor Måseskär på svenskekysten og dumpfeltet utenfor Arendal i Norge. Årsaken til at man ikke har vært presis om dette, kan være at posisjonen for dumpingene ikke er oppgitt i de tilgjengelige dokumentene. Dette gjelder de britiske operasjonene CW5, CW8 og CW9. Disse tre konvoiene senket til sammen 23 000 tonn (bruttovekt) kjemisk ammunisjon lastet om bord i fire fartøy (*Freiburg*, *Gertrud Fritzen*, *T-63* og *Dessau*). Det er uklart om disse skipene ble senket utenfor Arendal eller utenfor Måseskär. Dersom disse skipene ble senket utenfor Arendal, vil den totale mengden ammunisjon senket der være 160 687 tonn (bruttovekt), basert på dataene til Arison (2013). Dersom skipene isteden ble senket utenfor Måseskär, er den totale mengden ammunisjon senket utenfor Arendal 137 687 tonn (bruttovekt). Med et gjennomsnittlig innhold av kjemiske stridsmidler på 30 % basert på beregninger gitt i Stock (1996)³, vil mengde kjemiske stridsmidler senket utenfor Arendal være mellom 41 000 og 48 000 tonn (nettovekt). Dette betyr at en stor andel av de kjemiske stridsmidlene som ble produsert i Tyskland før og under andre verdenskrig (mellom 65 000 tonn og 80 000 tonn, se Tabell 2.1) ble senket i Skagerrak. Siden fordeling av type ammunisjon på de ulike dumpfeltene ikke er sikkert dokumentert, er det forbundet stor usikkerhet med dette estimatet.

Det er også mulig at noen kjemiske stridsmidler var lagret i større beholdere da de ble dumpet. I en undersøkelse som FFI gjennomførte i 2002, ble det observert noen beholdere om bord i lasterommet på vraket som ble angitt som vrak nummer 13 (Tørnes m.fl. 2002)⁴. Det er i ettertid foreslått at disse beholderne på om lag 900 liter ble brukt til transport av kjemiske stridsmidler (se bilde i Figur 2.4). Bruken av slike beholdere er beskrevet i *Waffen und Fahrzeuge der Heere und Luftstreitkräfte, Leichte Zugkraftwagen der Wehrmacht im Einsatz* (Frank 1991). Dumping av

³ Ifølge en russisk rapport til HELCOM CHEMU som Stock (1996) refererer til, ble det senket i gjennomsnitt 80 % artilleriammunisjon og 15 % flybomber etter andre verdenskrig. De har videre estimert at artilleriammunisjonen i gjennomsnitt inneholdt 15 % kjemiske stridsmidler, mens flybomber i gjennomsnitt inneholdt 60 % kjemiske stridsmidler (Stock 1996).

⁴ Vrak nummer 13 ble i 2002 funnet i posisjon 58°18,79'N 9°39,80'Ø.

slike beholdere, som muligens kan ha hatt en høy fyllingsgrad, gjør at anslagene ovenfor blir noe mer usikre.



Figur 2.4 Det kan være denne typen beholder FFI observerte i lasterommet til vrak nr. 13 under undersøkelsen i 2002 (Foto hentet fra: Frank 1991).

I historien om ammunisjonsdepotet Muna Urlau i Tyskland er det rapportert at den tyske damperen *Werner II* fra begynnelsen av november 1947 fraktet flere laster med 1332 tonn tåregassgranater (bruttovekt) ut fra Fredrikshavn og kastet dem over bord i en ikke angitt posisjon i «Norskerenna» (Blank m.fl. 2007). Ifølge forfatterne var det mistanke om at noen av granatene inneholdt hudstridsmidler siden en av mannskapet fikk noe som kunne ligne på en hudstridsmiddelskade.

2.3 Kjemiske stridsmidler dumpet i Norskehavet

2.3.1 Dumping utført av USA

Etter kraftige protester fra norske fiskere mot ytterligere dumping i Skagerrak, anmodet Utenriksdepartementet i juli 1948 om at videre planlagt senking av kjemiske stridsmidler ble utført på dypt vann (mer enn 500 favner, det vil si mer enn 914 m) nord for «Tampen» i norsk økonomisk sone i Norskehavet, det vil si nord for 63. breddegrad (Utenriksdepartementet 1948). Denne anmodningen ble til slutt godtatt og skipet *Philip Heiniken* ble slept ut fra Bremerhaven under operasjon *Davey Jones Locker no. 8* den 20. juli 1948 og dumpet den 24. juli 1948 i posisjon 62°57'N 01°32'Ø på ca 1000 m dyp (Utenriksdepartementet 1948 og Arison 2013). Et nytt slep ble utført en måned senere under navnet *Davey Jones Locker no. 9*. Denne gang ble skipet *Marcy* senket i samme område nord for «Tampen» den 24. august 1948 i posisjon 62°59'N

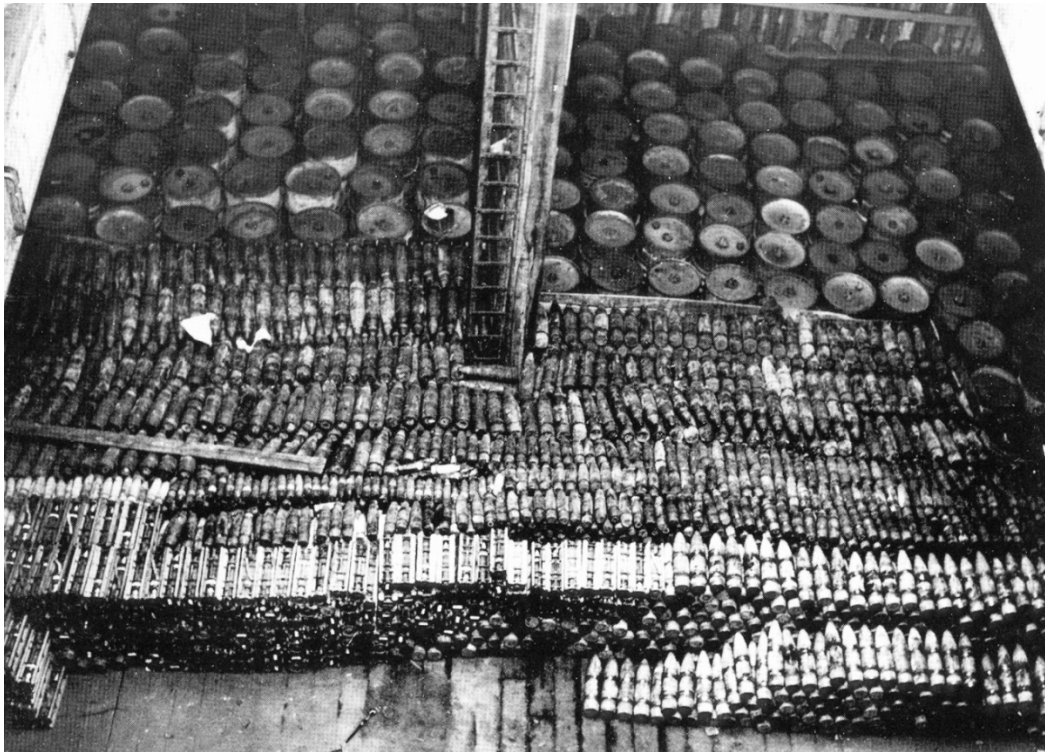
01°23'Ø (Arison 2013). Skipet var lastet med blant annet flybomber og kjemikalietønner (se Figur 2.5 og Figur 2.6). Begge disse dumpeposisjonene ligger innenfor norsk økonomisk sone. Det er ikke kjent hvilke kjemiske stridsmidler som var lastet om bord på *Philip Heiniken* eller *Marcy*.

2.3.2 Dumping utført av Deutsche Demokratische Republik (DDR)

I en verbalnote fra den tyske ambassaden i Norge til Utenriksdepartementet den 6. mars 1992 kommer det fram at Øst-Tyskland (DDR) i 1964 skal ha hevet 464 granater med nervestridsmiddelet tabun fra havna i Wolgast, støpt dem inn i betongblokker og dumpet dem på 3100 m dyp i Norskehavet i posisjon 64°42'N 01°36'W (utenfor norsk økonomisk sone) (Botschaft der Bundesrepublik Deutschland 1992). Disse opplysningene er også gjengitt i rapporten fra HELCOM CHEMU (1994). Den oppgitte posisjonen ligger på stort dyp utenfor norsk økonomisk sone og er ikke omtalt nærmere her.



Figur 2.5 Ammunisjon lastet om bord i Marcy før senking under Operasjon Davey Jones Locker no. 9 i Norskehavet den 24.08.1948 (Foto hentet fra: Arison 2013).



Figur 2.6 Ammunisjon lastet om bord i Marcy før senking under Operasjon Davey Jones Locker no. 9 i Norskehavet den 24.08.1948. Legg merke til at det også er tønner om bord (Foto hentet fra: Arison 2013).

2.4 Mulig dumping av skip med kjemisk ammunisjon utenfor Lista

Det har tidligere vært rykter som forteller at skip skal være senket i et område utenfor Lista med kjemisk ammunisjon om bord. Et av målene med denne litteraturundersøkelsen er å avkrefte eller bekrefte disse påstandene.

Under Potsdam-konferansen etter andre verdenskrig (sommeren 1945) ble seierherrene blant annet enige om hvordan tyske krigsskip skulle fordeles. Skipene ble delt inn i tre kategorier der *category A* var umiddelbart brukbare skip, *category B* var skip som kunne ferdiggjøres eller repareres innen 3-6 måneder (avhengig av type skip), mens *category C* var skip som krevde mer enn 3-6 måneder å fullføre eller reparere (avhengig av type skip) (National Archives 1947:FO 943/80; Kamp 2012). Klassifiseringen skulle avgjøres av en *Tripartite Naval Commission* som bestod av representanter for seierherrene USA, Storbritannia og Sovjetunionen. I sin rapport av 6. desember 1945 satte kommisjonen opp ei liste over *category C*-skip som ikke skulle fordeles mellom de tre partene, men taues ut og senkes i norske, danske, franske, portugisiske og rumenske farvann. Kommisjonen rapporterte at 24 skip ventet på destruksjon i norske farvann, fem i danske, fem i franske, to i portugisiske og to i rumenske farvann (National Archives 1947:FO 943/80). Det ble bestemt at uferdige skip og ubåter skulle destrueres innen 15. mai 1946, mens flytende fartøyer (ødelagte eller uferdige) skulle destrueres innen 15. august 1946. Skipene skulle senkes i farvann med vanddyp over 100 m. (National Archives 1945b:ADM 228/28). Et annet dokument fra samme tidsrom gir ei liste over de aktuelle *category C*-skipene som skulle destrueres (National Archives 1945a:ADM 228/28).

Royal Navy hadde to kommandoer i Nord-Tyskland; en i Wilhelmshaven og en i Kiel. Hver av disse kommandoene utførte sin del av dumping av *category C*-skipene. De som tilhørte kommandoen i Wilhelmshaven, ble senket utenfor Lista, mens de som ble slept ut fra Kiel, stort sett ble senket utenfor Måseskär i Sverige (Kamp 2014b). Denne dumpingen av *category C*-skip forgikk parallelt med senkingen av skip med kjemisk ammunisjon om bord og i mange tilfeller med de samme britiske fartøyer som eskorte (Kamp 2012). Forkortelsen CW (*Chemical Weapons*) er ofte benyttet for å beskrive ammunisjon med innhold av kjemiske stridsmidler. Det er derfor sannsynlig å tro at dette er årsaken til at *category C*-skip i noen kilder ble antatt å inneholde kjemisk ammunisjon. Det er også naturlig at mange, blant annet fiskere, trodde det dreide seg om kjemisk ammunisjon, spesielt siden bokstaven C ble benyttet for å kategorisere disse skipene. Dette var ikke tilfellet. Ett av *category C*-skipene var krysseren *Leipzig*, som i november 1945 lå i Wilhelmshaven i påvente av demolering. *Leipzig* ble senere tauet ut fra Wilhelmshaven og senket i området utenfor Lista den 11. juli 1946 (National Archives 1946a:ADM 228/28). Krysseren *Leipzig* er i følge Norges Sjøkartverk lokalisert i posisjon 57°52,011N 06°15,747Ø utenfor Lista (Norges Sjøkartverk 1987).

Ut fra de opplysningene som er gjengitt ovenfor, anses det som avkreftet at skipene i *category C* som ble senket blant annet utenfor Lista, inneholdt kjemisk ammunisjon.

Det er imidlertid beskrevet at i alle fall ett *category C*-skip ble senket i samme område som skip med innhold av kjemisk ammunisjon. Dette gjaldt tankeren *Heikendorf* som ble senket i posisjon 58°14' N 9°46' Ø den 15. august 1946. Grunnen til dette var sannsynligvis at taubåtene som slepte *Heikendorf*, fortsatte til Oslo, der de skulle slepe skipet *Swabenland* tomt til Kiel (National Archives 1946b:ADM 228/28). Det kan derfor ikke utelukkes at også andre *category C*-skip ble senket i det samme området. Dette kan være årsaken til at man ved tidligere søk har funnet flere skip enn man hadde regnet med å finne.

Det er kjent at de to skipene *Swabenland* og *T-63*, som opprinnelig var klassifisert som *category C*-skip, ble konvertert til skip som skulle frakte kjemisk ammunisjon (National Archives (1946c:ADM 228/28). Disse to skipene er inkludert i oversikten over skip med kjemisk ammunisjon om bord som er senket i Skagerrak (se kapittel 3.2).

2.5 Mulig dumping av skip med kjemisk ammunisjon utenfor Måseskär i Sverige

Som tidligere nevnt ble det også senket noen skip utenfor Måseskär i Sverige (se kapittel 2.2). Arison skriver at minst to av konvoiene som fraktet kjemisk ammunisjon fra britisk sone (konvoiene CW8 og CW10 med totalt tre skip), ble senket utenfor Måseskär i nærheten av Lysekil. I tillegg er posisjonene til skipene i konvoiene CW5 og CW9 (med totalt tre skip) ukjent (Arison 2013). Det kan derfor heller ikke utelukkes at disse også ble senket utenfor Måseskär.

I 1992 ga det svenske Sjöfartsverket ut en rapport om kartlegging av forekomsten av dumpede kjemiske stridsmidler på den svenske delen av kontinentalsokkelen (Sjöfartsverket 1992). De svenske myndighetene har i følge denne rapporten dokumentasjon på at ni skip skal være senket utenfor Måseskär (åtte mindre orlogsfartøy og ett middels stort lastefartøy). To av disse skal være

Monte Pascoal og *Schwabenland* (se Tabell 3.2). Ifølge Skjold (2009) skal også to andre torpedojagere være senket i samme område. Det er usikkert om disse to fartøyene ble senket med kjemisk ammunisjon om bord. I tillegg skal to handelsfartøy ha blitt senket i et ikke nøyaktig angitt område ”på høyde med Skagen”. Sveriges geologiske undersökning utførte et tokt 10-12 juni 1992 der det ble identifisert 19 objekter, hvorav 16 ble bedømt til å være vrak og vrakrester. Ett av vrakene ble identifisert som en tysk minesveiper (*M16*). Havdybden i dette området er ca 200 m. (Sveriges geologiske undersökning 1992). I undersøkelsene ble det ikke funnet visuelle tegn på kjemisk ammunisjon, men det ble imidlertid funnet svært små (parts per trillion) mengder sennepsgass i sedimentprøver tatt i området. Dette stemmer med opplysningene fra L Arison om at noen skip med kjemisk ammunisjon ble senket utenfor Måseskär (Arison 2013). De resterende skipsvrakene som ble lokalisert utenfor Måseskär, kan stamme fra *category C*-skip uten kjemisk ammunisjon om bord som også ble senket i det samme området (Jørgen Kamp 2014b og flere dokumenter fra National Archives 1945:ADM 228/28).

Det er også bekreftet av britiske myndigheter at kjemisk ammunisjon skal være dumpet i området utenfor Måseskär i posisjon 55°07'N 10°47'Ø (HELCOM CHEMU 2/2/5 1993; HELCOM CHEMU 1994). Forfatterne kjenner imidlertid ikke hvilke mengder og typer kjemiske stridsmidler som er dumpet der.

Det er i den senere tid gjort nye studier omkring dumping av kjemiske stridsmidler på grunt vann i Østersjøen (EU-prosjektene MERCW⁵ og CHEMSEA⁶). Disse undersøkelsene omfattet ikke dumping i Skagerrak og er derfor ikke omtalt nærmere her.

2.6 Sammenfatning av kapitlet

Skip med kjemisk ammunisjon om bord ble tauet ut fra tyske havner og senket i Skagerrak like etter andre verdenskrig. Skipene ble senket i Norskerenna utenfor Arendal og utenfor Måseskär i Sverige. Som et estimat antas det at mellom 41 000 og 48 000 tonn kjemiske stridsmidler (nettovekt) ble senket utenfor Arendal. I tillegg ble to skip i 1948 senket i Norskehavet på ca 1000 m dyp med kjemisk ammunisjon om bord. Videre er det opplysninger som tyder på at DDR skal ha dumpet nervestridsmiddelet tabun støpt inn i betong på 3100 m dyp i Norskehavet utenfor norsk territorium. Det kan anses som avkrefte at skipene som ble senket utenfor Lista, hadde kjemisk ammunisjon om bord.

Der er lite informasjon om hvilke typer ammunisjon som ble lastet om bord i de enkelte skipene. Dette gjør at det er stor usikkerhet knyttet til hvor store mengder av kjemiske stridsmidler og hvilke typer stridsmidler som finnes i det enkelte vrak.

⁵ Inforamasjon om MERCW kan finnes på internett <http://mercw.org/>.

⁶ Inforamasjon om CHEMSEA kan finnes på internett <http://www.chemsea.eu>.

3 Vurdering av størrelsen på området i Skagerrak der kjemisk ammunisjon kan være dumpet

Det er til nå utført fire undersøkelser av dumpfeltet for kjemiske stridsmidler utenfor Arendal i Skagerrak. Disse undersøkelsene ble gjennomført av FFI i 1989, av FFI på oppdrag fra daværende Statens forurensningstilsyn i 2002, på oppdrag fra Kystverket i 2015 samt et samarbeidsprosjekt mellom FFI og Kystverket i 2009 i forbindelse med uttesting av nye sensorer på HUGIN. Hensikten med undersøkelsene var å lokalisere vrakene som finnes i deler av dumpfeltet, foreta visuelle inspeksjoner av noen utvalgte vrak og analysere innhold av kjemiske stridsmidler og noen nedbrytningsprodukter i vann- og sedimentprøver fra området.

Det er ikke blitt gjort en fullstendig kartlegging av dumpfeltet og området rundt, for å lokalisere alle vrakene som finnes der. FFI gjennomfører dette i 2015-2016 på oppdrag fra Kystverket.

3.1 Tidligere undersøkelser i Skagerrak for å lokalisere vrak

I 1989, på oppdrag fra Forsvarsdepartementet, gjennomførte FFI et område på 16 km x 8 km sørøst for Arendal med en tauet sidesøkende sonar for å lokalisere vrakene som befant seg der. Dette området ble valgt fordi man på den tiden antok at vrakene lå innenfor et område på 14 km x 4 km, som var det området der norske myndigheter etter andre verdenskrig ga tillatelse til slik dumping. Under dette søket viste det seg at flere vrak lå utenfor det tillatte dumpeområdet. Vrak ble også observert helt i kanten av søkeområdet, noe som tydet på at man hadde kunnet finne flere vrak dersom man hadde utvidet området ytterligere. Det ble totalt funnet 15 mulig vrak innenfor søkeområdet (Tørnes m.fl. 1989).

I den andre delen av undersøkelsen i 1989 ble fem av de største vrakene undersøkt visuelt med en fjernstyrt undervannsfarkost (ROV) med påmonterte kamera. Ved hjelp av vannprøvetakere (Nansen-hentere) ble det også samlet inn vannprøver over og like ved de fem vrakene. Det ble observert både flybomber og granater i løpet av denne undersøkelsen. Noen av bombene var rustet hull i og innholdet så ut til å være borte (se Figur 3.1), mens andre så ut til å være intakte. Det var allerede i 1989 ulik korrosjonsgrad av ammunisjonen. Ett av vrakene ble identifisert som *Sesostris* ut fra navnet i baugen. Kjemisk analyse av vannprøvene med hensyn på kjemiske stridsmidler og noen av deres nedbrytningsprodukter ga negativt resultat med de analysemetodene som var tilgjengelig på den tiden (Tørnes m.fl. 1989).



Figur 3.1 Korrodert flybombe observert ved et av vrakene under undersøkelsen utført i 1989. Legg merke til at et krepsdyr har søkt ly inne i bomba (Foto hentet fra: Tørnes m.fl. 1989).

I 2002 fikk FFI i oppdrag av daværende Statens forurensningstilsyn (SFT) å gjennomføre en ny tilstandsundersøkelse og risikovurdering av vrakene som var dumpet i Skagerrak. Det ble ikke gjennomført søk etter flere vrak enn de som var funnet i 1989. Fire av de samme vrakene ble undersøkt visuelt med en ROV med påmontert kamera, og nye vannprøver ble tatt ved hjelp av Nansen-hentere montert på ROVen. I tillegg ble det denne gangen samlet inn sedimentprøver fra 33 ulike lokaliteter i nærheten av vrakene (mellom 10 og 30 m fra vrakene).

Generelt så vi ingen antydninger til at det marine livet rundt vrakene var påvirket, men biologiske analyser ble ikke gjort i 2002. Det ble observert torsk, sei, lange, krøkle og rokke i dumpeområdet og store mengder av ulike krepsdyr. Vrakene ble trolig brukt som gjemmested for ulike typer havdyr. Det ble også observert flere fiskegarn eller rester av fiskeredskaper som hang fast i vrakene, noe som tyder på at det har vært fisket i nærheten (Tørnes m.fl. 2002).

To målebøyer som skulle registrere strømningshastighet og temperatur ble satt ut nær bunnen i nærheten av vrakene. På grunn av tekniske problemer måtte målebøyene tas inn etter kun 24 timer. I løpet av den tiden ble det målt en gjennomsnittlig strømningshastighet på 2,0 m/s og 2,5 m/s ved de to bøyene. Sjøtemperaturen ble målt til 6,2 °C ved begge målestasjonene.

Vann- og sedimentprøvene ble analysert ved FFI med hensyn på kjemiske stridsmidler og noen nedbrytningsprodukter. Det ble ikke identifisert slike forbindelser i vannprøvene. Dette tyder på at stridsmidler som løses i vann, raskt vil fortynnes til konsentrasjoner som ikke lar seg detektere, og transporteres bort fra vrakene. Det ble imidlertid funnet 10 ulike kjemiske stridsmidler og nedbrytningsprodukter i sedimentprøvene. Dette inkluderer sennepsgass, som ble funnet i en sedimentprøve tatt like ved en gjennomrustet flybombe (Figur 3.2), og arsenholdige kjemiske

stridsmidler, som ble funnet i de fleste av sedimentprøvene som ble tatt ved tre av vrakene. Det ble ikke funnet kjemiske stridsmidler eller relaterte produkter ved det fjerde vraket⁷. Det ble imidlertid her funnet artillerigranater utenfor vraket (Figur 3.3). Artillerigranater hadde generelt tykkere skall enn flybomber og det vil derfor ta lengre tid før disse ruster hull i. Dette kan være grunnen til at det ikke ble indentifisert noen kjemiske stridsmidler eller nedbrytningsprodukter i sedimentprøvene fra dette vraket.



Figur 3.2 Sedimentprøver samles inn like ved en gjennomrustet flybombe ved siden av et vrakene undersøkt i 2002. Sennepsgass ble indentifisert i en av disse sedimentprøvene (Foto hentet fra: Tørnes m.fl. 2006).



Figur 3.3 Artillerigranater observert utenfor vraket av «Sesostris» (Foto: FFI 2002).

⁷ Dette vraket ble i 1989 indentifisert som *Sesostris* (Tørnes m.fl. 1989).

Klima- og Forurensningsdirektoratet (KLIF) har utgitt en klassifisering av sjøsedimenter der innhold av arsen i klasse 1 (dvs. bakgrunnsnivå) er under 15 mg/kg tørrstoff (TS), klasse 2 (dvs. maksimum årlig gjennomsnitt) er opp til 47 mg/kg TS, klasse 3 (dvs. maksimum konsentrasjon) er 71 mg/kg TS, mens over 71 mg/kg TS (klasse 4) er basert på akutt toksisitet uten sikkerhetsfaktor (KLIF 2012).

Det ble funnet 39 sedimentprøver med konsentrasjoner av arsen i klasse 2, 25 prøver med konsentrasjoner i klasse 3, mens 4 prøver hadde konsentrasjoner i klasse 4 (Tørnes m.fl. 2002). Ingen prøver, heller ikke referanseprøvene, hadde arsenkonsentrasjoner under 15 mg/kg TS, det vil si på bakgrunnsnivå. Dette tyder på at sedimentene i dumpeområdet i Skagerrak generelt er noe forurenset med arsen uten at dette er relatert til de dumpede kjemiske stridsmidlene. Arseninnholdet nær noen av vrakene er sterkt forhøyet (maksimal målt verdi: 480 mg/kg), noe som sannsynligvis skyldes arsenholdige kjemiske stridsmidler fra dumpet ammunisjon.

I 2009 gjennomførte FFI nye undersøkelser både innenfor og utenfor det erklærte dumpefeltet ved hjelp av FFIs autonome undervannsfarkost HUGIN (Lågstad 2009). Dette ble utført som et samarbeidsprosjekt mellom FFI og Kystverket i 2009 i forbindelse med uttesting av nye sensorer på HUGIN. Området som ble kartlagt, representerte under en tredjedel av det totale arealet til det erklærte dumpefeltet. Totalt ble det funnet tjue vrak i det kartlagte området. Av disse ble fjorten vrak funnet innenfor det erklærte dumpefeltet, mens seks skipsvrak ble funnet utenfor dette dumpefeltet. Imidlertid var det ikke en del av toktet å gjøre en positiv identifisering av vrakene eller vurdere hvilken skipslast vrakene hadde. Vi vet derfor ikke hvilke av disse skipene som har kjemisk ammunisjon om bord.

Som en oppfølging til disse undersøkelsene gjennomfører FFI på oppdrag fra Kystverket i 2015 og 2016 to kartleggingstokt i dumpefeltet og området rundt. Det første toktet ble gjennomført i april 2015 og resulterte i lokalisering av 36 vrak. Analysen av disse funnene er, når denne rapporten skrives, ikke ferdig – men det er viktig å understreke at ikke alle de vrakene man har lokalisert har tilknytning til den dumpingene denne rapporten omhandler. Etter toktet i 2016 vil det bli gitt ut en rapport som gjennomgår de funnene man har gjort i begge toktene og gir anbefalinger for videre tiltak.

3.2 Estimerte vrakposisjoner

Norske myndigheter ga etter andre verdenskrig tillatelse til senking av skip med kjemiske stridsmidler om bord i et område på 14 km x 4 km sørøst for Arendal avgrenset av posisjonene (Utenriksdepartementet 1945):

- A. 58°14' N 09°27' Ø
- B. 58°16' N 09°27' Ø
- C. 58°19' N 09°40' Ø
- D. 58°17' N 09°40' Ø

Dette er et område i den dypeste delen av Skagerrak med havdyp ned mot 700 m. Det har vært stor usikkerhet når det gjelder hvilke skip som ble senket i den norske delen av Skagerrak. Årsaken til dette kan være det kaoset som hersket like etter krigen, og også at en del dokumenter har vært holdt hemmelig. Den mest oppdaterte oversikten over hvilke skip som ble senket med kjemisk ammunisjon om bord, er gitt av Arison (2013) der han har listet 38 skip som kan være senket i Skagerrak mellom 1945 og 1947. Denne listen er sammenstilt i Tabell 3.1 nedenfor. Heller ikke her er posisjonen til alle skipene kjent.

Noen posisjoner er oppgitt med liten nøyaktighet og man må dessuten regne med at disse posisjonene ikke nødvendigvis stemmer med de faktiske vrakposisjonene. Et eksempel på dette er at fartøyet *Sesostris* ble rapportert senket i posisjon 58°15'N 09°30'Ø (Arison 2013), mens FFI under toktet i 2002 lokaliserte *Sesostris* i posisjon 58°18.53'N 9°41.02'Ø (WGS 84) (Tørnes m.fl. 2002)⁸. Avstanden mellom disse posisjonene er 12,6 km. Under kartleggingen i 2009 ble det lokalisert 20 vrak innenfor en avgrenset del av det totale området der dumpingen foregikk, noe som kan indikere at det totale antallet vrak kan være større enn man til nå har kjent til. Det er derfor knyttet stor usikkerhet til hvor mange skipsvrak som befinner seg i den aktuelle delen av Skagerrak og hvor stort dumpefeltet faktisk er.

Det er dermed et stort behov for å kartlegge posisjonene til skipsvrakene som befinner seg i den norske delen av Skagerrak, og om mulig si noe om hvilken type fartøy det dreier seg om. Vi antar at en slik klassifisering vil være mulig dersom man tar hensyn til både type fartøy og antatt størrelse. Erling Skjold (2009) har laget en Excel-database med opplysninger om 51 skip som skal være senket i Skagerrak etter andre verdenskrig. Denne databasen inneholder tekniske data og silhuetter av skipene som kan være til hjelp i identifikasjon etter HUGIN-kartleggingen.

Det vil sannsynligvis ikke være mulig å skille mellom vrak som inneholder kjemisk ammunisjon og skip med konvensjonell ammunisjon under undersøkelsen som gjennomføres i 2015-2016.

⁸ Vraket av *Sesostris* ble identifisert i denne posisjonen under undersøkelsen i 1989 (Tørnes m.fl. 1989).

Skipsnavn	Type	Tonnasje ¹⁾	Vekt ²⁾	Senket dato	Nordlig bredde	Østlig lengde	Konvoi
Duborg	Last	3500	2675 brt	04.10.1945	58°14.5'	09°31'	CW1
Louise Schröder	Last	1800	1327 brt	04.10.1945	58°15'	09°27'	CW1
Patagonia	Last	8000	5898 brt	04.10.1945	58°15'	09°35'	CW1
Pillau	Last	1800	1308 brt	04.10.1945	58°15' est.	09°30' est.	CW1
Triton	Last	2000	1620 brt	04.10.1945	58°15' est.	09°30' est.	CW1
Balkan	Last	3500	2209 brt	17.10.1945	58°16'	09°26'	CW2
Drau	Last	8000	5142 brt	17.10.1945	58°16' est.	09°26' est.	CW2
Edith Howald	Last	3000	2067 brt	17.10.1945	58°15'	09°30'	CW2
Emmy Friedrich	Last	8000	5066 brt	17.10.1945	58°14'	09°27'	CW2
Oderstrom	Last	2465	1511 brt	17.10.1945	58°16' est.	09°26' est.	CW2
Olga Siemens	Last	5000	3347 brt	17.10.1945	58°16' est.	09°26' est.	CW2
Trude Schünemann	Last	1500	1260 brt	17.10.1945	58°16' est.	09°26' est.	CW2
Jantje Fritzen	Last	6600	6582 brt	17.11.1945	58°15'	09°30'	CW3
Sesostris	Last	2000	2013 brt	17.11.1945	58°18.315'	09°41.057'	CW3
Tagila	Last	2600	2682 brt	17.11.1945	58°15'	09°30'	CW3
Taurus	Last	1000	1158 brt	17.11.1945	58°16.009'	09°31.152'	CW3
Theda Fritzen	Last	2466	2882 brt	17.11.1945	58°18'	09°55'	CW3
Falkenfels	Last	10000	6318 brt	16.03.1946	58°14' est.	09°24' est.	CW4
Fechenheim	Last	8036	8116 brt	16.03.1946	58°14' est.	09°24' est.	CW4
Hugo Oldendorf	Last	8037	1876 brt	16.03.1946	58°14' est.	09°24' est.	CW4
Karl Leonhardt	Last	8000	6042 brt	16.03.1946	58°14'	09°24'	CW4
Sperrbrecher	Minesv.	1511	Ukjent	01.07.1946	58°14.00'	09°15.00'	DJL1 ³⁾
T-65	T.J.	1709	2566 dep	01.07.1946	58°17.15'	09°37.02'	DJL1 ³⁾
U-J 305	U.J.	752	110 dep	02.07.1946	58°16.07'	09°29.00'	DJL1
Freiburg	Last	6500	5165 brt	13.07.1946	Ukjent	Ukjent	CW5
Gertrud Fritzen	Last	4500	2999 brt	13.07.1946	Ukjent	Ukjent	CW5
Alcoa Banner	Last	3097	5035 brt	14.07.1946	58°18.12'	09°36.08'	DJL2
James Otis	Liberty	4091	7176 brt	30.08.1946	58°16.00'	09°32.00'	DJL3
Deutschland	Ukjent	1061	Ukjent	08.09.1946	58°17'	09°36'	CW6
Rhön	Last	1061	1778	08.09.1946	58°17'	09°36.75'	CW6
Eider (Sperrbrecher 36)	Minesv.	5000	3288 brt	12.10.1946	58°17'	09°38'	CW7
Empire Severn	Last	4700	6681 brt	12.10.1946	58°18.50'	09°37'	CW7
Ludwigshaven	Last	1721	1923 brt	12.10.1946	58°17'	09°38'	CW7
Dessau	Last	6000	5933 brt	17.05.1947	Ukjent	Ukjent	CW9
James Sewell	Liberty	4480	Ukjent	06.06.1947	58°15.03'	09°30.10'	DJL4
James Harrod	Liberty	3360	7176 brt	20.06.1947	58°16.00'	09°33.00'	DJL5
George Hawley	Liberty	1120	7176 brt	30.06.1947	58°18.08'	09°38.00'	DJL6
Nesbitt/Nesmith ⁴⁾	Liberty?	6720	7176 brt?	18.07.1947	58°15.00'	09°30.00'	DJL7

Tabell 3.1 Oversikt over hvilke skip som ble senket i Skagerrak etter andre verdenskrig under de britiske operasjonene «Chemical Weapons Convoy» nr 1-9 (CW1-CW9) og de amerikanske operasjonene «Davey Jones Locker» nr 1-7 (DJL1-DJL7)(Arison 2013) Noter til tabellen er forklart på neste side.

Forklaring av noter til Tabell 3.1.:

- 1) Mengde lastet ammunisjon i US Short tonnes, der ett US short tonn tilsvarer 0,907 tonn
 2) Skipsstørrelse oppgitt i brutto registertonn (brt) eller deplacement (dep) (Skjold 2009)
 3) Lasten er oppgitt å inneholde nervestridsmiddelet tabun, samt sennepsgass, fosgen og kloracetofenon
 4) Nesbitt (Arison 2013) kan være samme skipet som Skjold (2009) oppgir som Nesmith
 Est. Estimert posisjon
 T.J. Torpedojager
 U.J. Ubåtjager, dvs en liten fiskekutter

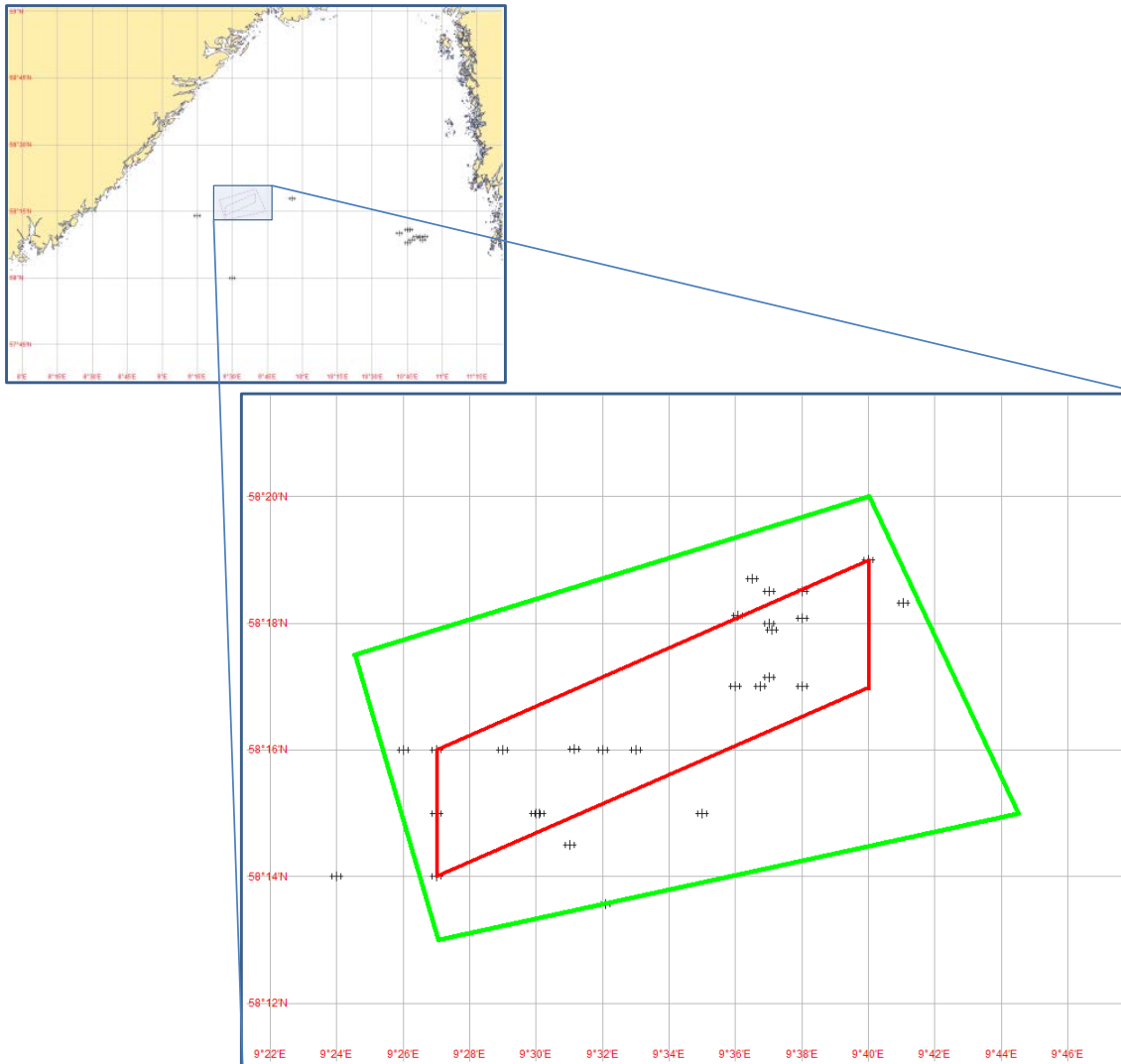
I tillegg til vrakene som er dumpet i Skagerrak, har Arison (2013) listet opp noen skip som skal være senket ved Måseskär utenfor Svenskekysten og i Norskehavet. Disse er gjengitt i Tabell 3.2. Ett vrak, torpedojageren *T-63*, er dessuten oppført med ukjent posisjon. Dette skipet ble tauet i samme konvoi som *Monte Pascoal* (den britiske konvoien CW8). Det er derfor rimelig å anta at de ble senket i samme område.

Skipsnavn	Type	Tonnasje ^{*)}	Senket dato	Nordlig bredde	Østlig lengde	Område	Konvoi
Monte Pascoal	Ukjent	6000	21.12.1946	58°10.31'	10°46.13'	Måseskär	CW8
T-63	T.J.	6000	21.12.1946	Ukjent	Ukjent	Ukjent	CW8
Schwabenland	Ukjent	6000	06.06.1947	58°10.22'	10°45.24'	Måseskär	CW10
Philip Heiniken	Ukjent	2240	24.07.1948	62°57.00'	01°32.00'	Norskehavet	DJL8
Marcy	Liberty	2800	24.08.1948	62°59.00'	01°23.00'	Norskehavet	DJL9

Tabell 3.2 Oversikt over hvilke skip som ble senket i Kattegat og Norskehavet etter andre verdenskrig under de britiske operasjonene «Chemical Weapons Convoy» nr 8 og 10 (CW8 og CW10) og de amerikanske operasjonene «Davey Jones Locker» nr 8 og 9 (DJL8-DJL9)(Arison 2013)

- *) Mengde lastet ammunisjon i US Short tonnes, der ett US short tonn tilsvarer 0,907 tonn
 T.J. Torpedojager

I Figur 3.4 er det vist hvor vrakene rapportert av Skjold (2009) og Arison (2013) er lokalisert sammen med grensene for det tillatte dumptområdet i 1945 (Utenriksdepartementet, 1945) og fareområdet etter utvidelsen i 2004.



Figur 3.4 Posisjoner for senkede skip i Skagerrak beskrevet av Arison (2013) og Skjold (2009) sammen med grensene for det tillatte dumpeområdet i 1945 (rødt) og fareområdet etter utvidelsen i 2004 (grønt).

3.3 Usikkerheter i dataene

Det er mange kilder til usikkerhet i posisjonsdataene som er oppgitt i litteraturen. Posisjonene som oppgis er naturlig nok basert på overflateposisjonene til fartøyene i det de ble senket, noe som sjeldent sammenfaller med den endelige posisjonen på vrakene på havbunnen. Man har heller ikke oppgitt hvilket datum man benytter. Den største feilkilden er dog det faktum at man hadde begrensede muligheter for nøyaktig navigering i åpent hav i denne perioden. Når man sammenligner de oppgitte posisjoner med hvor vrak faktisk er lokalisert, ser man at det er store feilkilder, betydelig større enn man kunne forvente ut i fra kjente feilkilder. Det kan derfor virke som om man ikke anså det som spesielt viktig, eller ønskelig, å notere korrekt posisjon.

4 Varighet av kjemisk ammunisjon i sjøvann

Dette kapittelet beskriver hvor fort ammunisjonen korroderer på havbunnen og hvordan de kjemiske stridsmidlene oppfører seg når de lekker ut til vann fra den korroderte ammunisjonen. Dette vil blant annet avhenge av strømningsforholdene nær bunnen i Skagerrak og av hvor stor sedimentasjonshastigheten er i området. Hastigheten de kjemiske stridsmidlene brytes ned med i sjøvann, samt noen fysikalsk-kjemiske parametere for både kjemiske stridsmidler og noen nedbrytningsprodukter, er gitt i Vedlegg A.

4.1 Korrosjonshastighet i Skagerrak

De kjemiske stridsmidlene ligger i utgangspunktet beskyttet inne i ammunisjonen, men vil kunne lekke ut hvis det går hull på beholderen. Det er store forskjeller i veggtykkelse på ammunisjonen og beholderne som ble dumpet i Skagerrak. Det ble gjort visuelle observasjoner av dumpet ammunisjon under toktene i 1989 og i 2002 (Tørnes m.fl. 1989 og 2002). I 1989 ble det observert flere bomber som det var rustet hull i, mens andre var intakte. I 2002 ble det også observert intakte granater uten synlige hull. Dette viser at det er store forskjeller når det gjelder hvor lang tid det tar før ammunisjonen rustet og innholdet lekker ut. Dette samsvarer med observasjoner fra undersøkelser gjennomført i perioden 2007-2010 av ammunisjon dumpet på 450-650 m dyp utenfor Hawaii i 1944 (Edwards m.fl. 2012). Her fant man store forskjeller i grad av korrosjon, fra helt intakte granater til nesten helt opprustedde granater, i samme type ammunisjon observert i samme område.

En vurdering av korrosjonshastigheten til ammunisjonen er vanskelig siden den avhenger av kvaliteten på metallet i ammunisjonen, hvor tykt metallet er og de fysikalske betingelsene i området (temperatur, saltholdighet, pH og så videre). Korrosjonshastigheten er også avhengig av om edlere metaller ligger i kontakt med ammunisjonen (kontaktkorrosjon). Det er også kjent at metallet i ammunisjonen som ble produsert i Tyskland mot slutten av krigen, var av lav og varierende kvalitet.

Ved starten av korrosjonsprosessen av stål vil det begynne å danne seg et rustbelegg på overflaten. Den initiale korrosjonshastigheten vil være rask, men etter få år vil den avta og stabilisere seg på et relativt konstant nivå (Russel m.fl. 2006). Årsaken til dette er at transport av oksygen til korrosjonen og transport av jernioner ut fra overflaten etter hvert blir hindret av rustlaget som danner seg (Russel m.fl. 2006).

Havforskningsinstituttet foretar jevnlig målinger av vannparametere fra flere stasjoner i Skagerrak langs et snitt fra Torungen ved Arendal i retning Hirtshals i Danmark. I dette snittet er det målt et oksygeninnhold på 5-7 ml/l i vannet på 600 m dyp (Havforskningsinstituttet 2014). Dette er ikke mye forskjellig fra det som er rapportert i grunnere havområder, blant annet på 30 m dyp utenfor Danmark (Wenzer 2012). Observasjoner gjort under FFI-undersøkelsen i 2002 viste også at dumpfeltet ikke var oksygenfattig (Tørnes m.fl. 2002). Dette betyr at korrosjonshastigheten er mer kompleks enn i oksygenfattige områder. Under slike forhold vil oksygeninnhold, saltholdighet, temperatur, pH, type sediment og mikrobakteriell vekst påvirke

korrosjonshastigheten (Sjøfartsverket 2011). Sveiseskjøter og lignende er den svake delen i en stålkonstruksjon, og vil derfor bryte sammen før selve stålplatene ruster hull i.

Det er foretatt noen undersøkelser av korrosjonshastigheter på vrak etter skip senket i og utenfor Pearl Harbour i USA under andre verdenskrig. Krigsskipet *USS Arizona* ligger på grunt vann (1,5-10,4 m dyp) inne i Pearl Harbour og kan derfor ikke sammenlignes med skipsvrakene i Skagerrak. Korrosjonshastigheten på *USS Arizona* ble av Russel m.fl. (2006) angitt til å ligge mellom 0,0699 mm/år (1,5 m dyp) til 0,0318 mm/år (10,4 m dyp). Et skipsvrak som ligger på en mer sammenlignbar dybde, er den japanske *Midget*-ubåten som ble senket på 406,7 m dyp 4,83 km utenfor Pearl Harbour. Ved å benytte en metode der man måler Corrosion Equivalent Corrosion Rate, ble korrosjonshastigheten her beregnet til 0,014 mm/år. Denne hastigheten vil være avhengig av blant annet oksygeninnhold, temperatur, saltholdighet og pH i vannet. Området der *Midget*-ubåten ligger har vanntemperatur på 8,8 °C, salinitet 34,1 og oksygeninnhold 4,42 mg/l (Wilson m.fl. 2007).

Det svenske Sjøfartsverket har anslått korrosjonshastigheten til stål i sjøvann til å være om lag 0,1 mm/år (Sjøfartsverket 2011). Korrosjonshastigheten for stål som er helt dekket av bunnsediment, kan i følge Sjøfartsverket være så lav som 0,01 mm pr år under oksygenfattige forhold uten bakteriell aktivitet. På dype, kalde havbunner er det kun oksygeninnholdet som bestemmer korrosjonshastigheten. Vanntrykket og pH har ingen innvirkning så lenge pH ligger mellom 4 og 10. En kombinasjon av anaerobe forhold og sulfatreduserende bakterier kan i ekstreme tilfeller gi en korrosjonshastighet på 0,3-0,8 mm/år (Sjøfartsverket 2011). Avhengig av forholdene der ammunisjonen ligger er det beregnet en korrosjonsrate av stål i saltvann på ca 0,05-0,575 mm årlig (Sanderson m.fl. 2008; HELCOM CHEMU 1993). Sanderson m.fl. (2008) antar at fullstendig utlekking av kjemiske stridsmidler fra ammunisjonen vil skje når ca 50 % av metalloverflaten er nedbrutt. Avhengig av type ammunisjon og bunnforholdene⁹ der ammunisjonen er dumpet vil dette kunne skje ca 25-265 år etter dumping (Sanderson m.fl. 2008).

4.2 Strømningsforhold og sedimentasjonshastigheter i Skagerrakbassenget

Hva som skjer med de kjemiske stridsmidlene etter at de har lekket ut fra ammunisjonen, er blant annet avhengig av strømningsforhold og sedimentasjonshastigheten i Skagerrakbassenget.

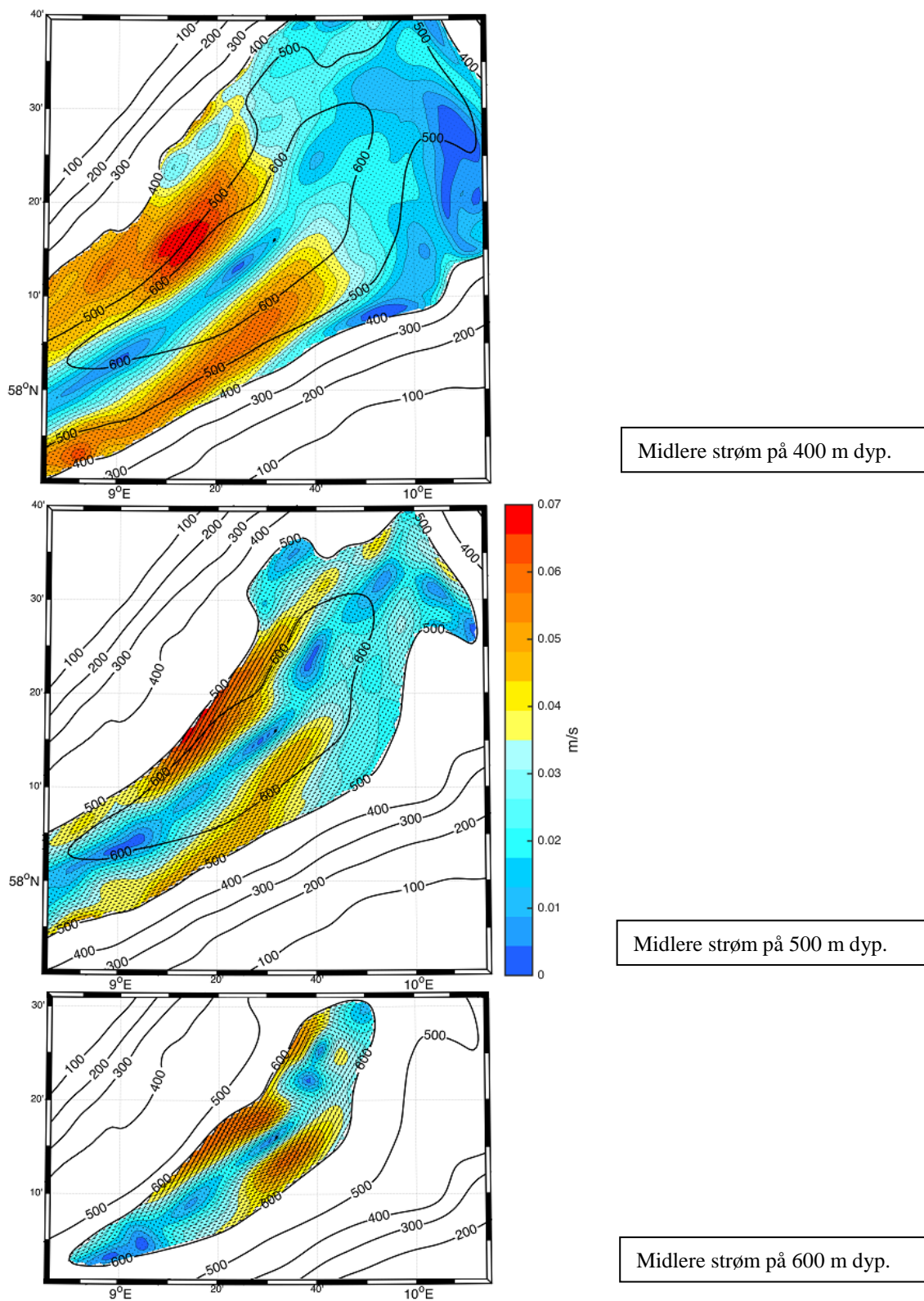
Havforskningsinstituttet har foretatt strømmmodellering i det dypeste området i Skagerrak. Figur 4.1 viser det horisontale strømmønsteret på ulike dyp i Skagerrak (området der dumping har foregått).

De horisontale strømningshastighetene fra modellene i Figur 4.1 er generelt lave, men varierer fra 0 m/s til 0,07 m/s. Det er sannsynlig å anta at områder med størst horisontal strømningshastighet vil ha lavest sedimentasjonsrate. Sedimentasjonshastigheten i Skagerrakbassenget er anslått til 1,5-4,5 mm/år, men det kan være forholdvis store variasjoner i denne hastigheten (NGU 1997).

⁹ Informasjon om bunnforholdene i Skagerrak kan finnes på MAREANO-programmets nettsider (www.mareano.no).

Noen områder er beskrevet som erosjonsområder, det vil si områder der det ikke er netto tilføring av sedimenter. Dette er de samme områdene som har størst horisontal strømningshastighet i Figur 4.1. Sediment-typen i området er i den samme rapporten beskrevet som siltig leire (NGU 1997).

Vannet i Skagerrakbassenget blir av og til (1-3 års intervaller) skiftet ut, som regel av Atlanterhavsvann langs Norskerenna (Albretsen 2015a) Denne utskiftningen skjer sannsynligvis i løpet av noen dager (Albretsen 2015b). Resultatene fra modelleringene i Figur 4.1 viser at det heller ikke er stillstand i vannmassene mellom disse utskiftningene. Det er små forskjeller i tettheten i vannet (det vil si i saltholdighet og temperatur) i det dypeste bassenget (300-400 m dyp), men forskjellene er likevel store nok til at vannmassene i dypet er mye mer i ro enn vannet høyere oppe, med unntak av periodene med utskiftninger. (Albretsen 2015a). Dette betyr at den vertikale miksing av eventuelle utslipp av vannløselige kjemiske stridsmidler eller deres nedbrytningsprodukter er liten.



Figur 4.1 Modellert midlere strøm hentet ut fra en ettårs-simulering med 800m-modell for hele Sør-Norge inkludert Skagerrak og østlige Nordsjøen. Fargene viser midlere strømstyrke (Havforskningsinstituttet 2014).

4.3 Sammenfatning av kapittelet

Det er ikke kjent hvor raskt vrakene som er senket i Skagerrak utenfor Arendal korroderer. Ut fra litteraturen referert til ovenfor kan forholdene i området best sammenlignes med forholdene på 400 m dyp utenfor Hawaii, der korrosjonshastigheten på den japanske *Midget*-ubåten er estimert til 0,014 mm/år. Det er imidlertid viktig å huske på at denne korrosjonshastigheten er beregnet for hele stålplater. Skjøter og andre ujevnheter i metallet vil ha andre korrosjonshastigheter og dette kan medføre at man ikke direkte kan benytte denne hastigheten til å avgjøre når vrakene kollapser. Det er også gjort observasjoner av dumpet ammunisjon utenfor Hawaii. Man har her observert store forskjeller i grad av korrosjon innenfor samme område. Det er derfor meget vanskelig å estimere hvor lang tid det tar før ammunisjonen korroderer så mye at innholdet lekker ut.

Strømningshastigheten i de dype områdene (dypere enn 300-400 m) i Skagerrak er lav og det er antatt at den vertikale miksing av vannmassene er liten. Dette betyr at de kjemiske stridsmidlene som lekker ut av ammunisjonen i stor grad vil bli værende nær bunnen. Vannet i Skagerrakbassenget blir av og til skiftet ut (1-3 års intervaller). I disse periodene vil miksing av vannmassene være større.

5 Effekter av kjemiske stridsmidler på marine organismer

Dette kapittelet gir en oversikt over hvilke effekter kjemiske stridsmidler har på marine organismer, og inkluderer både laboratoriestudier og feltstudier. I tillegg er det referert til studier gjort på ferskvannsorganismer. De fleste feltstudier er gjort på relativt grunt vann (< 100 meters dyp) i Østersjøen og på sørøstkysten av Italia. Vi har ikke funnet åpent tilgjengelige økotoksikologiske studier på effekter av kjemiske stridsmidler dumpet på dypt vann (> 100 meters dyp). Det er likevel grunn til å tro at studier som er gjort på grunt vann, er relevante også på dypt vann.

5.1 Ulike kjemiske stridsmidler og hvordan de oppfører seg i det marine miljø

Hvordan kjemiske stridsmidler oppfører seg i det marine miljø avhenger av deres fysisk-kjemiske egenskaper, samt miljøfaktorer som pH, temperatur og saltholdighet. I kontakt med vann vil de fleste kjemiske stridsmidlene gradvis gå i oppløsning og deretter ganske raskt brytes ned ved hydrolyse og oksidasjon (Munro m.fl. 1999). Denne nedbrytningen varierer med type stridsmiddel fra noen timer til flere dager (se Vedlegg A). Lav vannløselighet, lav temperatur og høyt saltinnhold i vannet vil redusere nedbrytningshastigheten til mange av de kjemiske stridsmidlene. Flere av stridsmidlene, for eksempel sennepsgass og noen arsenholdige stridsmidler, vil derfor ofte bli liggende på havbunnen i form av klumper (Missiaen m.fl. 2010; Szarejko and Namiesnik 2009). I Østersjøen er det rapportert om slike klumper som har blitt fanget i fiskegarn, eller som har skylt i land og utgjort en forgiftningstrussel for de som har kommet i kontakt med dem (for eksempel Szarejko og Namiesnik 2009). Det er ikke rapportert tilsvarende hendelser i Skagerrak. Vannlevende organismer som har sitt leveområde i nærheten av den dumpede ammunisjonen, kan også komme i direkte kontakt med klumper og rester av

kjemiske stridsmidler. Den andelen av kjemiske stridsmidler som løses i vann, vil imidlertid raskt brytes ned. Mange studier har derfor vist at spredningspotensialet til de kjemiske stridsmidlene til omkringliggende områder er lite. Andre studier har også vist at nedbrytningsproduktene som oftest er mindre giftige og har et lavere bioakkumuleringspotensial i næringskjeden på grunn av høyere vannløselighet (Munro m.fl. 1999).

Det har vært utført undersøkelser av sedimenter i nærheten av dumpeplasser for kjemiske stridsmidler i Østersjøen, i Adriaterhavet sørøst i Italia og i Skagerrak. Hvor mye av de kjemiske stridsmidlene man finner i sedimentprøvene avhenger av avstanden til kilden (Missianen m.fl. 2010; Sanderson m.fl. 2010; 2012; 2014; Alcaro m.fl. 2012). Som oftest finner man nedbrytningsprodukter av sennepsgasser og arsenholdige stoffer som clark, adamsitt og arsenolje (Missianen m.fl. 2010; Sanderson m.fl. 2010; 2012; 2014). I studien utført av Tørnes m.fl. (2002) fant man, i tillegg til nedbrytningsprodukter, rester av clark I, arsen¹⁰, sennepsgass og kloroacetafon i sedimentprøver tatt innenfor en 20-metersradius fra vrakene med dumpet ammunisjon. De kjemiske stridsmidlene og deres nedbrytningsprodukter er ikke homogent spredt rundt vrakene, men de fleste avsetningene skjer sannsynligvis innenfor en radius av ca 100 meter fra kilden (Missianen m.fl. 2010). Det er ikke funnet kjemiske stridsmidler eller nedbrytningsprodukter i vannprøver tatt nær havbunnen ved dumpeplasser. Det er imidlertid funnet rester av nedbrytningsprodukter av arsenholdige stridsmidler i porevann fra sedimentprøver (Sanderson m.fl. 2010). Disse studiene tyder på at stridsmidlene som løses ut fra ammunisjonsrestene til de omkringliggende vannmassene, raskt brytes ned til mindre giftige forbindelser eller fortynnes til ufarlige konsentrasjoner.

5.2 Effekter av kjemiske stridsmidler på vannlevende organismer

Det er gjennomført få studier av kjemiske stridsmidler på fisk eller andre vannlevende organismer. De tilgjengelige rapportene har antydnet at morsubstansene er mer giftige enn nedbrytningsproduktene, og at nedbrytningsproduktene er lite persistente og har et lavt bioakkumuleringspotensial i organismer. De arsenholdige stridsmidlene kan være spesielt interessante i et økotoksikologisk perspektiv ettersom arsenet i kjemikaliet kan utgjøre en permanent belastning for miljøet, selv etter at stridsmidlene er brutt ned. Det er også arsenholdige forbindelser man oftest finner rester av i sedimentprøver nær dumpeplassene.

5.2.1 Laboratoriestudier av hudstridsmidler på vannlevende organismer

Det har vært gjennomført få studier av sennepsgasser på vannlevende organismer. Sekundære kilder har rapportert at sennepsgass og nitrogensennepsgasser virker akutt giftig på alger, krepsdyr og fisk i et konsentrasjonsområde på 1-10 mg/l (Opresko m.fl. 1998; Munro m.fl. 1999; Szarejko og Namiesnik 2009). I en oversiktsartikkel av Opresko m.fl. (1998) refereres det til et arbeid som viser at nitrogensennepsgasser er mindre giftig for fisk, planteplankton og vannplanter enn sennepsgass. Her vises det til en studie på en malleart der det ble beregnet en terskelverdi for dødelig dose etter 30 dagers eksponering på 25, 10 og 8 mg/l for henholdsvis

¹⁰ Arsen finnes i form av ulike organiske arsenforbindelser (på engelsk: arsenic compounds). Dette må ikke forveksles med arsenikk (også kjent som arsenetrioksid, As₂O₃).

nitrogensenepsgassene HN-1, HN-2 og HN-3. I en studie av Waleij m.fl. (2002) observerte man ingen effekter på krepsdyret *Daphnia magna* i en konsentrasjon på inntil 0,5 mg/l sennepegass. I en studie av Della Torre m.fl. (2013) ble ål eksponert subkutant (under huden) for sennepegass i konsentrasjoner fra 0,015 mg/kg til 1,5 mg/kg. Etter 48 timer ble det observert økt metabolsk aktivitet i leverceller fra noen av eksponeringsgruppene og lokal sårdannelse på huden i området der sennepegassen ble injisert. Lan m.fl. (2005) eksponerte to krepsdyrarter (*Daphnia magna* og *Ceriodaphnia dubia*) og en karpefisk (*Pimephales promelas*) for nitrogensenepsgass (HN-2) i ferskvann og fant LC50-verdier (konsentrasjonen som inducerer 50 % død) på henholdsvis 1,12, 2,52 og 98,9 mg/l. I den samme studien ble også reproduksjonen til krepsdyrarten *Ceriodaphnia dubia* undersøkt etter kronisk eksponering i 7 dager, og det ble beregnet en laveste effekt-konsentrasjon (LOEC) på 7,8 µg/l nitrogensenepsgass (HN-2). Det er identifisert en rekke nedbrytningsprodukter av sennepegass og nitrogensenepsgasser. Man antar at disse er mindre giftige (Munro m.fl. 1999), men det er få studier som kan bekrefte disse antagelsene. I Munro m.fl. (1999) refereres det til en studie der ferskvannsfisken solabbor ble eksponert for 1g/l av sennepegassmetabolitten TDG (tiodiglycol) i 42 dager uten at det ble registrert noen effekter. Bizzigotti m.fl. (2009) gir en oppsummering av upubliserte studier av TDG som viser at stoffet har en veldig lav giftighet mot vannlevende organismer. Det er også vist at toksisiteten av nitrogensenepsgassene HN-2 og HN-3 avtar raskt med tiden når den er løst i vann, sannsynligvis på grunn av nedbryting til mindre giftige produkter (Lan m.fl. 2005; Munro m.fl. 1999). Nedbrytningsproduktene av sennepegasser og nitrogensenepsgasser har en ganske høy vannløselighet, noe som gir dem et lavt bioakkumuleringspotensial (Munro m.fl. 1999).

5.2.2 Laboratoriestudier av arsenholdige stridsmidler på vannlevende organismer

De arsenholdige stridsmidlene som ble dumpet i Skagerrak etter andre verdenskrig, er rapportert å være arsenolje, difenylklorarsin (clark I), difenylcyanoarsin (clark II) og adamsitt. Arsenolje er en blanding av 50 % fenyldikloroarsin, 35 % clark I, 5 % trikloroarsin og 5 % trifenyarsin (Franke 1976; Tørnes m.fl. 2002). Svært få laboratoriestudier på vannlevende organismer har vært gjort på disse forbindelsene. Henriksson m.fl. (1996) eksponerte saltvannsfisken trepigget stingsild for clark I, clark II, adamsitt og lewisitt i fiskens mat, ca 0,2 og 2 ng/dag/kg fisk i 10 uker. Man fant ingen effekter på dødelighet, adferd, metabolsk aktivitet i leveren, eller celledegenerasjon. I en studie av Waleij m.fl. (2002) ble krepsdyr eksponert for clark I og clark II i vann i inntil 7 dager. Uten at de spesifiserer hvilke effekter de målte, fant de at mindre enn 0,05 mg/l i vannet induserte en effekt etter 7 dager og at stridsmidlene var mer giftige ved høy temperatur (19 °C) i den første eksponeringsfasen (24-72 timer). I den samme studien eksponerte Waleij m.fl. (2002) en annen krepsdyrart (*Nitocra spinipes*) for clark I blandet inn i sediment (20 mg/l i 300 ml vann blandet sammen med 15 g sediment) og fant økt dødelighet. Det er imidlertid vanskelig å tolke ut fra dataene hvilke faktiske konsentrasjoner krepsdyrene ble eksponert for, men forfatterne mener at vannlevende organismer knyttet til sediment forurenset med clark I har en økt risiko for skadeeffekter. Noen eldre studier har vært gjort på lewisitt. Lewisitt er et arsenholdig stridsmiddel med tilsvarende effekter som sennepegass, men som ikke er antatt å ha blitt dumpet i Skagerrak. Fra to sekundære kilder er det rapportert at terskelkonsentrasjoner for induksjon av fiskedød i et 30 dagers kronisk eksponeringsforsøk lå på mellom 0,2 mg/l og 0,5 mg/l avhengig av art (Munro m.fl. 1999; Goldman and Dacre 1989). En konsentrasjon på 0,5 mg/l er også rapportert dødelig

for rumpetroll (Goldman and Dacre 1989). Toksisiteten til lewisitt vil, som for de andre stridsmidlene, avta med tiden den er løst i vann, sannsynligvis på grunn av nedbryting til mindre giftige forbindelser (Munro m.fl. 1999; Goldman and Dacre 1989).

Nedbryting av arsenholdige stridsmidler vil imidlertid føre til en akkumulering av andre arsenforbindelser. Mange studier har vist at det i nærheten av dumpeplasser for arsenholdige stridsmidler er forhøyede konsentrasjoner av arsen i sedimentene (Messianen m.fl. 2010; Alcaro m.fl. 2012; Tørnes m.fl. 2006; Amato m.fl. 2006). Det er vist at dette kan være rester av morsubstansen og enkelte organiske nedbrytningsprodukter av stridsmidlene (Tørnes m.fl. 2006; Missiaen m.fl. 2010; Sanderson m.fl. 2014; Alcaro m.fl. 2012). Giftigheten av arsen er bestemt av hvilken form den befinner seg i. Uorganiske arsenforbindelser blir regnet som de mest giftige og er kreftfremkallende (ATSDR 2007; Olsen og Mørland 2004). Det er likevel få studier som viser at forskjellige arsenforbindelser er spesielt giftige for vannlevende organismer (Neff 1997). I en oppsummering av Neff (1997) fremkommer det at visse typer plankton er mest sensitive for arsenitt (AsO_3^{3-}) og arsenat (AsO_4^{3-}), og man har observert effekter på vekst helt ned til 13 $\mu\text{g/l}$. Dødelige konsentrasjoner for kreps og fisk ligger i konsentrasjonsområdet mer enn 1 mg/l (Neff 1997; Ahmed m.fl. 2013; Kumari and Ahsan 2011; Lavanya m.fl. 2011). I toktet som ble gjennomført i 2002, ble det ikke gjort analyse av organiske arsenforbindelser, med unntak av arsenholdige kjemiske stridsmidler i de innsamlede vannprøvene (Tørnes m.fl. 2002). I vannprøvene ble det ikke funnet kjemiske stridsmidler, utgangsstoffer eller nedbrytningsprodukter av disse. Konsentrasjonen av elementært arsen var under kvantifiseringsgrensen på 20 $\mu\text{g/l}$.

5.2.3 Laboratoriestudier av andre kjemiske stridsmidler på vannlevende organismer

Man regner med at nervestridsmiddelet tabun ble dumpet i Skagerrak. Tabun er et ekstremt giftig nervestridsmiddel og en kraftig hemmer av enzymet acetylkolinesterase. Tabun og andre nervestridsmidler med tilsvarende virkningsmekanisme (for eksempel VX, sarin og soman) er også giftige for vannlevende organismer, med akutt dødelig dose for fisk på mye mindre en 1 mg/l (Munro m.fl. 1999; Opresko m.fl. 1998). Det er få tilgjengelige økotoksikologiske studier på tabun, men studier på nervestridsmidlene VX, sarin og soman viser en akutt dødelig dose på fisk som ligger på mellom 0,002 og 0,02 mg/l (Munro m.fl. 1999; Weiss and Botts 1957). En dose på 0,01 mg/l sarin induserte 50 % død blant en type sebrafisk etter mindre enn 6 timers eksponering (Weiss and Botts 1957). For tabun er det vist at en dose på 0,6 mg/l induserer 50 % død på sebrafisk etter 20 minutters eksponering (Epstein 1956). Tabun hydrolyserer ganske raskt i kontakt med vann og det er estimert at tabun har en halveringstid på 475 minutter (ca 8 timer) i sjøvann ved 15 °C (Blanch m.fl. 2001) og 4,5 timer i sjøvann ved 20 °C (Munroe m.fl. 1999). Det er ikke funnet rapporter som beskriver funn av tabun i sedimenter nær dumpeplasser for slik ammunisjon. Tørnes m.fl. (2002) gjorde en grov spredningsberegning av et meget stort utslipp av tabun. Hvis alt innholdet (100 kg) i en bombe fylt med tabun (eller tilsvarende nervestridsmidler) slippes ut på en gang, er det estimert et risikoområde innenfor en radius på mindre enn 400 meter fra utslippsstedet (Tørnes m.fl. 2002).

Hydrolyse av nervestridsmiddelet vil imidlertid ganske raskt redusere risikoen. De få studiene som er gjort på nedbrytningsprodukter av tabun og andre nervestridsmidler, viser at de er mye

mindre giftige for vannlevende organismer enn morsubstansen (Munro m.fl. 1999; Green m.fl. 2005). De viktigste forurensningene og nedbrytningsproduktene i tabun, dimetylamen og trietylfosfat, har en lav giftighet på krepsdyr og regnbueørret, med en dødelig konsentrasjon som er høyere enn 100 mg/l ved eksponering i 96 timer (Munro m.fl. 1999). Isopropyl metylfosfonsyre (IMPA) er et viktig nedbrytningsprodukt av sarin som er vannløslig og har en høy persistens i miljøet (Munro m.fl. 1999). I en studie på mallefiskeyngel (*Ictalurus punctatus*) fant man en dødelig dose på 144 mg/l IMPA etter eksponering i 96 timer (Green m.fl. 2005).

5.3 Økotoksikologiske feltstudier av dumpeplasser for kjemiske stridsmidler

Det er ikke gjennomført mange økotoksikologiske feltstudier av dumpeplasser for kjemiske stridsmidler på vanddyb tilsvarende Skagerrak. Den eneste studien forfatterne kjenner til, ble gjort av *The Hawaii Undersea Military Munition Assessment (HUMMA) Project*. Det ble her gjort feltstudier utenfor Pearl Harbor, O'ahu, Hawaii på dybder fra 450 m til 650 m. I dette området ble det dumpet både konvensjonell og kjemisk ammunisjon (sennepsgass og lewisitt) etter andre verdenskrig. Som en del av HUMMA-prosjektet ble det detektert sennepsgass og sennepsgass-nedbrytningsprodukter i flere sedimentprøver fra området (Briggs m.fl. 2015). Vevsprøver fra dypvannsreker ble også analysert med hensyn på sennepsgass, lewisitt og sennepsgass-nedbrytningsproduktene 1,4-dithian og 1,4-thioxan, samt metallene arsen, kopper og bly. Det ble ikke funnet detekterbare konsentrasjoner av noen av stridsmidlene eller nedbrytningsproduktene. Konsentrasjonen av metallene arsen, kopper og bly var under grenseverdiene satt av *United States Food and Drug Administration* og kunne ikke korreleres til den dumpede ammunisjonen (Koide m.fl. 2015). I en nylig publisert studie av Tomlinson og de Carlo (2014) ble det gjort en undersøkelse av sedimenter ved en dumpeplass på mellom 500 og 600 meters dyp nær Hawaii. De kunne ikke sette arseninnholdet i sedimentet i sammenheng med den dumpete ammunisjonen. Det er heller ikke funnet økotoksikologiske data for tåregassen kloroacetofenon eller kvelestridsmiddelet fosgen.

Etter andre verdenskrig ble det dumpet mye ammunisjon med kjemiske stridsmidler, i hovedsak sennepsgass og lewisitt, i Adriaterhavet utenfor sørøstkysten av Italia. I dette området er det gjort studier på fiskene blåkjeft (*Helicolenus dactylopterus*) og havål (*Conger conger*) (Della Torre m.fl. 2010; Della Torre m.fl. 2013; Amato m.fl. 2006). Dette er såkalt bentisk fisk som lever nær eller på havbunnen. I begge studiene så man klare tegn på leverskader som opphopning av fett (steatosis), dannelse av fibrøst vev og granulomdannelse (en type immunrespons med opphopning av immunceller). På havålen ble det observert sår dannelse og betennelsesreaksjoner på fiskens hud. En høyere andel av begge fiskeartene var også infisert av parasitter, noe som tyder på redusert immunforsvar. Man fant i tillegg at begge artene hadde akkumulert ca 10-30 ganger mer arsen i muskelvevet enn fisk fra referanselokaliteten. Arsenkonsentrasjonen i sedimentet var også betydelig forhøyet. Det ble videre observert økt metabolsk aktivitet i leveren (EROD og UDP-glucuronosyl-transferase) og redusert acetylkolinesteraseaktivitet i fiskens hjerne. Den reduserte acetylkolinesteraseaktivitet i fiskens hjerne ble forklart med at sennepsgasser kan hemme acetylkolinesterasen (Zabrodskii m.fl. 2003). I den ene studien av Della Torre m.fl. (2010) ble det også funnet DNA-skader (Comet assay) på gjellene til havålen. Dette funnet ble sett i sammenheng med at sennepsgass er et karsinogent stoff (ATSDR 2007). Sennepsgass er et

alkylerende stridsmiddel som binder seg til DNA og proteiner, og det ble foreslått at sennepsgass induerte DNA-trådbrudd i celler i gjellene (Della Torre m.fl. 2013). DNA-skader er også rapportert i fisk fra Østersjøen, nærmere bestemt i fisk fra dumpeområdet i nærheten av Bornholm (Baršienė m.fl. 2014). Markører for DNA-skader ble målt i blod fra torsk, flyndre og sild og det ble funnet at fisk i nærheten av dumpeplasser hadde høyere risiko for genskader. I motsetning til studiene utført i Adriaterhavet kunne ikke forfatterne her konkludere med at dette skyldes utlekking av kjemiske stridsmidler. Det er mange andre faktorer som spiller inn i det marine miljøet i Østersjøen, blant annet forurensing av andre kjemikalier som PCB, dioksiner og PAH. Studien manglet også data fra gode referanselokaliteter.

En økotoksikologisk studie ble nylig gjennomført i Østersjøen (Beldowski m.fl. 2015). En utfordring som ble tatt opp i denne studien, er at mange av dumpeplassene for kjemisk ammunisjon er steder med lavt oksygeninnhold. Artsmangfold og tetthet av organismer er i stor grad styrt av oksygeninnholdet på stedet. Det er derfor vanskelig å vise at potensielle effekter skyldes eksponering for skadelige stoffer, med mindre man har gode sammenlignbare referanseområder. For eksempel ble det under den første prøvetakingsperioden rapportert en økning i sykdommer på torsk i nærheten av en dumpeplass ved Bornholm. Disse funnene ble ikke bekreftet under den andre prøvetakingsperioden, noe som kan skyldes endrede hydrografiske forhold, slik som for eksempel oksygenforholdene. Studien antyder at noen av dumpstedene hadde lavere arts mangfold og tetthet av nematoder, som er en gruppe små, sedimentlevende invertebrater (virvelløse dyr) (< 1 mm). I denne studien ble det også satt ut bur med blåskjell på steder der det var målt høye konsentrasjoner av kjemiske stridsmidler. Studien spesifiserer ikke nærmere hvilke kjemiske stridsmidler det dreier seg om. Blåskjellene som var plassert på stedet med høye konsentrasjoner av kjemiske stridsmidler, viste tegn på økt stress. Beldowski m.fl. (2015) eksponerte også krepsdyr (*Daphnia magna*) for ekstrakter fra forurenset sediment uten å observere noen effekter på vekst og overlevelse.

For å indikere størrelsen på området rundt et dumpingsted som kan medføre en risiko for skadeeffekter på fisk, gjennomførte Sanderson m.fl. (2008) en modellberegning. Det ble tatt utgangspunkt i dumpet ammunisjon i Østersjøen, og modellen var basert på eksisterende giftighets- og følsomhetsdata for forskjellige fiskearter og på et antatt utslippsscenario fra et kildeområde. De største utlippene av kjemikalier fra ammunisjonen ble beregnet å forekomme 125 år etter dumpingene og det ble beregnet at lekkasjen vil vare i minst 60 år. I tillegg til direkte lekkasje fra ammunisjonen kan også oppvirling av forurenset sediment føre til en økt eksponeringsfare (Sanderson m.fl. 2014). Forbindelsene som ble vurdert å ha størst risiko, er arsenholdige forbindelser som trifenyarsin, adamsitt og clark I fordi de kan akkumulere i vannlevende organismer, samt sennepsgass fordi den ble senket i store mengder og kan bli liggende på havbunnen i mange tiår.

5.4 Risiko knyttet til konsum av fisk fra områder med dumpet ammunisjon

Ved dumpeområder utenfor Bornholm er det restriksjoner mot fiske primært på grunn av faren for å få rester av stridsmidlene i fiskegarn. Mulig akkumulering av giftige stoffer i fisken har også vakt en viss bekymring. Torsk, sild og brisling er de mest brukte matfiskene som tas opp utenfor Bornholm. Det er ingen studier som har vist at vannlevende organismer akkumulerer kjemiske stridsmidler eller nedbrytningsprodukter av kjemiske stridsmidler. Et unntak er akkumulering av arsen. Det er rapportert at fisk i dumpeområder på sørøstkysten av Italia har akkumulert arsen i muskelvev (Alcaro m.fl. 2012). I disse studiene blir det antatt at arsenet stammer fra arsenholdige stridsmidler dumpet i området. Studier som er gjort på fisk i Østersjøen har ikke rapportert tilsvarende funn (Szarejko and Namiesnik 2009; Baršienė m.fl. 2014; Beldowski m.fl. 2015). Det er kjent at arsen bioakkumulerer i vannlevende organismer, men arsen biomagnifiserer ikke (Neff 1997). Det vil si at konsentrasjonene av arsen ikke øker oppover i næringskjeden. Til tross for at man ikke har funnet rester av kjemiske stridsmidler i fisk, er det likevel gjort en analyse av helserisikoen ved å spise fisk fra Østersjøen (Sanderson m.fl. 2009; 2010). Analysen er basert på en modell som tar utgangspunkt i stoffenes konsentrasjon i sediment, fettløselighet og akkumuleringspotensial, samt antatt toksisitet. Konklusjonen i studien var at konsum av fisk fra området utgjorde en liten risiko. Trifenyarsin og noen andre arsenholdige stridsmidler som adamsitt og clark I, samt sennepsgass var de kjemiske stridsmidlene som ble antatt å utgjøre størst helserisiko – trifenyarsin på grunn av sine fysiske-kjemiske egenskaper (for eksempel persistens og fettløselighet); sennepsgass på grunn av de store dumpemengdene. For å vurdere risiko knyttet til arseneksponering etter konsum av fisk fra dumpeområder må man gjøre en analyse av hvilke former/specier av arsen som fisken har akkumulert. Det vil si om arsen forekommer i organisk eller uorganisk form. Av totalmengden arsen i fisk, antar man at bare 1-4 % er uorganisk arsen (Neff 1997; Schoof and Yager 2007). Den største andelen av arsenholdige forbindelser i fisk er arsenobetain¹¹, som ikke er giftig og raskt skilles ut fra kroppen. Hvis andelen av uorganisk arsen er høyere enn det man normalt måler i marine organismer, kan man se for seg at et høyt konsum av fisken over en lang tidsperiode kan øke risikoen for helseeffekter. Det er imidlertid ikke kjent om det finnes slike studier.

5.5 Sammenfatning av kapittelet

Kjemiske stridsmidler som sennepsgasser, arsenholdige stridsmidler og nervestridsmidler er meget giftige for vannlevende organismer. Når stoffene løses i vann, brytes de imidlertid ganske raskt ned til mindre giftige forbindelser. Noen av stridsmidlene, for eksempel sennepsgasser og flere av de arsenholdige stridsmidlene, ligger igjen som klumper på havbunnen og man må komme i direkte kontakt med dem for at de skal utgjøre en skaderisiko. Det er rapportert skader på fisk ved dumpingplasser på sørøstkysten av Italia, men ikke i Østersjøen. Risikoen for at fisk eller andre dyr skal komme i direkte kontakt med stridsmidlene er styrt av mange faktorer, men bunnlevende dyr er mer utsatt enn dyr som primært lever i de frie vannmassene. En studie av kjemiske stridsmidler og metaller i dypvannsreker fra et dumpefelt for ammunisjon utenfor Hawaii viste ingen bioakkumulering av kjemiske stridsmidler eller metaller.

¹¹ Arsen i kroppen foreligger i stor grad som arsenobetain (2-trimethylarsoniumylacetate).

Korrosjonshastigheten av metallet i granatene er styrt av saltinnhold, temperatur og oksygentrykk. Spredningen av stridsmidlene fra granatene er styrt av temperaturen i vannet, strømningsforholdene og sedimentasjonsraten av partikulært materiale. Høy vanntemperatur vil sannsynligvis øke korrosjonsraten og oppløsningshastigheten av stridsmidlene, mens høy grad av sedimentering og lite oppvirvling av sediment vil dekke over og redusere spredningen av stridsmidlene. Generelt kan man sannsynligvis si at området rundt en dumpingplass utgjør en liten risiko for vannlevende organismer, med unntak av den umiddelbare nærhet til kilden (< 100 meters radius). Store utslipp av mer vannløselige stridsmidler som for eksempel tabun vil utvide arealet for risiko. I sediment kan det akkumuleres arsenholdige nedbrytningsprodukter. Arsen kan akkumulere i vannlevende organismer og potensielt utgjøre en risiko for kroniske effekter på organismene. Arsen kan også være en god markør for eksponering av arsenholdige stridsmidler. Det er uklart om akkumulering av arsen i vannlevende organismer utgjør en risiko for skade, men sannsynligvis vil dosene organismene eksponeres for, være for lave til at de gjør noen stor risiko.

6 Konklusjoner

Senkning av skip med kjemiske stridsmidler innenfor et angitt område på 14 km x 4 km i Skagerrak utenfor Arendal ble godkjent av det norske Fiskeridirektoratet i 1945. Operasjonene ble utført i regi av Storbritannia og USA fra oktober 1945 til juli 1947. I tillegg ble to skip med kjemiske stridsmidler om bord senket på dypt vann (mer enn 1000 m) innenfor norsk økonomisk sone nord for 62 grader i Norskehavet i 1948. Det er også informasjon om at DDR kan ha senket granater med nervestridsmiddelet tabun, innstøpt i betong, på 3100 m dyp utenfor norsk økonomisk sone i Norskehavet.

Den totale mengden kjemisk ammunisjon som er dumpet, varierer noe fra kilde til kilde, men det er anslått at mellom 137 687 og 160 687 tonn brutto med et innhold på mellom 41 000 og 48 000 tonn kjemiske stridsmidler er dumpet i norsk farvann utenfor Arendal. Det er stor usikkerhet når det gjelder hvilke mengder av de enkelte stridsmidlene som er dumpet i dette området. I den tilgjengelige litteraturen er det ikke angitt hvilke stridsmidler som er dumpet, med unntak av opplysningene om at vrakene i den første amerikanske konvoien (*Davey Jones Locker 1*) inneholdt 3 220 tonn ammunisjon (bruttovekt) med et innhold av tabun, sennepsgass, fosgen og kloracetofenon. Dette er første gang det er beskrevet at nervestridsmiddelet tabun skal være dumpet i Skagerrak.

Tidligere undersøkelser viser at flere skip er senket utenfor det godkjente dumpfeltet på 14 km x 4 km. Det er betydelig usikkerhet forbundet med de oppgitte posisjonene til de senkede skipene. Et eksempel er skipet *Sesostris* som i 1989 ble lokalisert mer enn 12 km fra den posisjonen der skipet ble rapportert senket. Dette viser at søkeområdet må gjøres betydelig større enn det godkjente dumpfeltet. Nye undersøkelser med bruk av syntetisk aperture sonar (ekstremt høyoppløselig sonar) sammen med kjennskap til hvilke typer fartøy som er senket, vil kunne gi en bedre oversikt over hvor ulike typer vrak er senket.

Det er tidligere blitt hevdet at skip med kjemiske stridsmidler om bord også ble senket utenfor Lista. Dette baserer seg med stor sannsynlighet på en misforståelse. I dette området ble det etter krigen senket skip som var i en slik stand at det ikke lønte seg å reparere dem, såkalte *category C*-skip. Disse skipene hadde ikke kjemiske stridsmidler om bord. Bruken av betegnelsen *category C*-skip er sannsynligvis årsaken til misforståelsen. Ettersom bokstaven C også blir brukt om kjemiske stridsmidler (C-stridsmidler), er det ikke usannsynlig at *category C*-skip dermed har blitt forstått som skip med innhold av kjemiske stridsmidler.

Det er også usikkert hvor fort ammunisjonen ruster og de kjemiske stridsmidlene lekker ut i sjøen. Korrosjonshastigheten på stål fra en ubåt senket på ca 400 m dyp utenfor Hawaii er estimert til 0,014 mm/år, mens man i Østersjøen har estimert korrosjonshastigheten til mellom 0,05 mm/år til 0,575 mm/år avhengig av forholdene. Dessuten er sveiseskjøter og lignende den svakeste delen i en konstruksjon, og dermed vil de bryte sammen før selve stålet ruster og de kjemiske stridsmidlene lekker ut.

Vannmassene nær bunnen i den dypeste delen av Skagerrak ligger mye i ro, men blir skiftet ut regelmessig (1-3 års intervaller). Sedimentasjonshastigheten i området er også liten (1,5 – 4,5 mm/pr år), noe som gjør at det tar lang tid før den dumpede ammunisjonen er dekket til av sedimenter. Sedimentene består hovedsakelig av finpartiklet siltig leire. Det finnes også områder i Skagerrak der det ikke er netto tilførsel av sedimenter, noe som gjør at sedimentering ikke i særlig grad hindrer hverken korrosjon eller utlekking av kjemiske stridsmidler fra ammunisjonen.

De fleste av de kjemiske stridsmidlene som er dumpet i Skagerrak, er tyngre enn vann. De vil dermed bli liggende på bunnen i lang tid etter at de har lekket ut av ammunisjonen, eller de brytes raskt ned til ufarlige forbindelser. Et unntak er nervestridsmiddelet tabun, som har en tetthet lignende tettheten for vann, er godt løselige i vann og derfor raskt vil fortynnes i store vannmasser. Siden vannmassene nær bunnen av Skagerrak ligger mye i ro, medfører dette at de kjemiske stridsmidlene som lekker ut fra ammunisjonen i stor grad blir værende nær bunnen. Tabun brytes også raskt ned til ufarlige nedbrytningsprodukter og vil derfor ikke representere noen fare i et større område rundt eventuell lekkende ammunisjon.

De forbindelsene som vurderes som den største miljørisikoen, er arsenforbindelsene trifenylarsin, adamsitt, clark I og clark II, samt svovelforbindelsen sennepsgass. Arsenforbindelsene brytes enten meget sakte ned i sjøvann (for eksempel adamsitt, clark I og clark II), eller de brytes ned til andre arsenforbindelser. Det er kjent at arsen bioakkumulerer i vannlevende organismer, men arsen biomagnifiserer ikke. Selv om man ikke har funnet rester av kjemiske stridsmidler i fisk fra Østersjøen, er det likevel gjort en analyse av helserisikoen ved å spise den. Analysen er basert på en modell som tar utgangspunkt i stoffenes konsentrasjon i sediment, fettløselighet og akkumuleringspotensial, samt antatt toksisitet. Konklusjonen i studien var at konsum av fisk fra områder med dumpete stridsmidler utgjorde en liten risiko. Trifenylarsin og sennepsgass var de kjemiske stridsmidlene som ble antatt å utgjøre størst helserisiko – trifenyarsin på grunn av sine fysisk-kjemiske egenskaper, sennepsgass på grunn av de store dumpemengdene.

Etter kartleggingen av vrak med innhold av kjemisk ammunisjon 2015 og 2016, vil vi ha et mer helhetlig bilde av dumpefeltet. FFI har etter dette en ambisjon om å gi en vurdering av hvilken sikkerhetsavstand som bør anbefales rundt hvert vrak basert på den informasjonen som er tilgjengelig etter at kartleggingen er avsluttet. Det vil deretter være viktig å overvåke situasjonen for å kunne oppdage om det skjer store endringer, som for eksempel kollaps av et eller flere vrak. Dette vil bli beskrevet etter at kartleggingen er avsluttet i 2016.

Vedlegg A Egenskaper til de dumpede kjemiske stridsmidlene

De stridsmidlene som ble produsert og lagret i Tyskland før og under andre verdenskrig, er oppført i Tabell 2.1 i kapittel 2 i denne rapporten. I dette vedlegget (Vedlegg A) gis en oversikt over de kjemiske stridsmidlene og deres viktigste nedbrytningsprodukter i sjøvann, samt en grov sammenlikning av deres nedbrytningshastigheter (Tabell A.1). Hastigheten som de kjemiske stridsmidlene brytes ned med i sjøvann, er avhengig av flere parametere, blant annet temperatur, saltholdighet, oksygeninnhold og pH i vannet.

Stridsmiddel	Løselighet i sjøvann ¹⁾ (g/l)	Tetthet ²⁾ (g/cm ³)	Primære nedbrytningsprodukt (er)	Nedbrytningshastighet
Kloracetofenon	Meget lav	1,19	Ingen	Ikke relevant
Difenylklorarsin (clark I)	2 (lav)	1,42	Tetrafenyl diarsinoksid + HCl	Lav
Difenylcyanoarsin (clark II)	2 (lav)	1,45	Tetrafenyl diarsinoksid + HCN	Lav
Adamsitt	0,4 (meget lav)	1,65	Difenylamin arsinoksid + HCl	Meget lav
Fosgen	Lav/dekomp.	1,43	HCl	Meget rask
Sennepsgass	0,9 (lav)	1,27	Tiodiglykol	T _{1/2} = 175 min ³⁾
Nitrogensennepsgass (HN-3)	0,16 (lav)	1,24	Trietanolamin	T _{1/2} = 2,4 min ⁴⁾
Tabun	98 (høy)	1,07	Ethyl dimetyl-fosforamidat + HCN	T _{1/2} = 475 min ⁵⁾
Cyanogen klorid	60-70 ²⁾ (høy)	1,22	HCl, NH ₃	Lav
5-klor-5,10-dihydro-acridarsin (excelsior)	Ukjent	Ukjent	Ukjent	Ukjent
N-stoff/Klortrifluorid	Dekomp.		Cl ₂ , HF	Høy
Arsenolje: Fenyldiklorarsin	Meget lav	1,65	Ingen	Ikke relevant
Clark I	Se clark I		Se clark I	Se clark I
Trifenylarsin	Meget lav	1,22	Ingen	Ikke relevant
Trikloroarsin	Dekomp.	2,16	HCl	Høy

Tabell A.1 Løselighet og nedbrytning av aktuelle kjemiske stridsmidler

- ¹⁾ Hentet fra Helcom (2013)
- ²⁾ Hentet fra Blanch (2001)
- ³⁾ Ved 5 °C i sjøvann (Blanch 2001)
- ⁴⁾ Ved 25 °C i ferskvann (Blanch 2001)
- ⁵⁾ Ved 15 °C i sjøvann (Blanch 2001). Nedbrytningshastigheten i saltvann er saktere enn for sennepsgass (Munroe m.fl. 1999)

De stridsmidlene som kan være en trussel mot miljøet i Skagerrak, er enten svært giftige og godt løselig i vann, som for eksempel tabun (GA), eller de brytes sakte ned i vann eller har giftige

nedbrytningsprodukter. Det siste er tilfellet for mange av arsenforbindelsene som ble dumpet. Havforskningsinstituttet har målt vannets pH på 600 m dyp til å ligge mellom 7,8 og 7,9 (Havforskningsinstituttet 2014).

Dataene i Tabell A.1 viser også at de fleste aktuelle kjemiske stridsmidler er betydelig tyngre enn vann og derfor vil bli liggende på havbunnen dersom de lekker ut av ammunisjonen. Unntaket er nervestridsmiddelet tabun, som har en tetthet liknende tettheten for vann. Siden denne forbindelsen også er godt løselig i vann, vil den raskt fordeles og fortynnes i store vannmasser.

Toksisitetsdata for kjemiske stridsmidler er gitt for eksempel i Hoenig (2007) eller Gupta (2015) og er også gjengitt i tidligere rapporter om dumpet kjemisk ammunisjon (Tørnes m.fl. 2002; Helcom 2013).

Log K_{OW} beskriver forholdet mellom en forbindelses løselighet i oktanol (en ikke-polar forbindelse) og forbindelsens løselighet i vann. Log K_{OW} benyttes ofte som en indikator på en organisk forbindelses tendens til å adsorberes til jord og sedimenter og er også relatert til forbindelsens evne til å bioakkumulere (det vil si evne til å kunne "samles opp" i biologisk materiale). US Environmental Protection Agency (EPA) angir at kjemisk forbindelser som har en biokonsentreringsfaktor (BCF) større eller lik 5000 (tilsvarer Log $K_{OW} \sim 5$) er bioakkumulerbare¹². Dette er ikke noen klar grense der forbindelser med Log $K_{OW} < 5$ ikke kan være bioakkumulerbare. Koide (2015) angir at forbindelser med Log $K_{OW} < 3$ vil kunne akkumulere i biologisk materiale, mens forbindelser med Log $K_{OW} < 2.7$ ikke er forventet og bioakkumulere. Grenseverdiene ovenfor må derfor benyttes med forsiktighet, også siden mange kjemiske forbindelser brytes ned i organisk materiale, noe som vil redusere deres mulighet for bioakkumulering.

En oversikt over Log K_{OW} for de kjemiske stridsmidlene og noen av deres viktigste nedbrytningsprodukter er gitt i Tabell A.2 sammen med forbindelsenes kokepunkt og smeltepunkt. Verdiene i denne tabellen viser at det er arsenforbindelsene som har størst bioakkumuleringspotensial (Log K_{OW} fra 3,06 for fenyldiklorarsin til 5,97 for trifenylyarsin). Mange av verdiene i denne tabellen er estimerte data som må benyttes med forsiktighet. Med unntak av Log K_{OW} for sennepsgass som varierer fra 1,37 til 2,41 er det relativt godt samsvar mellom dataene fra litteraturen.

¹² International Council of Chemical Associations, ICCA briefing paper. Log Kow criteria of 5 is equivalent to BCF criteria of 5,000. <http://www.icca-chem.org/>.

Forbindelse	Type	CAS nr.	Kokep. (°C)	Smeltep. (°C)	log K _{ow}
Cyanogenklorid	Blodstr.	506-77-4	13	-6,55	-0,38*
Hydrogencyanid	Blodstr.	74-90-8	25,6	-13,4	-0,25
Sennepegass	Hudstr.	505-60-2	216	13,5	2,41*, 1,37 ⁺
Tris(2-kloretyl)amin (HN-3)	Hudstr.	555-77-1	144@15mmHg	-4	1,65*
Fenyldiklorarsin	Hudstr./ Kvelestr.	696-28-6	255	-19	3,06*
Adamsitt	Kvelestr.	578-94-9	410	195	4,05*
Clark I	Kvelestr.	712-48-1	337	44	4,52*
Clark II	Kvelestr.	23525-22-6	376*	93*	3,29*
Fosgen	Kvelestr.	75-44-5	8,2	-118	-0,71*
Klortrifluorid (N-stoff)	Kvelestr.	7790-91-2	11,75 [#]	-76,34 [#]	Uorg.
Klor	Kvelestr.	7782-50-5	-34,05	-101	Uorg.
Tabun	Nervestr.	77-81-6	240	-50	0,38
Kloracetofenon	Tåregass	532-27-4	247	56,5	1,93*
Trifenylarsin	I arsenolje	603-32-7	360	61	5,97*
Triklorarsin	I arsenolje	7784-34-1	130	-16	Uorg.
1,4-ditian	Nedbr.	505-29-3	199,5	112,3	0,77
1,4-ditianoksid	Nedbr.	19087-70-8	357.8±31.0* [#]	125-126 [#]	-0.73 ±0.57* [#]
1,4-oksitan	Nedbr.	15980-15-1	147	-28,07*	0,53*
Ammoniakk	Nedbr.	7664-41-7	-33,35	-77,7	Uorg.
Bis(difenylarsin)oksid	Nedbr.	2215-16-9	495.1±18.0* [#]	89-91 [#]	-
Difenylamin arsinoksid	Nedbr.	4733-19-1	517,4 +43,0* [#]	365- 366 ^{§#}	-
Hydrogenklorid	Nedbr.	7647-01-0	-	-	Uorg.
Hydrohenfluorid	Nedbr.	7664-39-3	19,51	-83,55	Uorg.
N,N-dimetylfosforamidat	Nedbr.	33876-51-6	235 [#]	-	-1.32 ±0.38* [#]
O-etyl-N,N-dimetylfosforamidat	Nedbr.	2632-86-2	207,4±23* [#]	-	-
Phenoarsazin-10(5H)-ol	Nedbr.	18538-32-4	419,2+38* [#]	12,02 +0,2* [#]	-
Tiodiglykol	Nedbr.	111-48-8	282	-10,2	-0,63
Tiodiglykolsyre	Nedbr.	123-93-3	322,11*	129	-1,16*
Triethanolamine	Nedbr.	102-71-6	335,4	20,5	-1

Tabell A.2 Oversikt over kokepunkt, smeltepunkt og oktanol-vann fordelingskoeffisient for de aktuelle kjemiske stridsmidler og noen nedbrytningsprodukter (nedbr.). For forklaring av begrepet Log K_{ow}, se teksten. Verdiene er hentet fra EPISuite programvare (US EPA 2015) dersom ikke annet er angitt. *= estimerte verdier, § = dekomponerer, # = verdier fra SciFinder (ACD/Labs 2015), - = ukjent, + = Munroe m.fl. (1999)

Forkortelser

AUV	Autonom undervannsfarkost (Autonomous Underwater Vehicle)
BCF	Biokonsentrasjonsfaktor
Brt	Brutto registertonn
CADC	Continental Ammunition Dumping Committee
CHEMSEA	Chemical Munitions Search & Assessment
CW	Kjemiske våpen (Chemical Weapons)
DDR	Øst-Tyskland
Dep	DeplACEMENT
EPA	US Environmental Protection Agency
FFI	Forsvarets forskningsinstitutt
HELCOM	Helsinkikommisjonen
HUMMA	Hawaii Undersea Military Munition Assessment
KLIF	Klima- og Forurensningsdirektoratet
LOEC	Laveste effektkonsentrasjon (lowest-observed-effect concentration)
MERCW	Modelling of Environmental Risks related to sea-dumped Chemical Weapons
ROV	Fjernstyrt undervannsfarkost (Remotely Operated Vehicle)
SFT	Statens forurensningstilsyn
TS	Tørrstoff

Litteratur

Advanced Chemistry Development (ACD/Labs 2015). SciFinder Software V11.02 © 1994-2015, ACD/Labs.

Ahmed M K, Habibullah-Al-Mamun M, Parvin E, Akter M S, Khan M S (2013). Arsenic induced toxicity and histopathological changes in gill and liver tissue of freshwater fish, tilapia (*Oreochromis mossambicus*). *Exp Toxicol Pathol.* 65, 903-909.

Albretsen J (2015a). Havforskningsinstituttet. Personlig meddelelse, 9. januar 2015.

Albretsen J (2015b). Havforskningsinstituttet. Personlig meddelelse 30. mars 2015.

Alcaro L, Della Torre C, Petoichi Sammarini V, Matiddi M, Corsi I, Baroni D, Giordano P, Marino G, Focardi S, Amato E. (2012). Studies on Environmental Effects of Underwater Chemical Munitions in the Southern Adriatic Sea (Mediterranean Sea). *Marine Technology Society Journal* 46, 10-20.

Amato E, Alcaro L, Corsi I, Della T, Farchi C, Focardi S, Marino G, Tursi 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* 149, 17-23.

Arison III H L (2013). European Disposal Operations, The Sea Disposal of Chemical Weapons, ISBN 13: 978-1490927657, ISBN: 1490927645.

ATSDR (2007). Toxicological profile for arsenic. U.S. Department Of Health And Human Services, Public Health Service Agency For Toxic Substances And Disease Registry.

Baršienė J, Butrimavičienė L, Grygiel W, Lang T, Michailovas A, Jackūnas T. (2014). Environmental genotoxicity and cytotoxicity in flounder (*Platichthys flesus*), herring (*Clupea harengus*) and Atlantic cod (*Gadus morhua*) from chemical munitions dumping zones in the southern Baltic Sea. *Mar Environ Res.* 96, 56-67.

Beldowski J, Klusek Z, Szubska M, Turja R, Bulczak AI, Rak D, Brenner M, Lang T, Kotwickia L, Grzelak K, Jakacki J, Fricke N, Östin A, Olsson U, Fabisiak J, Garnaga G, Nyholm JR, Majewski P, Broeg K, Söderström M, Vanninen P, Popiel S, Nawala J, Lehtonen K, Berglund R, Schmidt B (2015). Chemical Munitions Search & Assessment – an evaluation of the dumped munitions problem in the Baltic Sea. *Deep Sea Research II* (In press).

Bizzigotti G O, Castelly H, Hafez A M, Smith W H B, Withmire M T (2009). Parameters for evaluation of the fate, transport, and environmental impacts of chemical agents in marine environment. *Chem. Rev.* 109, 236-256.

Blanch J H, Ukkelberg Å (2001). BC database, Forsvarets forskningsinstitutt, januar 2001.

Blank G, Kahl B, Hufschmid M (2007). Die Geschichte der Muna Urlaub, Heimatpflege Leutkirch e.V, Tyskland, 102-103.

Botschaft der bundesrepublic Deutschland (1992). Verbalnote til Utenriksdepartementet fra den Vesttyske ambassaden i Oslo, 6. Mars 1992.

- Briggs C, Shjegstad S, Silva J A K, Edwards M (2015). Distribution of chemical warfare agent, energetics, and metals in sediments at a deep water discarded military munitions site, *Deep Sea Res. II*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.dsr2.2015.02.014> (In press).
- British Naval Mission to Norway, Oslo (10th May 1946), Letter to Commander in Chief, Royal Norwegian Navy, No. 3312/399/5, 10th May 1946, Utenriksdepartementets journal nummer 18017.
- British Naval Mission to Norway, Oslo (30th October 1946), Letter to Commander in Chief, Royal Norwegian Navy, No. 3775/399/5, S.O.K. journal nummer 26673.
- Carton G, Jagusiewicz A (2009). *Marine Technology Society Journal*, Vol 43, No 4 (2009) 16-32.
- Chemsea Findings. Results from the Chemsea project – Chemical Munitions Search and Assessment. www.chemsea.eu, ISBN: 978-83-936609-1-9.
- Della Torre C, Petochi T, Corsi I, Dinardo M M, Baroni D, Alcaro L, Focardi S, Tursi A, Marino G, Frigeri A, Amato E. (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* 408, 2136–2145.
- Della Torre C, Petochi T, Farchi C, Corsi I, Dinardo MM, Sammarini V, Alcaro L, Mechelli L, Focardi S, Tursi A, Marino G, Amato E. (2013). Environmental hazard of yperite released at sea: Sublethal toxic effects on fish. *Journal of Hazardous Materials* 248-249.
- Edwards M H., Wilkins R, Kelley C, DeCarlo E, MacDonald K, Shjegstad S, VanWoerkom M, Payne Z, Dupra V, Rosete M, Akiba M, Fineran S, Zheng W, King J C, Carton G (2012). Methodologies for Surveying and Assessing Deep-Water Munitions Disposal Sites, *Maritime Tech. Soc. J.*, 46, 1 (2012) 51-62.
- Epstein J (1956). Nerve gas in public water. *Public Health Rep.* 71, 955-962.
- Fonnum, F (1997). Investigation of the ships filled with chemical munitions which were sunk off the Norwegian coast after World War II (Eds T Stock, K Lohs), Chapter 20, SIPRI Chemical & Biological Warfare Studies, 16 The Challenge of Old Chemical Munitions and Toxic Armament Wastes, SIPRI.
- Frank, R (1991). Waffen und Fahrzeuge der Heere und luftstreitkräfte, Leichte Zugkraftwagen der Wehrmacht im Einsatz, *Waffen-Arsenal*, Band 129.
- Franke S (1976). Lehrbuch der militärchemie Band 1, Militärverlag der Deutschen Demokratische Republic.
- Goldman M, Dacre J C (1989). Lewisite: its chemistry, toxicology, and biological effects. *Rev Environ Contam Toxicol.* 110:75-115.
- Green C C, Lochmann S E, Straus D L. (2005). Acute toxicity of isopropyl methylphosphonic acid, a breakdown product of sarin, to eggs and fry of golden shiner and channel catfish. *J. Toxicol Environ Health A.* 68, 141-149.
- Gupta R C (2015). Handbook of Toxicology of Chemical Warfare Agents. 2nd edition. Academic Press, London, UK.

- Havforskningsinstituttet (2014). Personlig meddelelse fra L Naustvoll, Institute of Marine Research, Flødevigen, Norge, 19. mai 2014.
- HELCOM CHEMU (1993). Complex analysis of the hazard related to the captured German chemical weapon dumped in the Baltic Sea. HELCOM CHEMU 2/2/1 Rev. 127, Vilnius Lithuania, 1993.
- HELCOM CHEMU 2/2 (1993). Study on the Sea Disposal of Chemical Munitions submitted by United States of America, 8th September 1993.
- HELCOM CHEMU 2/2/5 (1993). Report on Sea Dumping of Chemical Weapons by the United Kingdom in the Skagerrak Waters Post World War Two, submitted by United Kingdom, 28th September 1993.
- HELCOM CHEMU (1994). Report on Chemical Munitions Dumped in the Baltic Sea, Report to the 16th Meeting of Helsinki Commission, 8 - 11 March 1994 from the Ad Hoc Working Group on Dumped Chemical Munition, Danish Environmental Protection Agency.
- HELCOM (2013). Chemical Munitions Dumped in the Baltic Sea. Report of the *ad hoc* Expert Group to Update the Existing Information on Dumped Chemical Munitions in the Baltic Sea (HELCOM MUNI), Baltic Sea Environment Proceeding (BESP) No. 142.
- Henriksson J, Johannisson A, Bergqvist P A, Norrgren L (1996). The toxicity of organoarsenic-based warfare agents: in vitro and in vivo studies. *Arch Environ Contam Toxicol*. 30, 213-219.
- Hoenig S L (2007). Compendium of Chemical Warfare Agents. Springer.
- Kamp J. (2012). Dumpning af kemisk ammunition i Skagerrak, Udarbejdet af: Jørgen Kamp, Jegindø: 03.12.2012.
- Kamp J. (mai 2014a). CW dumping in Skagerrak, Personlig meddelelse, 6. mai 2014.
- Kamp J. (juni 2014b). CW dumping in Skagerrak, Personlig meddelelse, 18. juni 2014.
- Klima- og Forurensningsdirektoratet (KLIF 2012), Utkast til Bakgrunnsdokument for utarbeidelse av miljøkvalitetsstandarder og klassifisering av miljøgifter i vann, sediment og biota, TA 3001.
- Koide S, Silva J A K, Dupra V, Edwards M (2015). Bioaccumulation of chemical warfare agents, energetic materials, and metals in deep-sea shrimp from discarded military munitions sites off Pearl Harbour, *Deep-Sea Research II* (in press), <http://dx.doi.org/10.1016/j.dsr2.2015.03.002> .
- Kumari B and Ahsan J (2011). Acute exposure of arsenic tri-oxide produces hyperglycemia in both sexes of an Indian teleost, *Clarias batrachus* (Linn.). *Arch Environ Contam Toxicol*. 61, 435-442.
- Lan C H, Lin T S, Peng C Y (2005). Aquatic toxicity of nitrogen mustard to *Ceriodaphnia dubia*, *Daphnia magna*, and *Pimephales promelas*. *Ecotoxicol Environ Saf*. 61, 273-279.
- Laurin F (1997). The baltic and North Sea dumping of chemical weapons: still a threat?», i SIPRI Chemical & Biological Warfare Studies No 16. The Challenges of Old Chemical Munitions and Toxic Armament Wastes, SIPRI, Stockholm, Sverige, 263-278

- Lavanya S, Ramesh M, Kavitha C, Malarvizhi A (2011). Hematological, biochemical and ionoregulatory responses of Indian major carp *Catla catla* during chronic sublethal exposure to inorganic arsenic. *Chemosphere* 82, 977-985.
- Lågstad P (2009). Kartlegging av vrak med HUGIN HUS i dumpefelt for kjemisk ammunisjon i Skagerrak, FFI-rapport 2009/02294, Forsvarets forskningsinstitutt.
- Missiaen T, Söderström M, Popescu I, Vanninen P (2010). Evaluation of a chemical munition dumpsite in the Baltic Sea based on geophysical and chemical investigations. *Science of the Total Environment* 408, 3536-3553.
- Munro N B, Talmage S S, Griffin G D, Waters L C, Watson A P, King J F, Hauschild V (1999). The sources, fate, and toxicity of chemical warfare agent degradation products. *Environ Health Perspect.* 107, 933-974.
- National Archives (1945a):ADM 228/28, Recommendations for the Disposal of the Former German navy classed as "C", Reference: D.H.N.D. 's 322/B.15 of 9th Nov. 1945, Statement no. 5.
- National Archives (1945b):ADM 228/28, Brev fra admiral Miles, Headquarter Royal Navy, Berlin til Admiralty, 10 november 1945.
- National Archives (1946a):ADM 228/28, IN from NOIC Wilhelmshaven to VAC BNG, D.T.G 111059 B/July in Disposal of Ineffective Units of the German Navy (*Category C* ships), Vol I.
- National Archives (1946b):ADM 228/28, Report of Category "C" convoy no:5 and towing of Ex-German vessel Schwbenland from Sandvika (Norway) to Kiel, Signal References 081301, 091201, 111221, 111231, 111711 121030 from S.N.S.S.H.
- National Archives (1946c):ADM 228/28, Letter to Senior United States Representative on the Tripartite Naval Commission and the Senior Soviet Representative on the Tripartite Naval Commission. From Naval Division, Headquarters, Control Commission for Germany (British Element), Berlin, B.A.O.R., 31st August 1946.
- National Archives (1947):FO 943/80, Failure of the Soviet naval authorities to report destruction of unallocated German warships (*Category C* Ships) in their hands, Memorandum by the Admiralty, Norfolk House, 26th February 1947, *Category C* Ships, disposal of.
- Neff, J M (1997). Ecotoxicology of arsenic in the marine environment. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16, 917-927.
- Norges geologiske undersøkelse (NGU) (1997): Special publication 8, Skagerrak in the past and at the present (Eds O Longva, T Thorsnes).
- Norges sjøkartverk (1987). Opplysninger om vrak, Brev til Forsvarets forskningsinstitutt, 13.08.1987 fra Norges sjøkartverk, ref 2914/SE/BS/613.22.
- Olsen V, Mørland J (2004). Forgiftning med arsen. *Tidskr. Nor. Lægeforen.*, 124, 2750-2753.
- Opresko D M, Young R A, Faust R A, Talmage S S, Watson A P, Ross R H, Davidson K A, King J (1998). Chemical warfare agents: estimating oral reference doses. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 156,1-183.

- Royal Naval Headquarters, Schleswig-Holstein, Plön (1946). C.W. Ammunition Dumping Orders. Marine Kommando London, 16.01.46, 025S.
- Russel D J, Conlin D J, Murphy L E, Johnson D L, Wilson B M, Carr D C (2006). A Minimum-Impact Method for Measuring Corrosion Rate of Steel-Hulled Shipwrecks in Seawater, *Int. J. Nautical Archaeology*, **35**, 2, 310-318.
- 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 Materials* **154**; 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* **162**; 416-422.
- Sanderson H, Fauser P, Thomsen M, Vanninen P, Soderstrom M, Savin Y, Khalikov I, Hirvonen A, Niianen S, Missiaen T, Gress A, Borodin P, Medvedeva N, Polyak Y, Paka V, Zhurbas V, Feller P (2010). Environmental Hazards of Sea-Dumped Chemical Weapons. *Environmental Science and Technology* **44**, 4389-4394.
- Sanderson H, Fauser P, Thomsen M, Larsen J B (2012). Weight-of-evidence environmental risk assessment of dumped chemical weapons after WWII along the Nord-Stream gas pipeline in the Bornholm Deep. *Journal of Hazardous Materials* **215-216**; 217-226.
- Sanderson H, Fauser P, Rahbek M, Larsen JB (2014). Review of environmental exposure concentrations of chemical warfare agent residues and associated the fish community risk following the construction and completion of the Nord Stream gas pipeline between Russia and Germany. *J Hazard Mater.* **279**, 518-526.
- Schoof and Yager (2007). Variation of total and speciated arsenic in commonly consumed fish and seafood. *Hum. Ecol. Risk Ass.* **13**, 946-965.
- Sjöfartsverket (1992). Rapport om kartläggning av förekomsten av dumpade kemiska stridsmedel på den svenske delen av kontinentalsockeln, Sjöfartsverket rapport 1992.
- Sjöfartsverket (2011). Miljörisker från fartygsvrak, Regeringsuppdrag 2009/4683/TR, 14. januar 2011.
- Skjold E (2009). Excel regneark med «Informasjon om skip senket i dumpefelt i Skagerrak etter 2. verdenskrig».
- Stock T (1996). Sea-dumped Chemical Weapons and the Chemical Weapons Convention, in Kaffka, A. V. (ed), *Sea-Dumped Chemical Weapons: Aspects, Problems and Solutions*, NATO ASI Series 1/7, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Nederland, 1996, 49-66
- Sveriges geologiske undersökning (1992). Enhet för maringeologi; Lokalisering av vrak väster om Måseskär, Skagerrak”, SGU maringeologi Rapport 1992:3 (1992).
- Szarejko A, Namienik J (2009). The Baltic Sea as a dumping site of chemical munitions and chemical warfare agents. *Chemistry and Ecology* **25**, 13-26

- Tomlinson M S, de Carlo E H (2014). Occurrence and possible sources of arsenic in seafloor sediments surrounding sea-disposed munitions and chemical agents near O`ahu, Hawai`i. *Deep Sea Research II* (In press).
- Tørnes J Aa, Blanch J H, Wedervang T I, Andersen A G, Opstad Aa M (1989). Undersøkelse av skipsvrak inneholdende kjemisk ammunisjon senket i norske farvann etter annen verdenskrig (Investigation of ship wrecks containing chemical ammunition sunk in Norwegian waters after World War II), FFI/RAPPORT-89/6007, Forsvarets forskningsinstitutt.
- Tørnes J Aa, Voie Ø A, Ljønes M, Opstad A M, Bjerkeseth L H, Hussain F (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 Aa, Opstad A M, Johnsen B A (2006). Determination of organoarsenic warfare agents in sediment samples from Skagerrak by gas chromatography-mass spectrometry. *Sci Total Environ.* 356, 235-246.
- U.S. Army (1994). Chemical Materiel Restriction Agency. Old Chemical Weapons: Munitions Speciation Report, September 1994.
- US Environmental Protection Agency (2006). Superfund Chemical Data Matrix, 6/23/2006, EPA, www.epa.gov .
- US Environmental Protection Agency (2015). Estimation Programs Interface Suite™ for Microsoft® Windows, v 4.11. United States Environmental Protection Agency.
- Utenriksdepartementet (1945). brev til Generalkvartermesteren i London, journal nummer 23744, 20 august 1945.
- Utenriksdepartementet (1948). notat, journal nummer 09715, 17 juli 1948.
- Waleij A, Ahlberg M, Berglind R, Muribi M, Eriksson J (2002). Ecotoxicity of mustard gas, clark I, clark II and the metabolite tetraphenyldiarsine oxide occurring in sea-dumped chemical munition. Chemical munition dump sites in coastal environments, edited by Missiaen, T., Henriët, J.P., 121-131.
- Weiss C M, Botts J L (1957). The response of some freshwater fish to isopropyl methylphosphonofluoridate (sarin) in water. *Limnology And Oceanography* 2, 363-370.
- Wenzer M (2012). Long term oxygen trends in the Skagerrak and Kattegat deep waters, Degree project for Bachelor of Science in Earth Sciences, Department of Earth Sciences, University of Gothenburg, 2012 B-685. ISSN 1400-3821.
- Wilson B M, Johnson D L, VanTilburg H, Russell M A, Murphy L E, Carr J D, De Angelis R J, Conlin D L (2007). Corrosion Studies on the USS Arizona with Application to a Japanese Midget Submarine, JOM,59, 10 p 14-18.
- Zabrodskii P F, Germanchuk V G, Kirichuk V F, Nodel' M L, Aredakov A N (2003). Anticholinesterase mechanism as a factor of immunotoxicity of various chemical compounds. *Bull Exp Biol Med.* 136, 176-178.