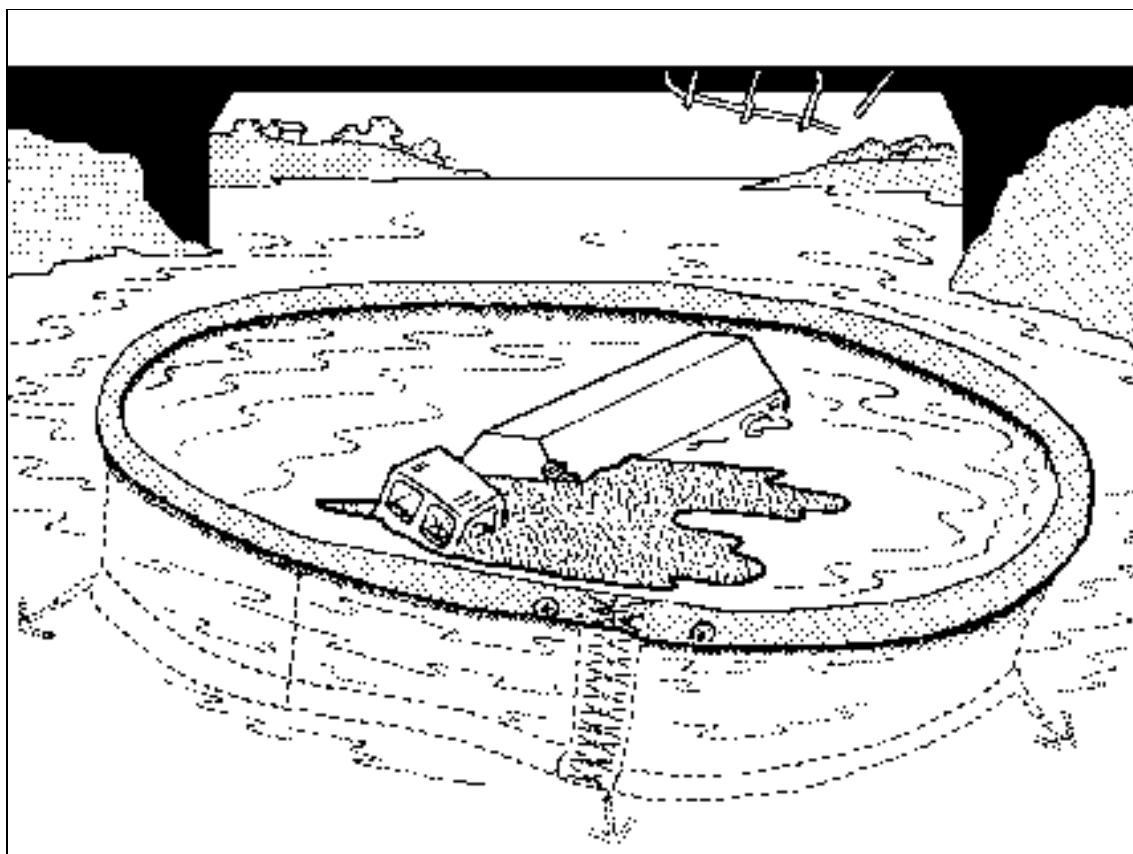


Åtgärder mot kemikalieolyckor i sjöar och vattendrag



Environment Canada



**En översikt utarbetad för
Styrgruppen för Nordiskt
Forsknings- och Utvecklingsarbete
för Bekämpning av Kemikalieolyckor**

**Björn Looström
Kustbevakningens Centrala Ledning
Karlskrona, Sverige**

**Preliminär PDF- utgåva av
2:a upplagan som utges hösten 1999**

Innehåll

Förord	4
1 Allmänna åtgärder	5
1.1 Inledning	5
1.1.1 Övergripande strategi	5
1.1.2 Allmänna inledande åtgärder	5
1.1.3 Logistik	6
1.2 Riskbedömning för människa och miljö	7
1.2.1 Allmänt	7
1.2.2 Riskanalyser	7
1.2.3 Allmänna hotbilder	7
1.2.4 Tillvägagångssätt vid riskbedömning	8
1.2.5 Riskområden, avspärning, säkerhetsrutiner	9
1.3 Spridningsprognoser	12
1.3.1 Allmänt	12
1.3.2 Gasmoln	13
1.3.3 Utsläpp på vattenytan	13
1.3.4 Upplösta utsläpp i vattenmassan	13
1.3.5 Sjunkande utsläpp	14
1.4 Instrument och metoder för mätning och provtagning	15
1.4.1 Allmänt	15
1.4.2 Gasspårningsinstrument	15
1.4.3 Explosimetrar	18
1.4.4 Mätning i vattenmassan	18
1.4.5 Övrig mätning	18
1.4.6 Provtagning	19
1.5 Undervattens teknik	19
1.5.1 Allmänt	19
1.5.2 Dykerisystem	20
1.5.3 Undervattens farkoster	21
1.5.4 Sökning och lokalisering	22
1.5.5 Positionsbestämning och identifiering	22
1.5.6 Militära minjaktssystem	23
1.6 Miljöeffekter och miljöåtgärder	24
1.6.1 Allmänt	24
1.6.2 Exempel på miljöeffekter	25
1.6.3 Bedömning av miljöfara	26

1.7	Informationskällor	27
1.7.1	Allmänt.....	27
1.7.2	CAMEO och ALOHA.....	27
1.7.3	Kemiindustrins informationscentraler.....	28
1.7.4	CHRIS	28
1.7.5	Environmental Properties of Chemicals.....	28
1.7.6	EnviroTIPS	28
1.7.7	EPA:s referensmanual.....	29
1.7.8	GESAMP:s evalueringssystem för farliga ämnen.....	31
1.7.9	HELCOM-manualen Vol. III.....	31
1.7.10	Hommel.....	32
1.7.11	IMDG-koden.....	32
1.7.12	OHM-TADS	33
1.7.13	Datablad på nordiska språk över kemikalier och farlig gods för räddningstjänsten.....	34
1.7.14	Sax.....	34
1.7.15	Statens Räddningsverks Informationsbank RIB (Sverige).....	34
1.7.16	Svenska Kustbevakningens Räddningstjänstplan..... - Miljöräddningstjänst till sjöss.....	35
1.7.17	Sveriges Kemikontors Skyddsblad.....	35
1.7.18	TOKEVA (Finland).....	35
1.7.19	Verschueren	35
1.7.20	IMO:s Manual on Chemical Pollution.....	35
2	Åtgärder mot löskomna kemikalier	36
2.1	Kemikaliers beteende vid utsläpp i vatten.....	
	- klassificering efter fysikaliska egenskaper.....	36
2.1.1	Allmänt.....	36
2.1.2	Klassificering.....	37
2.1.3	Klassificeringssystemets 12 klasser.....	38
2.1.4	Särskilda beteendemönster - utsläpp av kondenserad ammoniak.....	40
2.1.5	Särskilda beteendemönster - spridning av gasmoln vid stabilt väder.....	40
2.1.6	Särskilda beteendemönster - utsläpp av helt vattenlösliga vätskor i stillastående vatten.....	41
2.1.7	Särskilda beteendemönster - utsläpp av tunga svårlösliga vätskor i strömmande vatten.....	42
2.1.8	Särskilda beteendemönster - ämnen som reagerar med vatten.....	42

2.2	Åtgärder mot utsläpp	
	- val av åtgärder beroende på fysikaliska egenskaper.....	44
2.2.1	Översikt.....	44
2.2.2	Ämnen som förgasas eller avdunstar snabbt.....	45
2.2.3	Ämnen som flyter på vattenytan.....	48
2.2.4	Ämnen som upplöses i vattnet.....	49
2.2.5	Ämnen som sjunker till botten.....	54
3	Åtgärder mot löskomett förpackat farligt gods.....	62
3.1	Klassificering av förpackat farligt gods.....	62
3.1.1	Allmänt.....	62
3.1.2	Klassificering efter flytbarhet.....	62
3.1.3	IMDG-kodens klassificeringssystem för transporter till sjöss.....	63
3.1.4	Klassificering av åtgärder ombord på fartyg enligt EmS.....	63
3.2	Olika typer av emballage.....	65
3.2.1	Allmänt.....	65
3.2.2	Små och medelstora förpackningstyper.....	65
3.2.3	Fraktcontainrar.....	67
3.3	Olyckssituationer och förpackningars beteende.....	68
3.4	Åtgärder vid olyckor med förpackat farligt gods.....	71
3.4.1	Allmänt.....	71
3.4.2	Bärgning av flytande förpackningar.....	74
3.4.3	Bärgning av sjunkna förpackningar.....	76
3.4.4	Inlänsning av läckande behållare.....	77
3.4.5	Bärgning last från sjunkna fartyg.....	80
3.4.6	Övriga metoder.....	81
4	Exempel på inträffade olyckor.....	83
4.1	Sjunkna järnvägsvagn med en biocid.....	83
4.2	Sjunkna pråm med svavelsyra.....	85
4.3	Sandoz-olyckan i Rhen.....	87
4.4	Sjunkna biocider i Mississippi.....	89
4.5	Utsläpp av ammoniak i en å.....	92
4.6	Utsläpp av ammoniak från en gastanker.....	94
4.7	PCB-utsläpp i en flod.....	95
4.8	Användning av ett mobilt system för rening av en damm som förorenats av en herbicid.....	97
4.9	Fenololycka i Göteborgs hamn.....	99
5	LITTERATUR.....	100

Förord

Föreliggande översikt "Åtgärder mot kemikalieolyckor i sjöar och vattendrag" har sammanställts inom ramen för ett samarbete mellan olika miljömyndigheter inom Norden. Åren 1985-1996 bedrevs arbetet i den s.k. "Styrgruppen för Nordiskt Forsknings- och Utvecklingsarbete för Bekämpning av Kemikalieolyckor". Bakgrunden till styrgruppens tillkomst var de mycket allvarliga kemikalieolyckor som hade inträffat i världen och där det konstaterades att förmågan att bekämpa svåra kemikalieolyckor är begränsad. Gruppens arbete resulterade bl.a. i gemensamma nordiska projekt som delfinansierades av Nordiska ministerrådets ämbetsmannakommitté. Styrgruppens verksamhet upphörde 1996 och det nordiska samarbetet på området har därefter övergått till en "Nordisk kontaktgrupp för kemikalieolyckor" med den fortsatta inriktningen att som tidigare behandla olyckor både till lands och till sjöss.

Syftet med översikten är peka på möjliga åtgärder som kan eller bör tillgripas vid olyckor eller incidenter där kemikalier eller farligt gods kommer ut i lös form eller i förpackat skick och hamnar i vattenmiljön. De beskrivna åtgärderna avser främst sjöar och vattendrag men kan i många fall vidtas även i andra vattenområden. I översikten behandlas inte åtgärder mot olyckor med olja, d.v.s. oljebekämpning och oljesanering. Ej heller berörs andra speciella ämneskategorier som t.ex. radioaktiva ämnen och smittämnen.

Området som behandlas i detta arbete är mycket stort och det saknas ofta praktiska erfarenheter av metoder och rutiner som kan tillämpas med framgång. Dessa brister kan delvis förklaras med att kemikalieolyckor ofta får så olikartade förlopp beroende på kemikaliernas mångfald och skiftande egenskaper. Dessa omständigheter är särskilt uttalade vid olyckor i vatten där ämnena kan uppvisa många olika beteendemönster.

Det första kapitlet behandlar allmänna åtgärder. Många av dessa åtgärder är gemensamma för olika typer av olyckor och stora delar av kapitlet är viktiga för sammanhanget i hela översikten. I slutet av första kapitlet behandlas ett urval av olika informationskällor som är viktiga på området. En del av dessa har generell användning. Andra är mer specifikt inriktade på vattenmiljön.

Kapitel 2 behandlar egentliga åtgärder mot utströmmande kemikalier och kapitel 3 åtgärder mot löskomet emballerat farligt gods. Innehållet i dessa kapitel har till stor del baserats på erfarenheter från såväl olyckor som fältförsök. Kunskaperna på detta område är emellertid fragmentariska. Här finns mycket att göra för att förbättra beredskapen mot olyckor.

Olika muddringsmetoder har fått stort utrymme i kapitel 3. Det har nämligen visat sig att bland kemikalieolyckor, som inträffar i vatten, ger sjunkande ämnen upphov till komplicerade operationer där mudderverk ofta behövs för upptagningen.

I kapitel 4 beskrivs några inträffade kemikalieolyckor som är relevanta för denna framställning. Allmänt kan sägas att det råder stor brist på god dokumentation om sådana olyckor som inträffat i sjöar och vattendrag.

Kapitel 5 avslutar översikten med ett hundratal referenser till litteratur på området, främst tekniska artiklar och rapporter.

Karlskrona i maj 1999

Björn Looström

Utredare

Kustbevakningens centrala ledning, Sverige

1 Allmänna åtgärder

1.1 Inledning

1.1.1 Övergripande strategi

När det gäller allmän beredskapsplanering mot kemikalieolyckor råder det stor enighet om att resurser och ansträngningar i första hand skall inriktas mot förebyggande åtgärder. Regelverk och rutiner måste utformas så att missöden och olyckor förhindras så långt det är möjligt (Ref. 5.11). Detta är en allmän tankegång vid all planering på området och det är en policy som aldrig ifrågasätts.

Vid inträffade incidenter eller olyckor med kemikalier eller farligt gods bör den övergripande målsättningen alltid vara att i största möjliga utsträckning hindra eller minska skador på människa, miljö och egendom. Kraftfulla och snabba insatser på ett tidigt stadium är nästan alltid, utifrån ett kostnad/nytta-perspektiv, många gånger mer värda än alla senare åtgärder.

Efter de egentliga skadeavvärjande och -begränsande åtgärderna skall eventuella kvarstående skador avhjälpas så långt det är möjligt och rimligt. Det sker i miljön genom sanering. Påverkade naturområden restaureras eller återställs så nära sitt ursprungliga skick som det bedöms vara möjligt med en rimlig insats av resurser. När det gäller populationsminskningar av växter och djur vid större olyckor, finns ofta inget annat att göra än att låta naturen på sikt återhämta sig själv.

1.1.2 Allmänna inledande åtgärder

Följande punkter ger en kortfattad uppställning av allmänna rutiner som nästan alltid bör vidtas vid alla slag av incidenter och olyckor med kemikalier och farligt gods oavsett typ och omfattning. Vid mindre incidenter kan man bortse från vissa av åtgärderna eller begränsa deras omfattning. Vid större olyckor, eller olyckor med mycket farliga ämnen, måste åtgärderna tillämpas i full utsträckning.

- ♦ Snabb, allmän överblick över det inträffade där behoven av de mest brådskande åtgärderna bedöms, t.ex. omhändertagande av skadade, avspärrning, utrymning, läckagetätning, etc.
- ♦ Varning av förbipasserande, sjöfarande, befolkning m.fl. Information ges till berörda myndigheter och nyhetsmedia.
- ♦ Identifiering av inblandade kemikalier och bedömning av risken för brand, explosion, läckage och hälsofara samt effekter på närliggande områden.
- ♦ Upprättande av riskzon och vakthållning vid zonen.
- ♦ Se till att lämpliga åtgärder (t.ex. nyttjandeförbud, avstängning m.m.) vidtas beträffande badplatser, fiskeområden, vattenintag för färskvatten, etc.
- ♦ Mätning med instrument avseende brand- och explosionsrisker samt hälsofara.

Dessa mätningar fortsätts kontinuerligt.

- ♦ Bedömning av källstyrkor, kvantiteter, egenskaper och reaktionsbenägenhet.
- ♦ Initial bedömning av förväntad spridning (riktning, avstånd, mängder) och efterföljande beräkning med hjälp av spridningsmodeller samt upprättande av prognoskartor.
- ♦ Fortlöpande mätning av kemikaliernas eventuella spridning i luft, mark, sediment och vatten samt upprättande av spridningskartor.
- ♦ Fortlöpande bedömning av riskbilden och ständig anpassning av alla skyddsåtgärder efter denna bedömning.
- ♦ Vidta skadebegränsande åtgärder.

International Maritime Organization (IMO) har utarbetat en "Manual on Chemical Pollution" där en första del (Ref. 5.42) beskriver allmänna åtgärder i samband med kemikalieolyckor och en andra del (Ref. 5.19) beskriver särskilda åtgärder beträffande förpackat farligt gods.

1.1.3 Logistik

Vid de flesta olyckor med kemikalier och farligt gods ställs krav beträffande organisation av transporter och materiel samt etablering av uppehållsplatser för dessa flöden. Kraven kan bli särskilt stora när något skall tas upp eller bärgas från miljön. Emballerat gods kan ge problem som kan vara betingade av skador på emballagematerialet. Godset kanske måste omförpackas eller förses med särskilda ytterbehållare innan de kan föras vidare. Det har t.o.m. hänt olyckor där myndigheterna inte ens tillåtit insatspersonalen att föra iland det omhändertagna godset och transportera det vidare (Ref. 5.44).

Olyckor där fria kemikalier tas upp från miljön kan ge mycket stora materialmängder att hantera eftersom kemikalierna kanske måste bärgas (inlänsas, pumpas, muddras, etc.) blandade med vatten eller sediment. En förnuftig planering kan underlätta arbetet avsevärt. En separation av kemikalier från övrigt material kan kanske utföras på platsen omedelbart efter upptagningen. Ibland upprättas system med flera pråmar där den uppumpade vattenblandningen hanteras i flera steg och renas undan för undan. Reningen kan kanske drivas så långt att allt vatten till slut kan återföras till miljön (4.2).

Olika storlekar av behållare måste finnas tillgängliga för de mest skiftande typer av olyckor. På grunda vattenområden krävs containersystem (Ref. 5.65) som kan transporteras utan svårighet. Pråmar kan vara lämpliga för större volymer men det finns även stora containrar av mjukt konstruktionsmaterial som kan bogseras flytande på vattnet. Ibland är det lämpligt att härbärgera omhändertagna substansmängder i mellanlagringssystem (buffertlager) för senare bortfraktning med pråmar eller fartyg. Skadade fat eller småförpackningar kan placeras i s.k. salvage drums (recovery drums, overpacks) innan de transporteras vidare (3.4.1). Sådana salvage drums bör finnas gripbara i stort antal och de måste vara typgodkända för transport av farligt gods.

1.2 Riskbedömning för människa och miljö

1.2.1 Allmänt

Vid en kemikalieolycka i ett vattenområde finns risker av olika slag, för både människa och miljö, som är viktiga för räddningspersonalen att känna till. Dessa risker bildar en samlad hotbild som måste bedömas och som ger underlag för fortsatta åtgärder. Det är särskilt viktigt att mycket noga granska och värdera uppkomnaskador för att kunna planera insatserna.

1.2.2 Riskanalyser

Ett viktigt grundmaterial vid utarbetande av riskanalyser är statistik över transporter (Ref. 5.16, 5.20, 5.24 och 5.25) samt uppgifter om inträffade olyckor (1.7.15). Det är möjligt att statistiskt beskriva vilka typer av olyckor och skador som är mest frekventa, vilka typer av transporter som är mest olycksdrabbade etc. Utgående från en sådan riskanalys kan räddningstjänsten dimensioneras och anpassas så att resurserna främst satsas på de vanligaste olyckstyperna. För en räddningsledare är det emellertid nödvändigt att vara förberedd på varje tänkbar typ av olycka oavsett om risken statistiskt sett är mycket liten.

1.2.3 Allmänna hotbilder

Exempel på hotbilder i och invid vattenområden vid skador på transportmedel eller anläggningar, medvetna utsläpp eller oavsiktliga utsläpp:

♦ sjunkande gods ♦ ilanddrivande gods	♦ kemikaliespridning i atmosfären ♦ kemikaliespridning på vattenytan ♦ kemikaliespridning i vattenmassan	♦ kemikaliespridning på botten ♦ kemikaliespridning på stränder
--	--	--

Allmänna typfall för hotbilder kan ställas upp enligt följande tabeller A och B:

A. I eller nära anläggning eller transportmedel

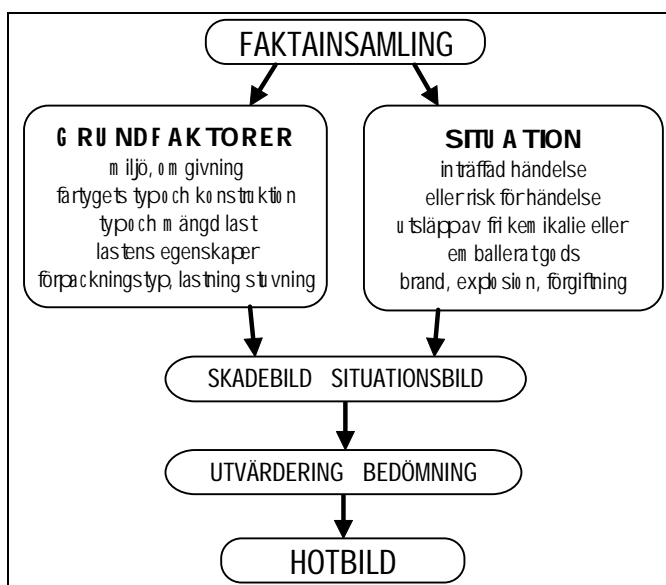
I anläggning eller transportmedel	I närheten av anläggning eller transportmedel	Sjunkt transportmedel (fartyg, fordon)
♦ risk för utflöde, brand, explosion ♦ inträffat utflöde ♦ brand som är begränsad till anläggningar ♦ explosion vars konsekvenser är begränsade till anläggningen	♦ utflöde till omgivningen av fria kemikalier eller emballerat gods ♦ brand där omgivningen påverkas ♦ explosion där omgivningen påverkas	♦ utflöde till omgivningen av fria kemikalier eller emballerat gods

B. Löskommen last

Fria kemikalier	Emballerat farligt gods
<ul style="list-style-type: none"> ♦ gaser ♦ ämnen som flyter på vattenytan ♦ ämnen som upplöses i vattnet ♦ ämnen som sjunker 	<ul style="list-style-type: none"> ♦ gods som flyter på vattenytan ♦ gods som sjunker ♦ gods som driver iland

1.2.4 Tillvägagångssätt vid riskbedömning

Det är svårt att ge generella riktlinjer för en heltäckande riskbedömning eftersom ett haveri inte liknar något annat. Grunden för all riskanalys och hotbildsbildning är dock en noggrann faktainsamling enligt vidstående schema.



Tre viktiga steg för riskbedömning:

Steg	Åtgärd	Hjälpmedel	Exempel
I	Sammanfatta de viktigaste punkterna beträffande olyckan och ge en kort beskrivning av den rådande situationen	Checklistor	Skador på lasten Utföde från fartyg Utföde från anläggning iland Läckage från emballage, containeret Gasoln Brand
II	Samla uppgifter om lastade ämners egenskaper	Litteratur om farligt gods Datablad Databaser Info-centraller Tillverkare Särskild expertis	Ingående ämners kemiska, fysikaliska och biologiska data samt egenskaper beträffande brand, explosion, korrosivitet m.m.
III	Bedöma riskerna och förväntade eller förmodade konsekvenser	- "-	Brand/explosionsfara Hälsufara Miljöfara

Rutinerna enligt Steg I kan vara svåra att utforma som generella riktlinjer eller checklistor eftersom det inte finns några typiska kemikalieolyckor eller, som det också brukar formuleras, det finns inte två kemikalieolyckor som är lika. Vissa generella råd kan dock ges inför en akut uppkommande olycka med kemikalier eller farligt gods (se vidstående ruta).

Man bör vid en komplicerad kemikalieolycka tillämpa en "defensiv responsstrategi", dvs aldrig förhastna sig utan ta det lugnt och bedöma situationen noggrant utifrån den information som kan erhållas.

En av de viktigaste momenten enligt Steg II är ofta att studera datablad med akutinformation om inblandade kemikalier eller farligt gods. Bland det allra viktigaste i inledningsskedet är att skaffa sig tillförlitlig information (Ref. 5.51). Exempel på datablad är de insatskort och pärmar med informationsblad som används i de nordiska länderna (se 1.7.13 och 1.7.17).

Bedömning av brand- och explosionsrisker enligt Steg III kan ske med hjälp av nämnda skyddsblad samt genom mätning med explosimetrar (1.4.3). Bedömning av akut hälsofara enligt Steg III kan också ske med hjälp av dessa datablad eller med utförligare handböcker (1.7.14) samt mätning med gasspårningsinstrument (1.4.2).

Bedömning av miljöfara enligt Steg III kan vara svårt och bör om möjligt göras av särskild expertis. Viss hjälp kan dock erhållas från IMDG-koden (1.7.11) som anger vissa ämnen som "Marine Pollutants" eller "Severe Marine Pollutants". Det finns även andra handböcker som kan ge viss vägledning (1.7.5, 1.7.7, 1.7.19, Ref. 5.2 och Ref. 5.50).

1.2.5 Riskområden, avspärrning, säkerhetsrutiner

Utformning av riskområden

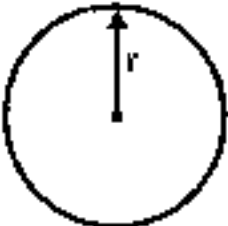


Vid olyckor som medför stora risker för människor är det angeläget att avgränsa områden för att skydda personal, sjöfarande, befolkning m.m. Riskområdet bör därvid anges på kartor eller sjökort och bevakas.

Tillfällen då det är särskilt viktigt att upprätta riskområden	<ul style="list-style-type: none"> - när stora mängder kemikalier är inblandade - när särskilt farliga ämnen eller produkter är inblandade
Syften med riskområden	<ul style="list-style-type: none"> - ange områden som ska utrymmas - ange områden där särskilda åtgärder måste vidtas vid vistelse - ange områden där tillträde skall förhindras

Figur 1.1a-b anger riktlinjer för utformning av riskområden (1.7.16). Det är viktigt att inte uppfatta tabellen som en exakt uppdelning mellan säkra och osäkra områden. Syftet är endast att ge mycket grova vägledningar för riskområdenas utseende och storlek.

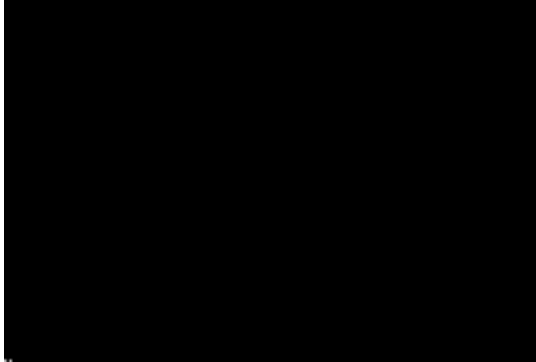

Vid en olycka som allvarligt påverkar eller hotar tätbefolkade områden blir det bedömda riskområdet avgörande för hur stor evakuering som skall genomföras. Evakueringen kan bli tilltagen i överkant baserad på ett värsta-fall-scenari. För att undvika sådana situationer kan ibland riskområdet beräknas noggrannare för explosionsrisker (Ref. 5.88) eller moln av luftburna substanser (Ref. 5.58 och 5.59) med utgångspunkt från kända detaljer om olyckssituationen.

RISKOMRÅDEN

Hörsituation eller inträffad händelse	Exempel på ämnen	Beskrivning av riskområdet	Grafisk bild av riskområdet
<p>Risk för häftig brand</p> <hr/> <p>Risk för explosion</p>	<p>aceton akrylnitril bensin cyklohexan hexan metylalkohol metyletylketon vinylacetat</p> <hr/> <p>LPG (propan, butan) etylen (eten) propylen (propen) butadien explosiva ämnen blandningar av syreavgivande och brännbara ämnen</p>	<p>Halvsfär med 100 m radie</p> <hr/> <p>Halvsfär med 1000 m radie</p>	 <p style="text-align: center;">Uppifrån</p>  <p style="text-align: center;">Från sidan</p>
<p>Inträffad brand med normala brandgaser</p> <hr/> <p>Inträffad brand med särskilt hälsofarliga brandgaser</p>	<p>aceton akrylnitril bensin cyklohexan hexan metylalkohol metyletylketon vinylacetat</p> <hr/> <p>klorerade kolväten tex. diklorpropan etylklorid etylendiklorid klorbensen vinylklorid etanoltämlin vissa pastor</p>	<p>Etterområde runt och över de synliga delarna av brandgaserna och 100 m från dessa</p> <hr/> <p>Etterområde runt och över de synliga delarna av brandgaserna och 500 m från dessa</p>	

Figur 1.1a Riktlinjer för utformning av riskområden

RISKOMRÅDEN

Hot situation eller inträffad händelse	Exempel På Ämnen	Beskrivning av riskområdet	Graffisk bild av riskområdet																																										
Inträffa utflöde av ämne som avger särskilt hälsofarligt gasmoln	bensen bensenolja lättårlig bensen/toluen/ xylen-blandning (cyrolysbensin)	Etterområde i vars ytterkanter tydliga utslag erhålls med gasspåringsinstrument																																											
Inträffa utflöde av kondenserad gas från container eller gastankfartyg	GRUPP I ammoniak vinylklorid GRUPP II LPG (propan, butan) etylen (eten) propylen (propen) butadien	<table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse; text-align: center;"> <thead> <tr> <th rowspan="2">UT- FLÖDE</th> <th colspan="2">Hälso- risk- område</th> <th rowspan="2">Brand-/ex- plo- sions- riskområde</th> </tr> <tr> <th>I</th> <th>II</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>—</td> <td>—</td> <td>—</td> <td>loch II</td> </tr> <tr> <td>—</td> <td>a</td> <td>a</td> <td>a</td> </tr> <tr> <td>—</td> <td>km</td> <td>km</td> <td>km</td> </tr> <tr> <td>—</td> <td>—</td> <td>—</td> <td>—</td> </tr> <tr> <td>0.1</td> <td>1</td> <td>0.2</td> <td>0.2</td> </tr> <tr> <td>1</td> <td>2</td> <td>0.4</td> <td>0.4</td> </tr> <tr> <td>10</td> <td>5</td> <td>1</td> <td>1</td> </tr> <tr> <td>100</td> <td>10</td> <td>2</td> <td>2</td> </tr> <tr> <td>1000</td> <td>20</td> <td>4</td> <td>4</td> </tr> </tbody> </table>	UT- FLÖDE	Hälso- risk- område		Brand-/ex- plo- sions- riskområde	I	II	—	—	—	loch II	—	a	a	a	—	km	km	km	—	—	—	—	0.1	1	0.2	0.2	1	2	0.4	0.4	10	5	1	1	100	10	2	2	1000	20	4	4	
UT- FLÖDE	Hälso- risk- område			Brand-/ex- plo- sions- riskområde																																									
	I	II																																											
—	—	—	loch II																																										
—	a	a	a																																										
—	km	km	km																																										
—	—	—	—																																										
0.1	1	0.2	0.2																																										
1	2	0.4	0.4																																										
10	5	1	1																																										
100	10	2	2																																										
1000	20	4	4																																										

Figur 1.1b Riktlinjer för utformning av riskområden

1.3 Spridningsprognoser

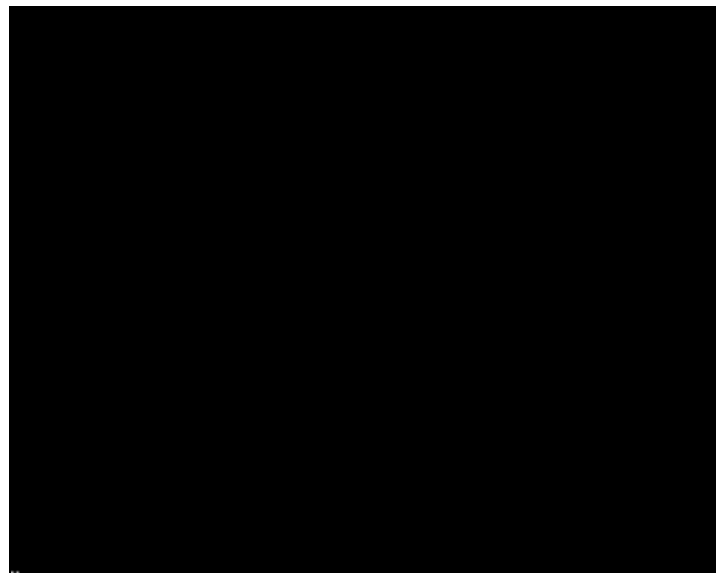
1.3.1 Allmänt

Ett kemikalieutsläpps spridning måste i förväg bedömas eller beräknas på något sätt för att ge underlag till en riskanalys. En grov och enkel bedömning av spridningen är ofta bättre än ingen alls. Den bör grundas på kemikalienas egenskaper och mängd samt miljöförhållanden som vind, ström m.m.

Numera finns olika datormodeller (Figur 1.2) med vilka en operatör efter viss utbildning och träning kan prognosticera ett kemikalieutflödes spridning (Ref. 5.36). Det bör dock poängteras att prognosens tillförlitlighet är helt beroende på 1) modellens uppbyggnad och giltighet, 2) hur korrekta alla inmatade data är, och 3) hur professionellt programhanteringen i övrigt sköts.

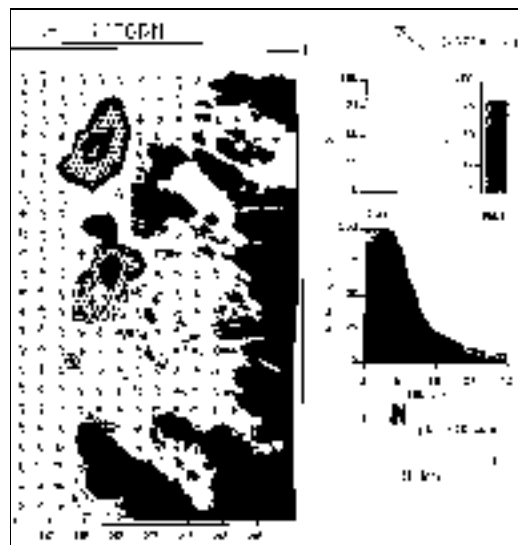
Många datormodeller uppvisar stora begränsningar. Det är vanligt att prognosmodeller för gasmoln inte kan ta hänsyn till terrängens struktur (ex. vatten, slättmark, skog). Vissa modeller låter inte ens gasmolnen väja för berg vid den simulerade förflyttningen.

Spridningsmodeller för kemikalier i vatten kan ofta inte beakta en del av kemikalienas fysikaliska egenskaper, t.ex. deras löslighet i vatten, vilket då ger en missvisande eller helt felaktig bild av deras spridning.



Figur 1.2 Spridningen av kemikalieutsläpp kan prognostiseras med datorbaserade modeller

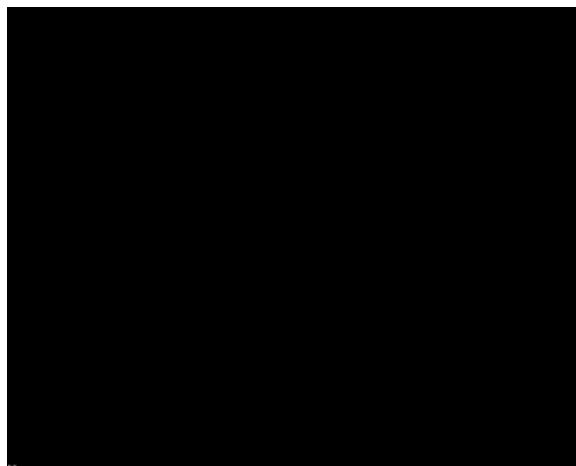
År 1991-1992 utarbetade Simo Salo i Finland (Ref. 5.15) en översikt över all den information som fanns tillgänglig i världen om kemikalieutsläpps fysikaliska beteenden i vatten. På grundval av denna översikt utvecklades en generell datorbaserad prognosmodell för kemikalier som flyter, upplöses och sjunker vid utsläpp, i vatten. Den kan beräkna och förutsäga kemikalienas spridning i vattenmassan (Ref. 5.14). Modellen tar hänsyn till kemikalienas fysikaliska egenskaper och kan ge tidsrelaterade kartor över kemikalienas spridning i miljön (se Figur 1.3).



Figur 1.3 Grafisk beskrivning av beteendet hos ett utsläpp av kloroform i vatten (finsk modell)

1.3.2 Gasmoln

Ett välkänt datasimuleringsystem för spridning av gasmoln vid olika miljöbetingelser är det amerikanska ALOHA (Figur 1.4). ALOHA ingår i det amerikanska beslutstödssystemet CAMEO, Computer Aided Management of Emergency Operations (Ref. 5.28) utarbetat av National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) i samarbete med US Environmental Protection Agency (EPA).



Figur 1.4 Grafisk beskrivning av ett gasmoln med hjälp av den amerikanska simuleringsmodellen ALOHA

I avsnitt 2.2.2 metod P1 beskrivs en mycket enkel manuell metod för att uppskatta ett gasmolns spridning.

1.3.3 Utsläpp på vattenytan

Det är komplicerat att ge en prognos över beteendet hos ett kemikalieutsläpp som flyter på vattenytan. Följande processer inverkar:

- a) Förflyttning på vattenytan
- b) Utbredning på vattenytan
- c) Avdunstning till atmosfären
- d) Upplösning i vattnet
- e) Kemiska reaktioner och andra omvandlingsprocesser

Shell International i Holland har utarbetat en datamodell (Ref. 5.26) som för processerna b, c och d beräknar beteendet för 34 st vanliga vätskeformiga kemikalier. Men det finns ännu (1996) ingen operativt fungerande datamodell som kan ge tillförlitliga prognoser över kemikalieutsläpps drift och utbredning på vattenytan baserade på integrerade beräkningar av inverkan från faktorer hos både miljön och kemikalien själv.

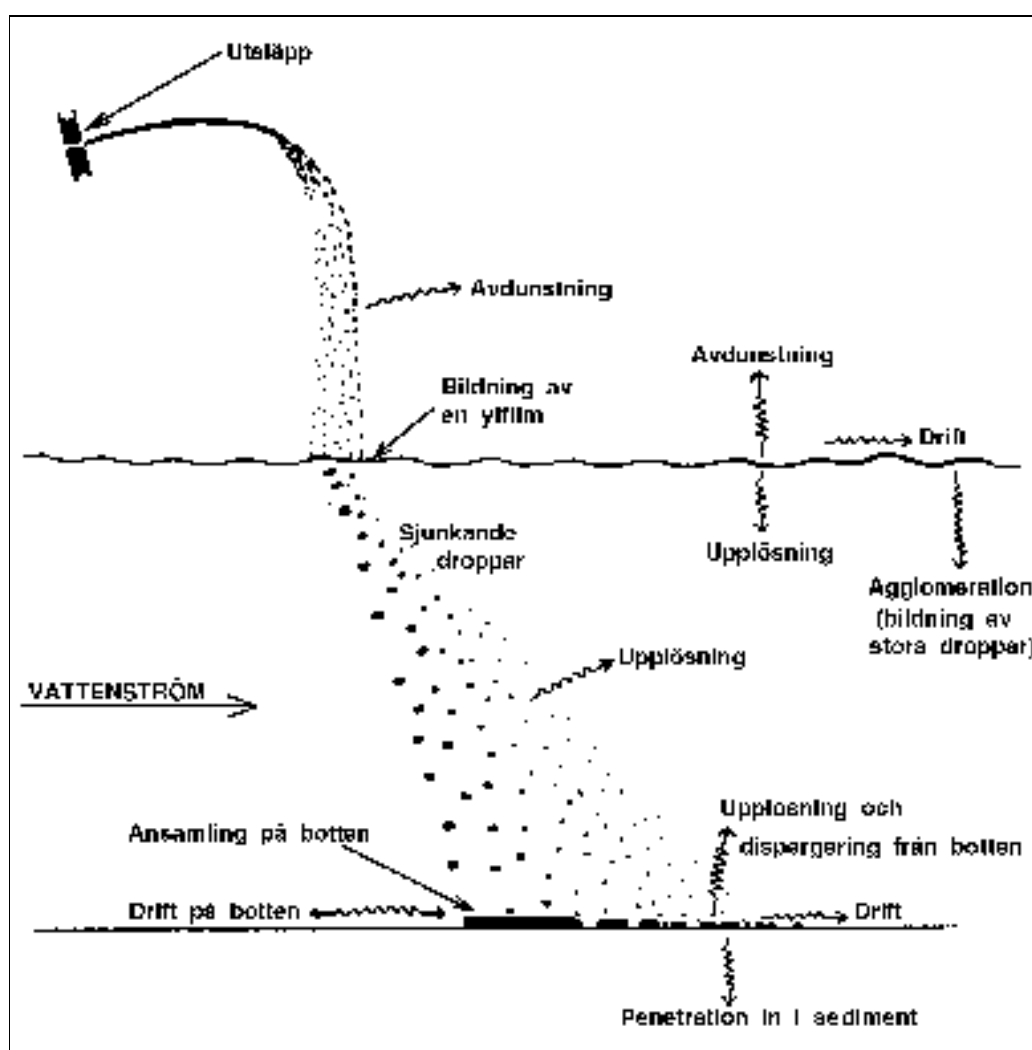
Enkla spridningsmodeller har utvecklats för kemikalieutsläpp som flyter på vattenytan och varken avdunstar eller upplöses. Deras beräkningsprincip kan även användas manuellt vilket beskrivs översiktligt i avsnitt 2.2.3, Metod P2.

1.3.4 Upplösta utsläpp i vattenmassan

I avsnitt 2.2.4 beskrivs Metod P3 med vilken det är möjligt att mycket grovt beräkna spridningen av ett kemikalieutsläpp som upplöses i vattenmassan.

1.3.5 Sjunkande utsläpp

Det är mycket svårt att beräkna spridningen för utsläpp som sjunker till botten och det finns ännu (1996) inte några operativt fungerande modeller som kan användas för tillförlitlig prognostisering inom detta område. Orsaken till dessa svårigheter beror på den mängd parametrar som påverkar förloppet (Figur 1.5, Ref. 5.66). Ämnets densitet har betydelse för sjunkhastigheten. Dess ytspänning och löslighet (om än mycket liten) påverkar dess beteende på vattenytan samt dess dispergering och spridning i vattenmassan under färdan mot botten. Vattenmassans ström tillsammans med vattendjupet och ämnets densitet har en avgörande betydelse för hur långt ämnet färdas i strömmens riktning innan det når botten. Om ämnet har en löslighet av t.ex. 1% eller t.ex. 0,001% påverkar naturligtvis dess varaktighet på botten. Eventuella bottenströmmar har också stor inverkan på ett bottenliggande utsläpp. Ämnets eventuella penetration in i botten sedimentet påverkas av sedimentets struktur och egenskaper i övrigt.



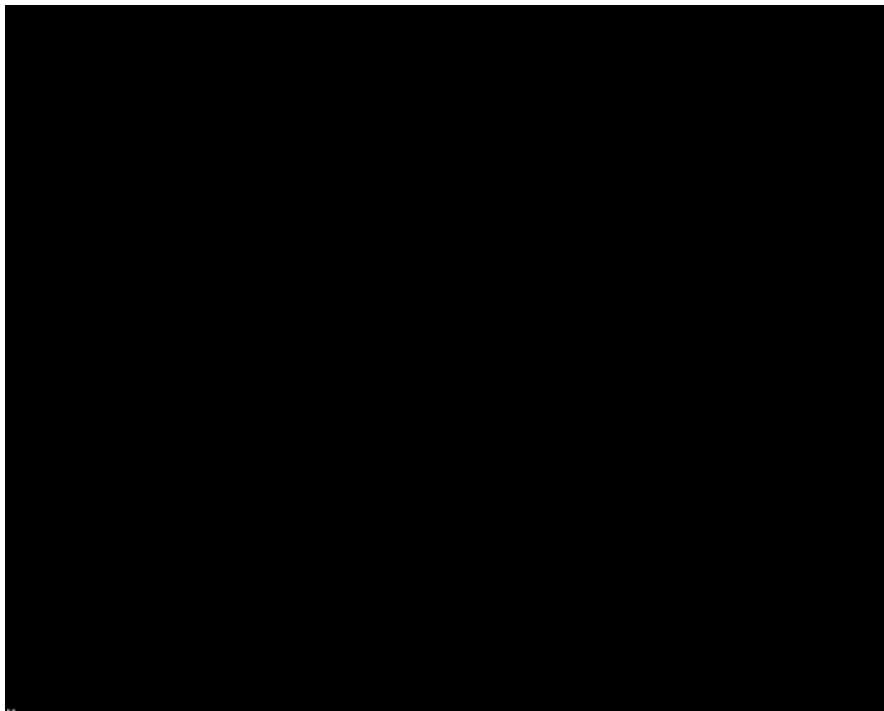
Courtesy of P. Ashworth, UK

Figur 1.5 Ett ämne som sjunker i vatten och dess beteende (Ref. 5.66)

1.4 Instrument och metoder för mätning och provtagning

1.4.1 Allmänt

Vid olyckor där kemikalier sprids i miljön bör det påverkade området kartläggas genom mätning med mätinstrument (Figur 1.6).



Figur 1.6 Olika typer av mätningar kan behöva utföras vid ett kemikalieutsläpp

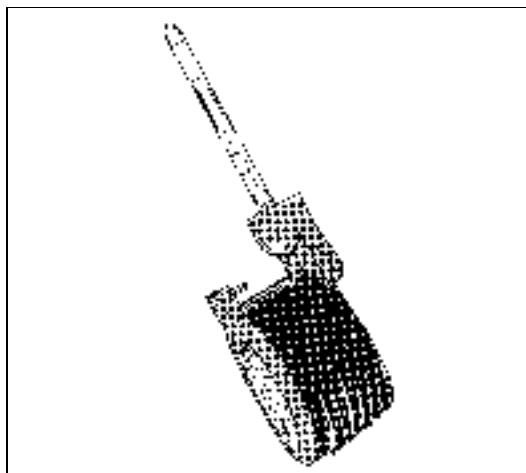
Syftet med sådana mätningar kan vara att t.ex. fastställa och avgränsa områden med hälsofarlig atmosfär där oskyddade personer inte får vistas eller fastställa storleken av påverkade områden i miljön så att adekvata miljöskyddsinsatser kan sättas in. Ett allmänt syfte är att samla information så att en allsidig beskrivning kan ges av olyckans omfattning för att tillgodose de informationskrav som ställs från allmänhet, nyhetsmedia, samverkande myndigheter och mätverkande expertis av olika slag.

1.4.2 Gasspårningsinstrument

Med s.k. gasspårningsinstrument mäts låga koncentrationer av luftburna ämnen, vanligen i nivåer mellan några ppm och några hundra ppm. Syftet med sådana mätningar är kartlägga hälsoriskerna i utsläppsområdet. En vanlig missuppfattning är att gaser i luften kan identifieras med gasspårningsinstrument. Så är inte fallet! Ämnet måste först vara identifierat innan det kan koncentrationsbestämmas med gasspårningsinstrument.

Reagensrör

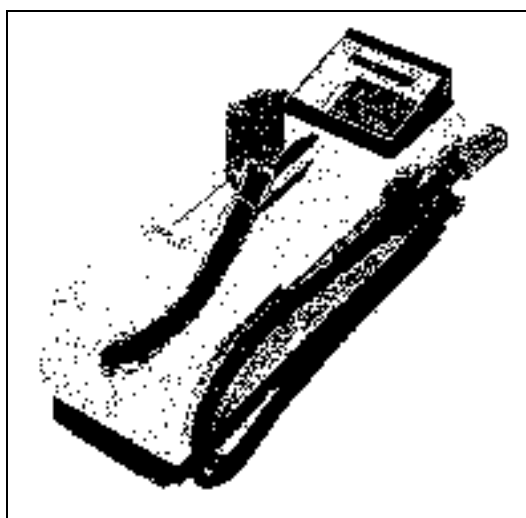
Vid den vanligaste mätmetoden används glassampuller fyllda med ett ämne som, mer eller mindre specifikt, reagerar med det ämne i luften som skall mätas. Den förorenade luften ger upphov till ett färgat skikt i glassampullen som kan avläsas och översättas till en koncentrationsangivelse i mätpunkten. Figur 1.7 visar ett exempel på en handpump med reagensrör.



Figur 1.7 Dräger handpump med reagensrör

IR-instrument

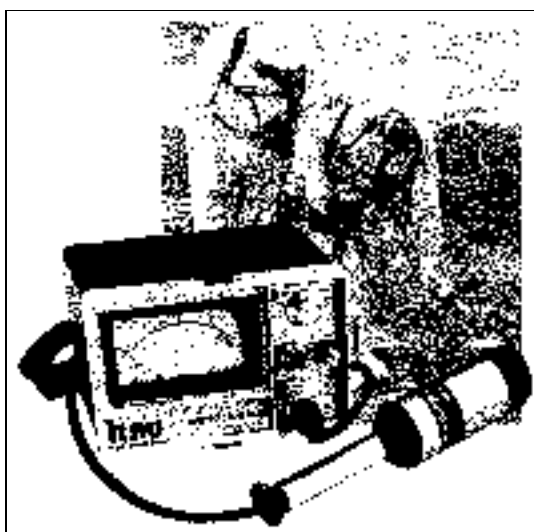
Vissa instrument utnyttjar en mätprincip som grundar sig på ämnens ljusabsorption i det infraröda spektralområdet. Det krävs ofta en särskild utbildning för att använda sådana instrument. På senare tid har dock utvecklats automatiserade IR-instrument som är enkla att använda. Figur 1.8 visar en modell som är förinställd för 116 olika ämnen.



Figur 1.8 MIRAN portabel IR-spektrofotometer

Fotojonisator

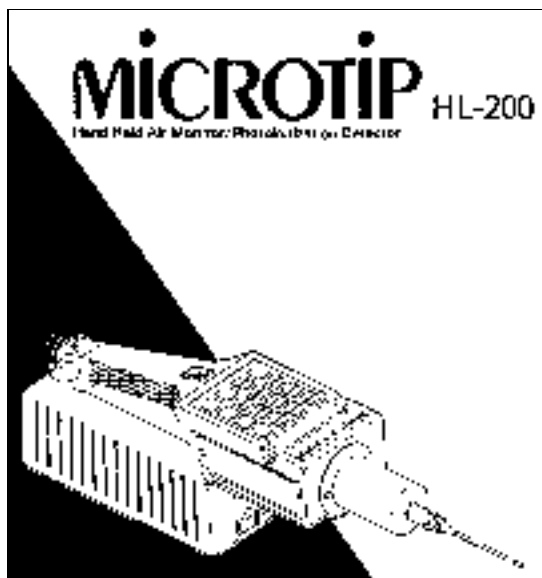
I en fotojonisator eller fotojonisationsinstrument finns en UV-lampa inbyggd i en handhållen sond (Figur 1.9) där luften sugas in. Vid bestrålning med UV-ljus joniseras föroreningar i luften. Jonisationsenergin omvandlas direkt till ett ppm-värde på en skala som anger ämnets koncentration i luften. Instrumentet har funnits på marknaden sedan mitten av 1970-talet.



Figur 1.9 Mätning med HNU Systems fotojonisator

Figur 1.10 visar ett senare utvecklat instrument baserat på fotojonisationstekniken (Ref. 5.29).

Instrumentet används av bl.a. Environmental Response Team vid US Environmental Protection Agency i Edison, New Jersey, USA.



Figur 1.10 En nyare typ av fotojonisator som används av US Environmental Protection Agency (EPA)

Figur 1.10b visar exempel på hur fotojonisationsinstrumenten minskat ytterligare i storlek (Photovac).

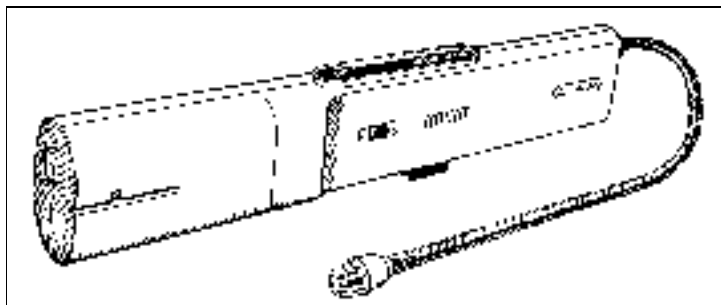


Courtesy of Scantec Lab, Sweden

Figur 1.10b Photovac fotojonisator

1.4.3 Explosimetrar

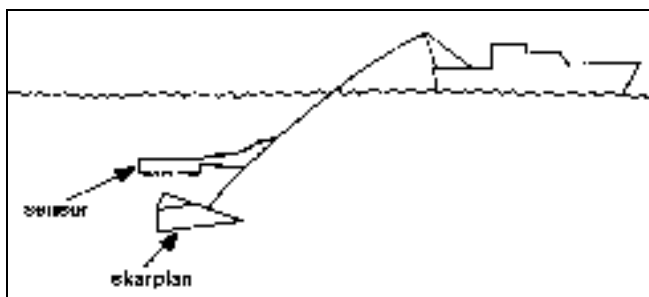
För mätning av explosionsfarliga gaskoncentrationer (vanligen många tusen ppm) används olika typer av expb-simetrar (Figur 1.11).



Figur 1.11 Exempel på en explosimeter ("Gas-Trac")

1.4.4 Mätning i vattenmassan

Mätning av kemikaliers spridning i vattenmassan utförs ofta genom att vattenprover tas upp till ytan och analyseras med en portabel fältanalysutrustning. Ibland måste proverna föras till stationära laboratorier. I en del länder finns mobila laboratorier som kan placeras nära olycksplatsen (Ref. 5.56 och 5.82).



Figur 1.12 Mätning i vattenmassan med bogserad sond

I vissa system sker mätningen med sonder som innehåller analysutrustningen och kan utföra analysen mer eller mindre automatiskt. Sonderna sänks ned manuellt eller bogseras (Figur 1.12). Val av mätprincip och utrustning sker beroende på typ av utsläpp i vattenområdet. Principen kan grunda sig på bl.a. pH, ljusabsorption, konduktivitet (elektrisk ledningsförmåga) eller turbiditet (grumlighet).

Låga halter i vattnet av många organiska ämnen (ex. kolväten och halogenkolväten) kan vara svåra att mäta med portabel fältutrustning. På senare tid har dock utvecklats portabel utrustning för fältmässig mätning av sådana ämnen, baserad på enzymteknik (Ref. 5.55). Många av dessa typer av mätningar måste utföras i samarbete med specialutbildad personal.

1.4.5 Övrig mätning

Ibland kan det bli aktuellt att utföra olika typer av mätningar i samarbete med särskild expertis för att utröna graden av miljöskador eller miljöstörningar. Det kan gälla haltbestämningar av förorenande substanser i organismer och sediment.

I undantagsfall kan mätningar behöva utföras av speciella ämnen t.ex. radioaktiva ämnen, kemiska stridsmedel och smittämnen. I dessa fall måste naturligtvis samarbete inledas med särskilda specialister.

Vid alla situationer där mätningar krävs kan det hända att fältinstrumenten av olika anledningar inte är tillfyllest för de ställda mätkraven. I sådana fall måste proverna föras till stationära, välutrustade laboratorier för utförligare analyser.

Omfattande försök har utförts att med hjälp av hundar spåra kemikalier (Ref. 5.47, 5.48 och 5.54). Att metoden ("canine olfaction") betraktas som seriös visas av det faktum att US Environmental Protection Agency utfört ett forskningsprojekt på området (Ref. 5.48). Det visade sig att hundars förmåga att upptäcka kemikalier i luften var bättre än de instrument man jämförde med.

1.4.6 Provtagning

Vid utsläpp av farliga ämnen i miljön måste ofta prover tas för efterföljande analys. Syftet med provtagningen kan vara flerfaldig och gälla frågor om arbetarskydd, straffrättsansvar, ekonomiskt ansvar, åtgärdsplanering, kortsiktigt miljöskydd, långsiktigt miljöskydd, information eller kvittblivning. Dessa frågor finns behandlade i Statens Räddningsverks (Sverige) Cirkulär 1/93R Samordning av provtagning (Ref. 5.9).

1.5 Undervattens teknik

1.5.1 Allmänt

Arbetet under vatten som inriktas mot sjunket farligt gods kan avse fria kemikalier eller förpackat farligt gods. Ämnena kan ligga inom en begränsad yta eller ha spritts ut över stora bottenområden. Arbetet kan omfatta följande steg:

- | | |
|-----------------------|-----------------------------|
| ö Sökning | ö Mätning av ev läckage |
| ö Lokalisering | ö Begränsning av miljöskada |
| ö Identifiering | ö Bärning av kemikalier |
| ö Positionsbestämning | och farligt gods |

En del av stegen kan utföras med ytfarkoster av olika slag. Annat arbete måste utföras med dykare eller undervattensfarkoster.

Vanliga dykerimetoder kan vid praktiskt arbete användas ner till 20-30 meters djup och kortvarigt arbete på 40 m djup. Vid arbete på djupare vatten måste speciella system eller undervattensfarkoster användas.

Bland olika dykerisystem kan nämnas lättdykning, tungdykning, mättnadsdykning och atmosfärsdykning.

För de vanliga dykerimomenten finns noga utarbetade rutiner för dykarnas säkerhet. Det är emellertid också viktigt att deras säkerhet uppmärksammas när det gäller risken för kontakt med kemikalier och farligt gods (Ref. 5.60).

Undervattensfarkoster finns för olika tillämpningar t.ex. relativt enkla slädar, drakar och "fiskar" i varierande utföranden samt mer avancerade system t.ex. ROV. (Remotely Operated Vehicle) och AROV (Autonomous Remotely Operated Vehicle)

1.5.2 Dykerisystem

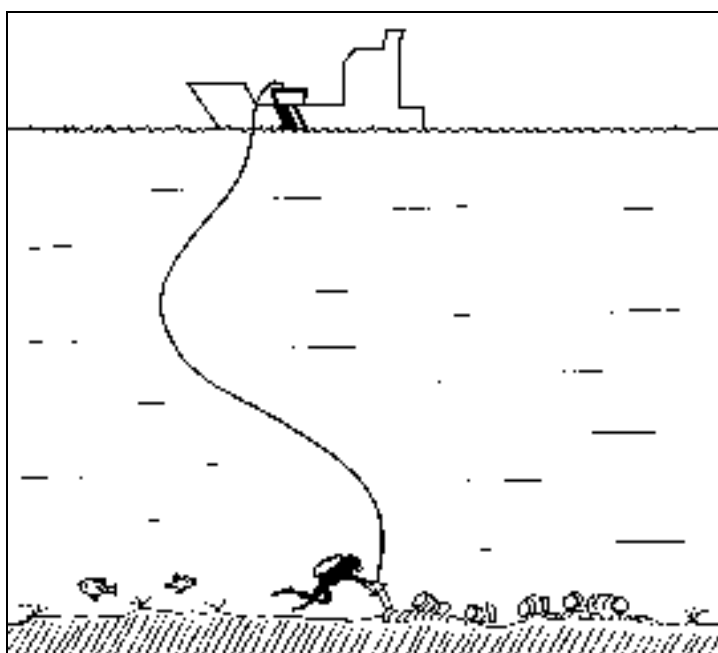
Här nedan omnämns mycket kortfattat några olika dykerisystem som kan komma till användning vid operationer mot kemikalier och farligt gods som sjunkit till botten. Med **mättnadsdykning** menas dykning under så lång tid att kroppens vävnader mättnas på tillförda inertgaser (t.ex. helium) som finns i andningsgasen.

Vanlig lättdykning

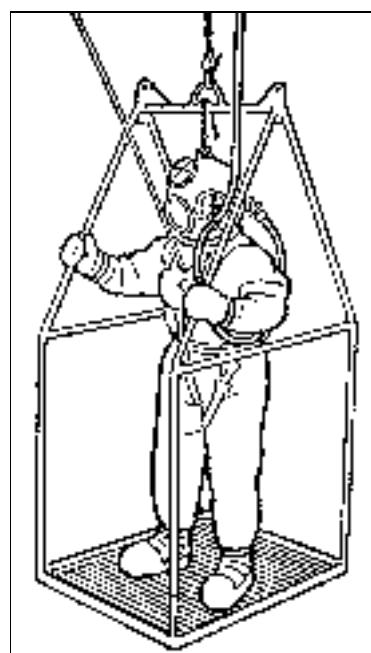
Dykare med lätt utrustning som medger stor rörlighet men begränsad uthållighet (Figur 1.13). De andas luft och kan arbeta kortvarigt på 40 m djup. Andningsluften kan tillföras från ryggburna lufttuber eller via slang från ytan.

Hjälmdykning

Dykare i tung utrustning som begränsar rörligheten (Figur 1.14). De får andningsgas genom slang från ytan vilket ger relativt stor uthållighet. Med luft som andningsgas kan de arbeta kortvarigt ner till 50 m djup. Med oxygen-helium som andningsgas (mättnadsdykning) kan både dyktid och arbetsdjup utökas väsentligt.



Figur 1.13 Lättdykare



Figur 1.14 Hjälmdykare

Arne Borlin

Klockdykning

Lättdykare bor och transporteras i tryck-kammarsystem. De andas en blandning syrgas-helium (mättnadsdykning) och kan arbeta ner till 500 m.

Enatmosfärsdykning

Dykare i stora, tryckresistenta dräkter andas vanlig luft under normalt tryck och kan arbeta ner till 700 m. Internationellt kallas detta dykerisätt ofta **JIM-diving**.

1.5.3 Undervattensfarkoster

Släde, fisk, skärplan eller drake

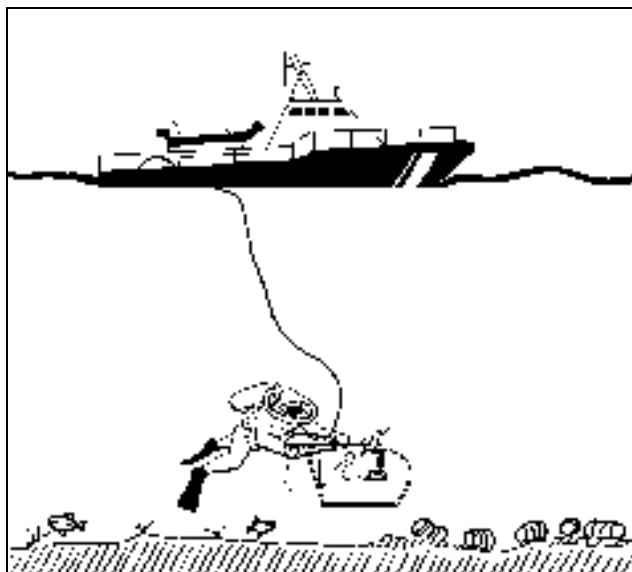
Anordningen släpas manuellt eller bogseras från ett ytliggande fartyg (Figur 1.15).

ROV - Remotely Operated Vehicle

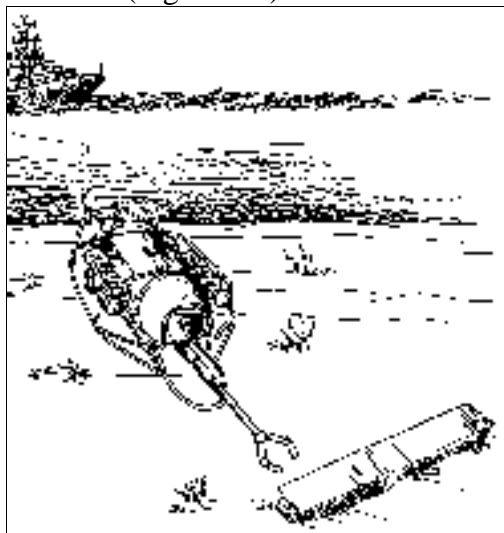
Farkosten får energi och styrsignaler genom en förbindelsekabel till ytfartyget (Figur 1.16).

AROV - Autonomous Remotely Operated Vehicle

Farkosten har sitt eget energisystem ombord och styrs antingen via tråd eller trådlöst (Figur 1.17).



Figur 1.15 Släde, fisk, skärplan eller drake



Med tillst från SUTEC AB

Figur 1.16 ROV

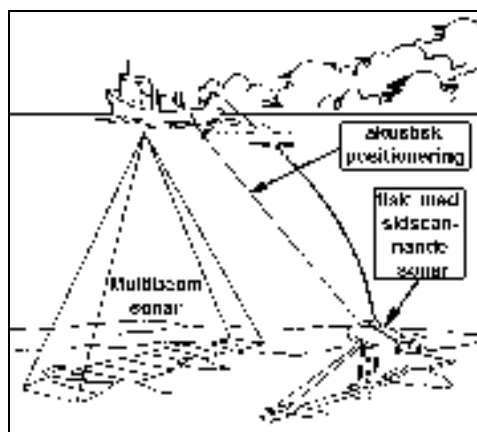


Med tillst från SUTEC AB

Figur 1.17 AROV

1.5.4 Sökning och lokalisering

En operation där förpackat gods på botten skall lokaliseras kan, beroende på situationen, bli mycket omfattande. När ett sådant arbete skall organiseras måste stor vikt läggas vid den position som angetts för olyckan samt eventuella uppgifter som stöder eller motsäger positionsangivelsens tillförlitlighet. Andra viktiga uppgifter som påverkar sökproceduren är förpackningarnas typ, storlek och form samt förpackningsmaterial. Oundgänglig information är uppgifter om rådande strömförhållanden, vattendjup och bottentopografi. Det är också viktigt att ha i minnet att vattenströmmar kan flytta godset från den ursprungliga positionen.



Med tillstånd från FOA

Figur 1.18 System för sökning över stora bottenområden

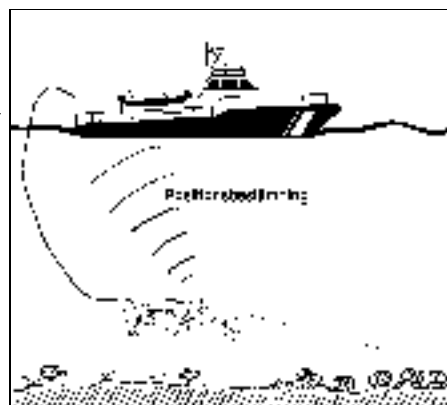
Vid sökning efter sjunkna lösa kemikalier eller förpackat farligt gods kan det ofta vara fråga om stora bottenområden som måste avsökas. Högt sofistikerade system kan behöva användas, ibland med s.k. sidscannande sonar (Figur 1.18) eller sektorscannande utrustning av den typ som fiskare använder för att lokalisera fiskstim. Sökproceduren kan bli komplicerad även vid mindre bottenområden eftersom vattnet kan vara grumlig eller humusfärgat. När sonarekon erhålls från föremål på botten måste dessa undersökas närmare (se 1.5.5) för att utröna om de hör till det eftersökta godset eller ej. Många naturliga föremål på botten kan ge vilseledande ekon.

1.5.5 Positionsbestämning och identifiering

Vid vissa tillfällen är det nödvändigt att använda ett **precisionsnavigeringssystem** för att möjliggöra exakt manövrering av sökfarkosterna och underlätta en noggrann plotting av sökområdet. En viktig funktion med ett sådant system är att föremålen lätt skall kunna återfinnas, t.ex. efter avbrott i operationen, när de en gång har hittats.

En inledande sökning och lokalisering med t.ex. sidscannande sonar ger endast viss vägledning, t.ex. ekon, till eventuella fyndplatser. Därför måste denna fas följas av en närmare inspektion och identifiering av objekten. Detta kan göras med dykerisystem (se 1.5.2) och/eller undervattensfarkoster (se 1.5.3).

Det finns lätthanterliga system (Figur 1.19) som med sektorscannande sonar, videokamerasystem och utrustning för positionsbestämning är lämpade att närmare undersöka föremål på botten.



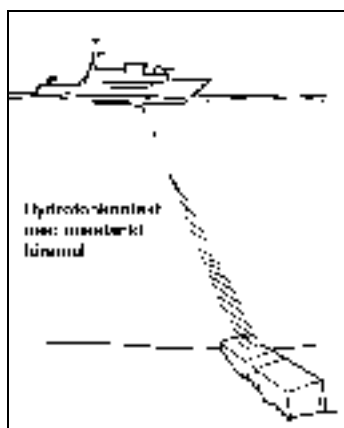
Figur 1.19 System för positionsbestämning och identifiering

I detta skede är det nödvändigt att identifiera de funna föremålen eller substanserna innan något beslut tas för fortsatta åtgärder. Med hjälp av olika metoder (etiketter, provtagning etc) försöker man fullgöra identifieringen.

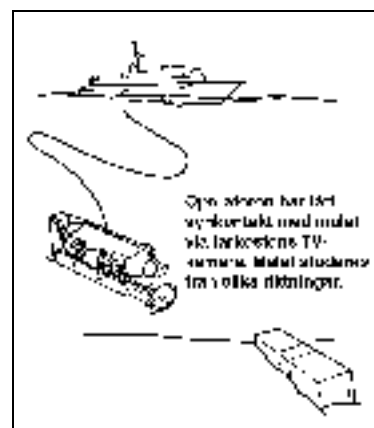
Observera att dykare som arbetar i presumtvt farligt område måste, i likhet med annan personal, använda dräkter som skyddar dem från kontakt med farliga ämnen.

1.5.6 Militära minjakt-system

Marina militära enheter har ofta system för sökning efter och oskadliggörande av minor. Sådana resurser kan



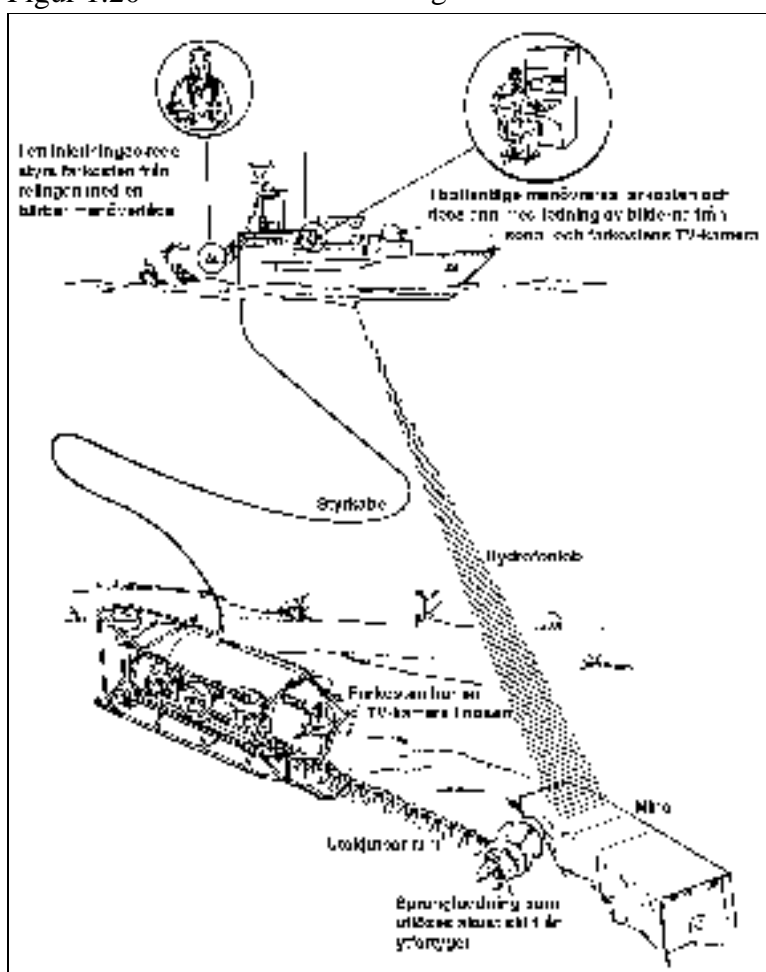
Figur 1.20



Figur 1.21

ofta utnyttjas för åtgärder mot bottenliggande farligt gods. Fördelen med dem är att de ofta är väl övade, ständigt insatsberedda och har hela den bredd i resurserna som krävs, d.v.s. sökning över stora bottenområden, identifiering av misstänkta ekon, noggrann positionsbestämning och möjligheter till åtgärder mot bottenliggande gods. Nackdelen är att resurserna inte kan operera i alltför grunda vattenområden. I Sverige kan landets minjaktfartyg gå in i Mälaren och Vänern samt uppför Ångermanälven till Bollstabruk.

Figur 1.20 - 1.22 visar några moment ur den svenska marinens rutiner för oskadliggörande av minor.



Med tillstånd från FMV

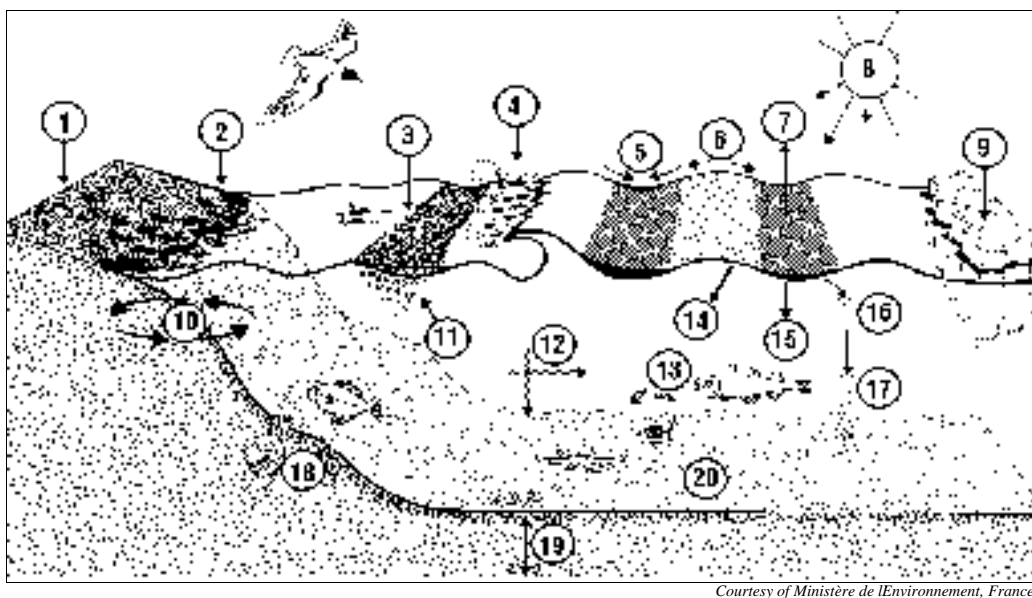
Figur 1.22 Militära minjaktssystem kan användas för åtgärder mot bottenliggande farligt gods

1.6 Miljöeffekter och miljöåtgärder

1.6.1 Allmänt

Det primära för räddningstjänsten vid kemikalieolyckor brukar nästan alltid vara att skydda människor från skada. Miljön får komma i andra hand. Detta hindrar inte att en stor del av insatserna och arbetet vid både olje- och kemikalieolyckor ägnas just åt miljöskydd. Ibland går miljöskyddsinsatserna hand i hand med åtgärderna att skydda människor och det är svårt att dra gränser mellan de olika typerna av åtgärder.

Figur 1.5 (i avsnitt 1.3.5) visar hur komplicerat en sjunkande kemikalie kan bete sig i miljön. Detta beteendemönster ger en bild av hur en kemikalie kan spridas vidare i miljön och kan därvid också ge en uppfattning om hur lätt olika typer av organismer kan nå och påverkas av kemikalien. Figur 1.23 härrör ursprungligen från en beskrivning av hur olja sprids i miljön och påverkar olika organismer. Bilden är naturligtvis också relevant för hur många kemikalieutsläpp beter sig.



Courtesy of Ministère de l'Environnement, France

Figur 1.23 Processer som äger rum efter utsläpp av en kemikalie som flyter på vattenytan

Här nedan följer förklaringar till siffrorna i Figur 1.23:

1. Vädring (weathering) på stranden
2. Påslag på stränder
3. Uppkomst av emulsioner
4. Aerosolbildning
5. Sammanträngning av kemikalieskikt på vattenytan
6. Uttunning av skikt till ytfilmer
7. Avdunstning
8. Foto-oxidation genom solstrålningens inverkan
9. Interaktion med is
10. Inträngning i strand, vandring och återutsköljning
11. Uppkomst av droppar (stora, små, mikroskopiska)
12. Vertikal och horisontell diffusion

13. Upptagning av och utsöndring från organismer
14. Upplösning från dispergerad kemikalie
15. Upplösning från ytliggande kemikalie
16. Absorption på suspenderade partiklar
17. Nedfällning på botten
18. Upptagning och nedbrytning av organismer
19. Upptagning av och utlösning från sediment
20. Bionedbrytning

Som antytts ovan är det ibland svårt att skilja mellan hälsoskydd och miljöskydd. Hälsfarliga kemikalier är ofta miljöfarliga och vice versa. Det kan också vara svårt att över huvud taget avgöra eller beskriva hur miljöfarlig en kemikalie är. Det faktum som gör frågan än svårare är att olika typer av ekosystem är olika känsliga för påverkan av kemikalier.

Som Figur 1.23 visar kan många kemiska ämnen inte bara spridas och finfördelas i naturen utan även brytas ner genom inverkan av luftens syre, solens strålar samt av vatten och olika organismer. Den sistnämnda biologiska nedbrytningen är den vanligaste processen för all nedbrytning i naturen. Den sker genom inverkan av främst mikroorganismer (bakterier och svampar) och benämns vanligen bionedbrytning eller biodegradering som ofta sker under förbrukning av syre. Organiska kemikalier undergår bionedbrytning med olika hastighet - en del bryts ner ytterst långsamt.

1.6.2 Exempel på miljöeffekter

Syrebrist kan uppkomma i ett begränsat vattenområde om det utsätts för en stor mängd av ett ämne, som antingen bryts ner mikrobiellt under stor syreförbrukning eller som (t.ex. närsalt) stimulerar den allmänna organiska produktionen vilket medför anrikning av syreförbrukande material (eutrofiering). En sådan situation kan, beroende på vattenmängder och vattenomsättning, medföra allvarliga effekter på det akvatiska livet.

Den 10/10 1993 grundstötte det tyska torrbulkfartyget Frank Michael norr om Gotland i Östersjön och erhöll svåra botten-skador. Fartyget var lastat med 1100 ton monoammonium fosfat (ammoniumdivätefosfat) vilket är ett icke giftigt gödningsämne som fungerar som närsalt i havsmiljön. Det rådde kraftig vattenomsättning i området och risken var liten för lokala effekter. Men ett utsläpp av detta slag innebär ändå en liten extra belastning på en redan ansträngd miljö. Diskussioner uppkom om vilka ekonomiska resurser som var rimliga att satsa på bärgning av lasten. Inga bärgningsförsök gjordes och hela lasten kom ut i havet under någon vecka tid.

Det är känt att åar och älvar kan vara känsliga för momentana utsläpp av kemiska ämnen (jfr 4.1, 4.3, 4.5 och Ref. 5.37). Ämnet kan bilda ett "moln" i vattenmassan som rör sig nedströms och skadar eller slår ut det akvatiska livet i hela strömmen nedanför utsläppsplatsen.

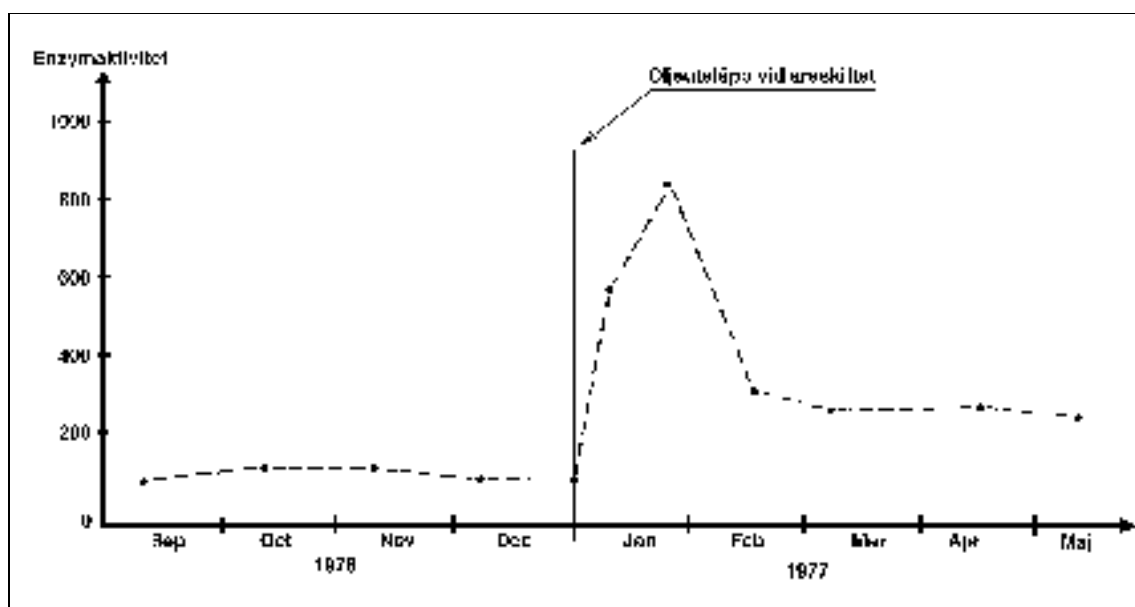
Den 11/1 1988 upptäcktes att 6 kubikmeter 75% fosforsyra hade runnit ut från en tank i norra Oslo och ner i Akerselven som går genom centrala Oslo (Ref. 5.37). Nedanför utsläppsplatsen dödades all fisk i älven. Däremot påverkades inte bottenfaunan.

1.6.3 Bedömning av miljöfara

Åtskilliga kemiska föreningar finns bedömda i litteraturen med avseende på de effekter de har på vattenmiljöns organismer (1.5.5, 1.7.8, 1.7.19 och Ref. 5.50). Särskilt GE-SAMP har utvecklat ett översiktligt och lättillgängligt system för utvärdering av kemiska föreningars risker för den marina miljön (1.7.8).

Att mäta och bedöma redan inträffade effekter och skador vid ett utsläpp i den akvatiska miljön är frågor för specialister på området. Vid stora påslag slås olika organismer ut som kan samlas in och utgöra en källa för undersökningar. Mindre synbara effekter får undersökas genom olika provtagningar i miljön. Föroreningar tränger ofta in i botten-sedimenten och dessa är därför naturliga mål för provtagning med särskild provtagningsutrustning.

Ibland finns intresse av att undersöka om till synes oskadade organismer påverkats av ett utsläpp. Här finns möjlighet att med ytterst känsliga metoder mäta om aktiviteten hos vissa enzymer ökat hos organismerna (Ref. 5.55). Figur 1.24 visar hur aktiviteten hos vissa enzymer ökat avsevärt hos, annars till synes oskadad fisk, efter ett oljeutsläpp nära Rovinj i norra Adriatiska Havet (Kurelec et al. 1977).



Figur 1.24 En dramatisk ökning av enzymaktiviteten (Mixed Function Oxidase) i levern hos till synes oskadad fisk (Blennideae) efter ett oljeutsläpp nära Rovinj i norra Adriatiska Havet

1.7 Informationskällor

1.7.1 Allmänt

Vid kemikalieolyckor finns ofta ett stort behov av att söka i olika informationskällor för att få ett bättre beslutsunderlag vid agerandet. När den första ingångsinformationen erhållits beträffande inblandade kemikalier samt viktigaste indata om rådade omständigheter, uppkommer många olika frågor. Dessa kan röra kemikaliernas egenskaper, risker för människa och miljö, personligt skydd, åtgärdsrekommendationer m.m. Det finns numera ett otal informationskällor om kemikalier och farligt gods (Ref. 5.38). Det gäller bara att hitta rätt i informationsflödet. Redan vid beredskapsplaneringen måste sådana informationskällor väljas som passar den egna verksamheten och fyller de informationsbehov som finns.

Vid olyckor i vatten ställs frågor som särskilt har med kemikaliernas beteenden i vatten att göra. Vidare uppkommer frågor om rekommendationer beträffande åtgärder som är inriktade på vattenmiljön.

Informationsbärande medier kan vara konventionella bokverk och kartotek. Mer vanligt blir dock att informationen läggs på CD-Rom eller i internetservrar tillgängliga via WWW. Informationskällorna kan indelas i följande grupper:

- < Handböcker, manualer, guider, uppslagsverk, kataloger
- < Databaser, databanker (uppringbara eller lokalt installerade)
- < Prognosmodeller, simuleringsmodeller
- < beslutstödssystem
- < Informationscentraler (uppringbara och personligt bemannade)

Här nedan ges några exempel på sådana informationskällor som ofta används inom området. Vissa av de beskrivna informationskällorna är allmänna och inriktade på många behovsområden rörande kemikalier. Andra är mer eller mindre specifikt inriktade på situationer i vattenmiljön.

1.7.2 CAMEO och ALOHA

CAMEO står för Computer Aided Management of Emergency Operations (Ref. 5.28). Det är ett beslutstödssystem för beredskapsplanering för kemikalieolyckor och insatser vid inträffade olyckor. Systemet har utvecklats av US National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) i samarbete med US Environmental Protection Agency (EPA). Distribution av systemet ombesörjs av US National Safety Council som också står för support. Systemet används av räddningstjänsten i USA samt tillsynsmyndigheter, kemisk industri, hälsovård och universitet.

CAMEO innehåller de data som räddningstjänsten behöver om 4000 olika kemikalier. En databas ingår i systemet som kan anpassas till användarens behov och förses med lokal information, kartor m.m. Systemet innehåller också den välkända spridningsmodellen ALOHA för gasmoln som möjliggör simulering av gasmolns förflyttning med hänsyn till olika miljöförhållanden.

1.7.3 Kemiindustrins informationscentraler

Inom ramen för ett sameuropeiskt projekt, det s.k. ICE (International Chemical Environment) har kemiindustrier i Europa etablerat ett nätverk av nationella jourbemannade centraler som skall ge information och råd vid kemikalieolyckor (Ref. 5.30). När detta skrivs finns "RVK" i Danmark, "FINTERC" i Finland och "Kemiindustrins ERC" i Sverige.

1.7.4 CHRIS

CHRIS (Chemical Hazards Response Information System) har utarbetats av den amerikanska kustbevakningen och är avsedd att användas av OSC (On-Scene Coordinator) och miljöräddningsgrupper som informationskälla vid insatser mot kemikalieolyckor. Systemet finns bl.a. som ett tre volymers lösbladssystem Hazardous Chemical Data Manual (Ref. 5.13). Systemet innehåller data om ca 1300 kemikalier som är vanliga i transportsammanhang.

I lösbladssystemet ges information om varje kemikalie på ett ark (två sidor). Informationen innehåller ungefär samma data som andra liknande manualer men informationen är mer detaljrik och bättre systematiserad. Manualen är dock anpassad för den amerikanska räddningstjänsten vad avser transportbestämmelser och måttenheter.

CHRIS finns tillgänglig på abonnemangsbasis som online-databas hos företaget Oxford Molecular Group (Ref. 5.112). Databasen finns också på CD-ROM utgiven av företaget SilverPlatter (10 Barley Mow Passage, Chiswick, London W4 4PH, England). På denna CD-ROM finns även flera andra informationskällor (bl.a. OHM-TADS). Skivan, som har namnet CHEM-BANK, kan anskaffas från flera olika leverantörer genom årsabonnemang med 4 uppdateringar per år.

1.7.5 Environmental Properties of Chemicals

Environmental Properties of Chemicals är en rapport utgiven av Finska Miljöministeriet med miljöinformation om 1700 kemikalier (Ref. 5.106). Rapporten innehåller sådan information som är viktig vid bedömning av deras miljöeffekter. Informationen gäller främst ämnens toxicitet, beständighet och ackumulation.

1.7.6 EnviroTIPS

EnviroTIPS - Environmental and Technical Information for Problem Spills, är en serie tekniska referenspublikationer som tagits fram av Environment Canada (Ref. 5.49). Serien är avsedd främst för specialister som skall utveckla åtgärdsrutiner mot kemikalieolyckor. Den omfattar en "Introduction Manual" och 50 st monografier (ca 100 sidor vardera) över olika kemikalier. Introduktionsmanualen visar hur monografierna är uppställda enligt olika sektioner och förklarar den teoretiska bakgrunden till dem. Manualen ger förklaringar på fysikaliska och kemiska data och diskuterar bakgrunden till olika utflödes- och spridningsmodeller. Översiktliga avsnitt behandlar miljö- och hälsodata.

Monografierna innehåller omfattande tekniska uppgifter om egenskaper, beteende (land, vatten), hantering, risker, exempel på inträffade olyckor, responsmetoder (land, vatten) m.m. De 50 monografierna behandlar följande kemikalier:

2-Etylhexanol	Gasbensen	Propylen
Ammoniak	Järnklorid	Propylenoxid
Ammoniumfosfat	Kalciumklorid	Salpetersyra
Ammoniumnitrat	Kalciumoxid/hydroxid	Saltsyra
Bensen	Kaliumklorid	Styren
Butyraldehyd	Karbamid	Svavel
Cyklohexan	Klor	Svaveldioxid
Etylbensen	Koldioxid	Svavelsyra & Oleum
Etylen	Kvicksilver	Svavelväte
Etylendiklorid	Metanol	Tetraetylbly
Etylenglykol	Morfolin	Toluen
Etylenoxid	Natriumhydroxid	Vinylklorid
Fenol	Natriumhypoklorit	Xylen
Fluorvätesyra	Natriumklorat	Zinksulfat
Formaldehyd	Natriumklorid	Ättiksyra
Fosfor	Natriumsulfat	Ättiksyraanhydrid
Fosforsyra	Naturgas	

1.7.7 EPA:s referensmanual

I ett flerårigt arbete har Environmental Protection Agency i USA på kontraktbasis låtit utvärdera metoder för åtgärder mot kemikalieutsläpp på land och i vatten (Ref. 5.53). Arbetet har resulterat i en nära 300 sidor tjock referensmanual som innehåller dels tabeller där metoderna summariskt beskrivs och utvärderas, dels en beskrivande textdel utan figurer (Ref. 5.41).

Manualen är mycket systematiskt uppställd och behandlar sammanlagt ca 670 olika kemikalier. Manualen utgår från fyra olika utsläppsscenarier med var sin Tabell (1A - 4A) och sju åtgärdstabeller (1B - 7B) enligt följande tabell:

Tab.	4 st scenariotabeller	Tab.	7 st åtgärdstabeller	Ant.ämnen
1A	Utsläpp av fast ämne eller vätska i vatten	1B	Olösliga ämnen som sjunker	650
		2B	Lösliga ämnen som sjunker	
		3B	Olösliga ämnen som flyter	
		4B	Lösliga ämnen som flyter	
2A	Utsläpp av vätska på land	5B	Vätskor på land	250
3A	Utsläpp av fast ämne på land	6B	Fasta ämnen på land	400
4A	Utsläpp av gas	7B	Gaser i luften	18

De 650 ämnena i tabell 1A återkommer i tabell 2A eller 3A (visas ej här). Kemikalierna systematiseras enligt ca 40 olika kemikalieklasser där de i matriser för vardera tabellen

1B - 7B (visas ej här) ställs mot ca 30 olika åtgärdsmetoder. En markering i matrisen anger om metoden skall användas för åtgärd mot utsläpp av kemikalieklassen ifråga. I efterföljande tabeller 1C - 7C (visas ej här) ges summariska uppgifter om metoderna avseende effektivitet, tidsåtgång, begränsningar, kostnader, krav beträffande utrustning och bemanning, m.m.

I ett avsnitt av manualen på nära 100 sidor beskrivs metoderna systematiskt under rubriker som i förkortat skick återges på svenska i Tabell 1:

Mekaniska åtgärder	inneslutning	dammar, barriärer, länsor, förpackning
	övertäckning	nedgrävning, skumtäckning, vattentäckning
	avlägsnande	muddring, upptagning, pumpning, dispergering,
Fysikalisk behandling	absorbering	aktivt kol, absorberingsmedel
	nedkylning	kolsyreis, flytande kväve, is
	filtrering	
	gravimetrisk separation	flotation, sedimentering, centrifugering, cyclonseparation
	indunstning	
	magnetisk separation	
	membranseparation	omvänd osmos, ultrafiltrering
	stripping	luftning, ångstripping
	nedtvättning	
Kemisk behandling	koagulering, flockning	järnklorid, alun, polyelektrolyter
	vätskeextraktion	
	solidifiering, stabilisering	chelering, sekvestrering, cementering, gelering, kalkbehandling., polymerbehandling., silikatbehandling., termoplastbehandling.
	jonbyte	katjonbytare, anjonbytare
	hydrolys	sur hydrolys, basisk hydrolys
	neutralisering	neutralisering med syror resp. baser
	oxidation/reduktion	oxidationsmedel, reduktionsmedel
	polymerisation	
Biologisk behandling	mikrobiell, aerob avloppsvattenbehandling	
	metabolisk nedbrytning, digestering, kompostering	
	enzymbehandling	
	grundvattenbehandling	
	land farming	
	in-situ biologisk behandling	
Kvittblivning	öppen bränning, ugnförbränning, våtluftsoxidation, pyrolys, nedgrävning, djupfrysning	
	förglasning (vitrifikation); saltförbränning; högttemperaturbehandling; plasmabehandling	

Tabell 1 Översiktlig tabell över metodbeskrivningar i EPA:s referensmanual

1.7.8 GESAMP:s evalueringssystem för farliga ämnen

Förenta Nationernas arbetsgrupp GESAMP (Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution) har utvecklat ett evalueringssystem för bedömning av kemikaliers risker för vattenmiljön (Ref. 5.33 och 5.31). Varje ämne ges en profil med fem parametrar A-E enligt följande:

Bioackumulering	Risker för levande organismer	Hälsorisker		Effekter på rekreations- och skönhetsvärden
		Oraltintag	Hudkontakt och inandning	
A	B	C	D	E
+ Z T 0	4 3 2 1 0 D BOD	4 3 2 1 0	II I 0	XXX XX X 0

De graderingssymboler som används anges nederst i varje kolumn. För varje kolumn anger symbolen längst till vänster den största faran och längst till höger den minsta faran. Varje symbol har en specifik innebörd och definition.

Varje ämne får sålunda en "farlighetsprofil" med fem parametervärden. Inom IMO har systemet bl.a. använts till att kategorisera kemikalier som transporteras i tankfartyg. Denna kategorisering används för att ange riskerna för miljön vid tankrengöring och länsning av barlastvatten.

1.7.9 HELCOM-manualen Vol. III

Helcom-manualens Volym III (Ref. 5.21) har titeln "Response to Incidents Involving Chemicals". Den redogör för transportmönstret av kemikalier i tankfartyg i Östersjöområdet, baserat på en undersökning för år 1987 som utfördes gemensamt av Östersjöländerna och sammanställdes samt analyserades av Sverige (Ref. 5.23). En mer detaljerad sammanställning och analys utfördes samtidigt beträffande tankfartygstransporterna i svenska farvatten (Ref. 5.24).

Volym III innehåller också en riskbedömning av kemikalietransporterna samt en gruppering av de transporterade kemikalierna enligt European Classification System (2.1.2-2.1.3). Kortfattat beskrivs responsmetoder för de olika klasserna. I en bilaga finns datablad över de 165 olika kemikalier som enligt undersökningen transporterades i tankfartyg år 1987 i Östersjöområdet. Databladerna finns även på diskett som en sökbar databas.

Kapitel 3 i Volym III behandlar förpackat farligt gods. På liknande sätt som tankfartygstransporterna beskrivs och analyseras även transporter med förpackat farligt gods. Detta avsnitt baseras på en gemensam undersökning av Östersjöländerna som utfördes under oktober-november 1990. Även denna utvärderades och analyserades av Sverige (Ref. 5.16). Också här utfördes en mer detaljerad undersökning och utvärdering för svenska farvatten (Ref. 5.20). Kapitel 3 diskuterar också förpackningars beteende i vatten samt åtgärder mot olyckor med förpackat farligt gods i vattenmiljön.

1.7.10 Hommel

Handbuch der gefährlichen Güter (Ref. 5.6) är vida använt faktabladssystem över ett drygt tusental kemikalier. Det består av fem volymer lösblad med data samt en mycket utförlig registerpärm med synonymer, transportkoder, Hazchemkoder m.m. Databladerna upptar synonymer och handelsnamn, tekniska data, transportdata, beteende i vatten, risker m.m. samt anvisningar för åtgärder vid olycka, vattenrening, första hjälp och läkarisats.

1.7.11 IMDG-koden

Det internationella sjöfartsorganet IMO (International Maritime Organization) i London har utarbetat en handbok i 5 volymer, den s.k. IMDG-koden, International Dangerous Goods Code (Ref. 5.1). Den finns även på CD-Rom. Koden innehåller anvisningar för den internationella sjöfarten hur förpackat farligt gods skall hanteras vid transporter till sjöss. Anvisningarna, som är mycket detaljerade, omfattar bl.a. klassificering, etikettering, dokumentering, förpackning, stuvning samt allmänna frakt- och säkerhetsbestämmelser.

Indelningsgrunden för allt gods i IMDG-koden är det allmänna klassificeringssystem för förpackat gods som har utarbetats inom Förenta Nationerna och som med smärre olikheter gäller även för alla transportgrenar (sjö, väg, tåg, flyg). IMDG-koden indelar förpackat farligt gods i 9 st farlighetsklasser (se 3.1.3).

IMDG-koden innehåller ungefär 3000 olika ämnen. Knappt en tredjedel av dessa betecknas som "Marine Pollutants" och skall vid transporter försees med en särskild skylt som anger detta (Figur 1.25). Ett fåtal av ämnena har fått tillägget "severe" och benämns sålunda "Severe Marine Pollutants" (Ref. 5.31). Dessa skall naturligtvis ägnas särskild uppmärksamhet vid olyckor och utsläpp i vattenmiljön.



Figur 1.25 Skylt som enligt IMDG-koden krävs på förpackningen om den innehåller en Marine Pollutant

IMDG-kodens 5 volymer har följande innehåll:

VOL I	Allmän inledning Index Förpackningsrekommendationer Definitioner
VOL II	Klass 1-3
VOL III	Klass 4-5
VOL IV	Klass 6-9
SUPPLEMENT	Emergency Procedures (EmS) Medical First Aid Guide (MFAG) Kemikalier i fast form i bull Rapportering Förpackning av kemikalier i transportbehållare Användning av pesticider ombord på fartyg

Supplementets avsnitt Emergency Procedures (EmS) har intresse för räddningstjänsten (3.1.4 och 3.4.1). Bekämpningsrekommendationerna i detta avsnitt riktar sig egentligen till befälhavare ombord där besättningen, med relativt enkla medel, måste bekämpa olyckor med farligt gods utan kvalificerad hjälp från landräddningstjänst. EmS-rekommendationerna är baserade på ett stort erfarenhetsmaterial och är därför viktiga för landräddningstjänsten att studera.

1.7.12 OHM-TADS

OHM-TADS står för Oil and Hazardous Technical Assistance Data System. Det är en databas som är utvecklad av US Environmental Protection Agency (EPA) med mycket utförlig information om f.n. (år 1999) mer än 1400 ämnen. Ett viktigt syfte med denna databas är att ge informationsstöd åt räddningstjänsten, särskilt vid kemikalieolyckor i vattenmiljön. Databasen innehåller både teknisk-vetenskaplig och praktisk information som är uppdelad i 126 olika fält (rubriker) med följande innehåll:

- < Kemisk benämning, synonymer, handelsnamn
- < Kemisk formel, div. kodbeteckningar
- < Användning, förpackningstyp, förvaring, hantering
- < Tillverkare, tillsatser
- < Analytiska uppgifter
- < Kemiska egenskaper, kemisk reaktivitet
- < Färg, smak, lukt, beteende i vatten
- < Brännbarhetsgränser, flampunkt, termisk tändpunkt
- < Brandsläckningsmetod
- < Toxiska förbränningsgaser
- < Fysikaliska uppgifter
- < Biokemiska och biologiska uppgifter
- < Toxikologiska uppgifter för människa och miljö
- < Rekommenderad skyddsutrustning
- < Akuta åtgärder vid olycka
- < Bekämpnings- och saneringsmetoder
- < Effekter på vattenreningsprocesser
- < Kvittblivningsmetoder

OHM-TADS finns tillgänglig på abonnemangsbasis som online-databas hos företaget Oxford Molecular Group (Ref. 5.112). Databasen finns också på CD-ROM utgiven av företaget SilverPlatter (10 Barley Mow Passage, Chiswick, London W4 4PH, England). På denna CD-ROM finns även flera andra informationskällor (bl.a. CHRIS). Skivan, som har namnet CHEM-BANK, kan anskaffas från flera olika leverantörer genom årsabonnemang med 4 uppdateringar per år.

1.7.13 Datablad på nordiska språk över kemikalier och farlig gods för räddningstjänsten

Här avses datablad i pärmar eller böcker med summarisk information i tabellform som i första hand riktar sig till räddningstjänsten.

Danska	"Insatskort for kemikalieuheld", fyra handböcker omfattande ca 1200 sidor, utgivna av Beredskabsstyrelsen i Danmark.
Finska	"VAO-korten", mapp med 1160 kort (på finska), utgivna av Räddningsbranschens Centralorganisation i Finland. "OVA", två pärmar med utförliga uppgifter om 50 ämnen (på finska), utgivna av finska kemiindustrins branschorganisation Chemas OY.
Norska	"Farligt gods - Tiltakskort ved uhell under lagring och transport", en pärm med 252 kort (översättning ur de svenska Farligt-Gods-pärmarna av Anders Nittve, Petreco A/S), utgivna av Norsk Brannvern i samarbete med Direktoratet for brann- og eksplosjonsvern og Statens forurensningstilsyn. "Farlige stoffer, Hondbok, Vurdering av fysiske og kjemiske egenskaper", av Anders Nittve, Petreco A/S, utgivna av Norsk Brannvern i samarbete med Direktoratet for brann- og eksplosjonsvern og Statens forurensningstilsyn.
Svenska	"Farligt Gods", tre pärmar med f.n. 547 kort, utgivna av Svenska Brandförsvärsföreningen i Sverige (Ref. 5.4). Informationen finns även på CD-Rom (med data om över 2000 ämnen).

1.7.14 Sax

Irving Sax' välkända referensverk "Dangerous Properties of Industrial Materials" används av räddningstjänst, industri, myndigheter, sjukhus m.fl. Det innehåller humantoxikologiska samt kemiska och fysikaliska data. Verket (som även finns på CD-Rom) omfattar nu över 20 000 ämnen och har ändrad titel: "Sax's Dangerous Properties of Industrial Materials" (Ref. 5.10).

1.7.15 Statens Räddningsverks Informationsbank RIB (Sverige)

Den svenska informationsbanken RIB har byggts upp som stöd för tillsynsmyndigheter, räddningstjänsten samt transportörer av farligt gods. Systemet innehåller en faktadel med data om 4000 ämnen samt en databasdel med flera tusen dokument som är relevanta för räddningstjänsten. Från år 1991 läggs insatsstatistik över ett hundratal olyckor varje år in i systemet. RIB kan nås genom uppringd förbindelse eller sökas på CD-ROM. Adress: SRV, RIB, Karolinen, SE-651 80 Karlstad, Sverige.

1.7.16 Svenska Kustbevakningens Räddningstjänstplan - Miljöräddningstjänst till sjöss

Svenska Kustbevakningens Räddningstjänstplan (Ref. 5.7) är uppdelad i två delar, varav del I omfattar befogenheter, beredskapskrav, organisation, samverkan m.m. Denna del är i första hand avsedd för Kustbevakningens centrala och regionala ledning samt för samverkande myndigheter och organisationer. Del II innehåller i huvudsak metodbeskrivningar, tekniska uppgifter och säkerhetsanvisningar. Den är avsedd att, vid sidan om del I, vara en handbok för Räddningsledaren med stab, för On-Scene Commander (OSC) samt för befälhavare på Kustbevakningens miljöskyddsfartyg.

1.7.17 Sveriges Kemikontors Skyddsblad

Sveriges Kemikontor (Ref. 5.5) ger ut fyra pärmar med "skyddsblad" över flera hundra kemiska produkter (eller ämnen). Informationen på varje datablad har ungefär samma omfattning som Svenska Brandförsvarsförningens Farligt-Gods-pärmar men innehåller mer kemisk-teknisk samt biologisk information. Kemikontoret ger också ut två pärmar med "gruppskyddsblad" över kemiska produktgrupper samt en pärm med "miljöskyddsblad". Skyddsbladen har utarbetats i samverkan med bl.a. Arbetarskyddsstyrelsen. Materialet finns även på CD-Rom.

1.7.18 TOKEVA (Finland)

Finska Räddningsinstitutets TOKEVA-instruktioner (Ref. 5.3) är, till skillnad från många andra manualer, mycket specifikt inriktad på praktiska instruktioner vid åtgärder mot kemikalieolyckor. Manualen, som främst är inriktad på landolyckor, är uppdelad på taktiska bekämpningsinstruktioner för de flesta typer av kemikalier samt metodinstruktioner som beskriver teknik och utrustning.

1.7.19 Verschueren

Karel Verschueren står som författare till en välkänd innehållsrik handbok på området med titeln "Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals" (Ref. 5.61). Den innehåller data om mer än 1000 kemikalier beträffande miljögiftighet, persistens i miljön, nedbrytbarhet m.m.

1.7.20 IMO:s Manual on Chemical Pollution

International Maritime Organization (IMO) har utarbetat en "Manual on Chemical Pollution" där en första del, "Section 1 - Problem Assessment and Response Arrangements" (Ref. 5.42) beskriver allmänna åtgärder i samband med kemikalieolyckor och en andra del "Section 2 - Search and Recovery of Packaged Goods Lost at Sea" (Ref. 5.19) beskriver särskilda åtgärder beträffande förpackat farligt gods.

2 Åtgärder mot löskomna kemikalier

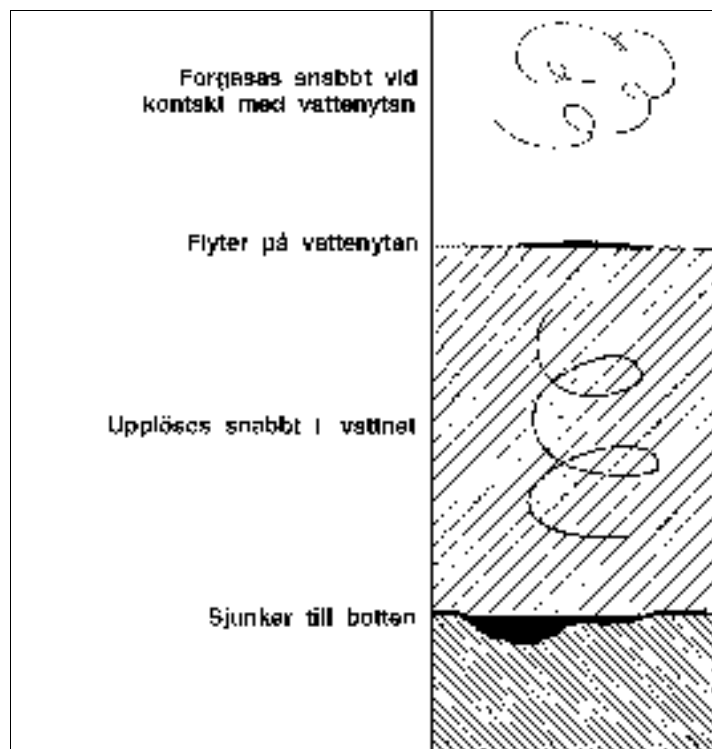
2.1 Kemikaliers beteende vid utsläpp i vatten - klassificering efter fysikaliska egenskaper

2.1.1 Allmänt

Vid kemikalieolyckor måste alltid vidtas en del allmänna åtgärder som ofta är desamma för alla kemikalieolyckor oavsett vilka kemikalier som är inblandade och vilka omständigheter som råder i övrigt. Dessa åtgärder behandlas i Kapitel 1.

Vid åtgärder mot en löskommen kemikalie i vattenmiljön är det viktigt att åtgärderna anpassas till kemikalins beteende i vatten. I detta avsnitt 2.1 behandlas olika kemikaliegrupperns beteendemönster vid utsläpp i vatten.

En kemikalie kan bete sig på olika sätt vid utsläpp i vatten vilket visas av Figur 2.1. Men det är viktigt att inse att bilden är förenklad. En kemikalie kan uppvisa flera av dessa beteendemönster samtidigt vid utsläpp i vatten. Den kan t ex flyta på vattenytan samtidigt som den avdunstar och/ eller upplöses. Den kan också reagera, mer eller mindre snabbt, med vattnet.

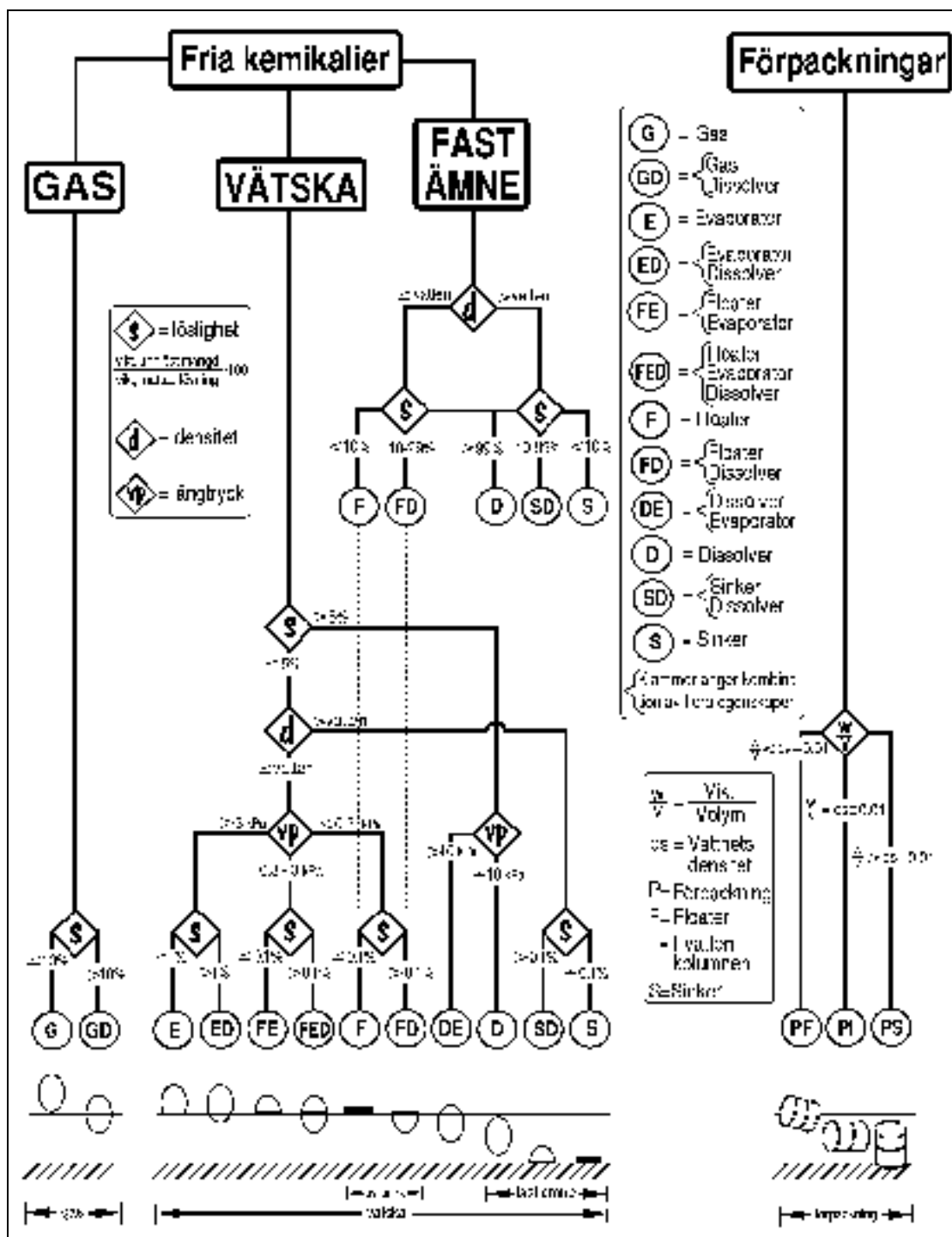


Figur 2.1 Kemikaliers olika fysikaliska beteende vid utsläpp i vatten

2.1.2 Klassificering

Flödesschema för klassificering

Figur 2.2 visar ett flödesschema över ett gemensamt europeiskt system för klassificering av löskomna kemikalier i vattenmiljön ("European Classification System", Annex 4 i Ref. 5.12). Systemet grundas på kemikaliernas fysikaliska beteende i vatten (löslighet, densitet, ångtryck) och mynnar ut i 12 st klasser (G, GD, E, ED osv). En grafisk bild av systemet ges i Figur 2.3.



Figur 2.2 Flödesschema för klassificering av kemikaliers beteende vid utsläpp i vatten



Figur 2.3 Grafisk bild av kemikaliers beteende i vatten enligt de 12 grupperna i det s.k. European Classification System

2.1.3 Klassificeringssystemets 12 klasser

Tabell 2a visar klassificeringssystemets 12 klasser med beteckningar för de olika klasserna samt beteckningarnas betydelse. Vidare anges med kryssmarkeringar i vilka miljösnitt (luft, vattenyta, vattenmassa, botten) som de olika klassemas kemikalier sprider sig vid utsläpp.

Tabell 2b ger en översikt över de 12 klasserna med exempel på kemikalier samt uppgifter om de egenskaper som karakteriserar klasserna.

Beteckning (Klass)	Beteckningens betydelse	SPRIDNING			
		Luften	Vattenytan	Vattenmassan	Bottnen
G	gas	X			
GD	gas/dissolver	X		X	
E	evaporator	X			
ED	evaporator/dissolver	X		X	
FE	floater/evaporator	X	X		
FED	floater/evaporator/dissolver	X	X	X	
F	floater		X		
FD	floater/dissolver		X	X	
DE	dissolver/evaporator	X		X	
D	dissolver			X	
SD	sinker/dissolver			X	X
S	sinker				X

Tabell 2a

	Klass	Egenskaper	Exempel
Förgasas omedelbart (gaser)	G	förgasas omedelbart	propan, butan vinylklorid
	GD	förgasas omedelbart, upplöses	ammoniak
Avdunstar snabbt	E	avdunstar snabbt	bensen, hexan cyklohexan
	ED	avdunstar snabbt, upplöses	metyl-t-butyleter vinylacetat
Flyter	FE	flyter, avdunstar	heptan, terpentin toluen, xylen
	FED	flyter, avdunstar, upplöses	butylacetat isobutanol etylakrylat
	F	flyter	ftalater vegetabiliska oljor animaliska oljor dipenten, isodekanol
	FD	flyter, upplöses	butanol butylakrylat
Upplöses	DE	upplöses snabbt, avdunstar	acetone monoetylamin propylenoxid
	D	upplöses snabbt	vissa syror och baser vissa alkoholer, glykder vissa aminer metyletylketon
Sjunker	SD	sjunker, upplöses	diklormetan 1,2-diklorethan
	S	sjunker	butylbensylftala klorbensen kreosot, stenkolsstjära tetraetylbly, tetrametylbly

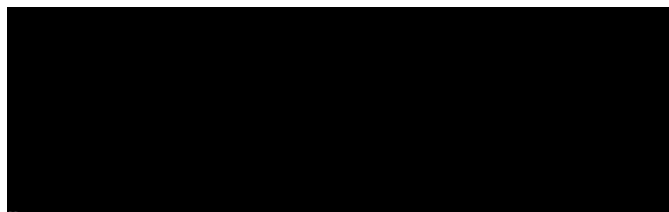
Tabell 2b

2.1.4 Särskilda beteendemönster - utsläpp av kondenserad ammoniak

Flera större undersökningar har utförts beträffande kondenserad ammoniaks beteende vid utsläpp i vatten (Ref. 5.81, 5.89, 5.96 och 5.98). Ammoniak undergår en mycket snabb, "explosionsartad" kokning vid kontakt med vattnet. Ammoniak är löslig i vatten och hur mycket som upplöses vid ett utsläpp beror på 1) mängden ammoniak, 2) miljöförhållanden och 3) hur utsläppet sker - momentant eller kontinuerligt, på vattenytan eller under. Sammanfattningsvis gäller att ungefär 60 % upplöses vid utsläpp på vattenytan och över 90 % vid utsläpp under vattenytan.

Den ammoniakgas som bildas går lätt upp i luften och rör sig i vindriktningen som en tät vit dimma. Den upplösta ammoniaken bildar till största delen en lösning av ammoniumhydroxid i ytvattenskiktet där den sprider ut sig radiellt innan den långsamt blandas ner i vattenmassorna. Både kondenserad och gasformig ammoniak, samt även ammoniumhydroxid, är frätande och hälso- och miljöfarligt.

Ammoniumhydroxid är i vatten spjälkad (se Figur 2.4) i ammonium- och hydroxidjoner. En mindre del av upplösta ammoniak förekommer som neutrala ammoniakmolekyler NH_3 och det är i huvudsak dessa som ansvarar för de toxiska effekterna på organismerna i vattnet.



Figur 2.4

Andelen neutral, toxisk NH_3 av den upplösta ammoniakmängden ökar med från t.ex. 0,2 % vid 10°C och pH 7,0 till 15 % vid 25°C och pH 8,5 (se Tabell 2c). Vissa fiskar dör vid kort tids exponering av den sistnämnda temperaturen och pH, i en lösning av 1 g ammoniak i ett ton vatten.

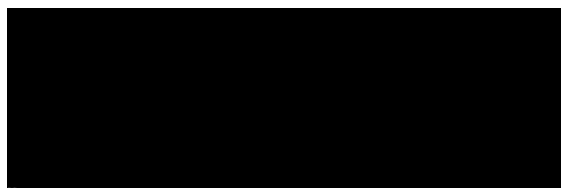
Andelen odissocierad NH_3 beror på vattnets pH och temperatur och varierar enligt Tabell 2c (Ref. 5.81).

Temp. °C	pH 7,0	pH 7,5	pH 8,0	pH 8,5
10	0,19	0,59	1,8	5,6
15	0,27	0,86	2,7	8,0
20	0,40	1,2	3,8	11,0
25	0,57	1,8	5,4	15,0

Tabell 2c Andelen odissocierad NH_3 (%) i ett utsläpp av ammoniak upplöst i vatten

2.1.5 Särskilda beteendemönster - spridning av gasmoln vid stabilt väder

Vid vissa väderförhållanden kan utsläpp av gaser bilda mycket långsträckta moln. Figur 2.5 visar ungefärligt utseende för ett 10-15 km långt moln av 10 kg klorgas vid -30°C och mycket lugnt och stabilt vindförhållande.



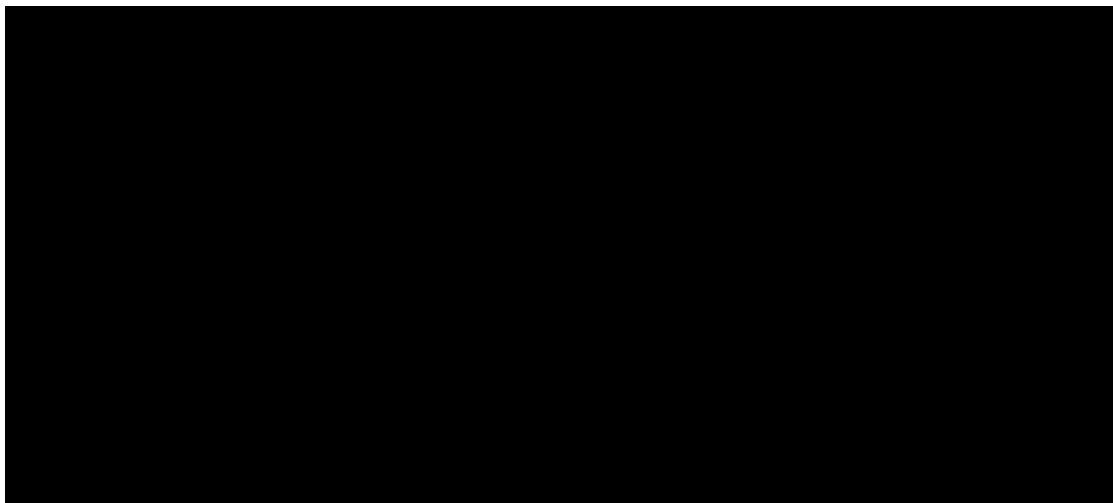
Figur 2.5

2.1.6 Särskilda beteendemönster

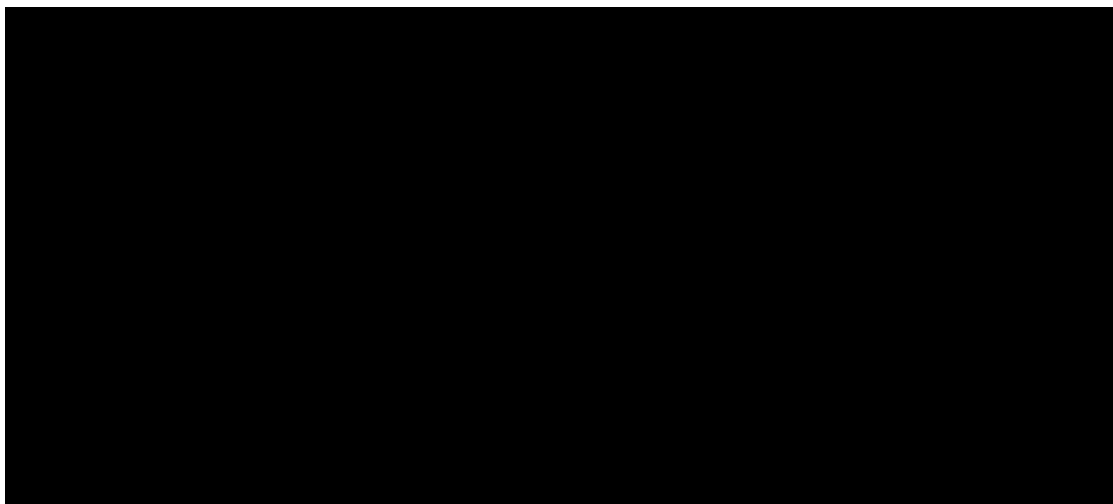
- utsläpp av helt vattenlösliga vätskor i stillastående vatten

Exempel: Metanol, svavelsyra

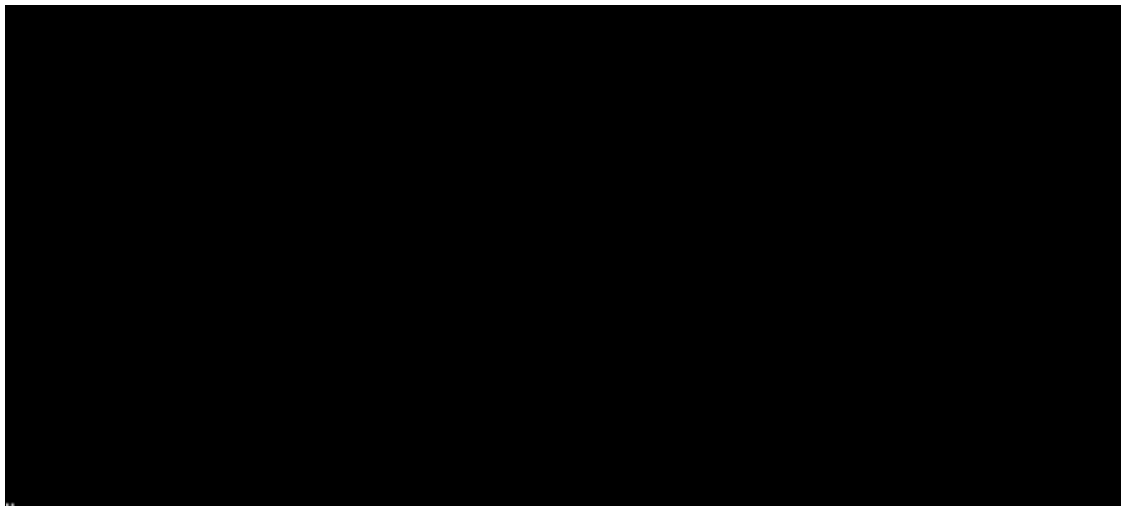
Uppblandning i vatten av en helt vattenlöslig vätska sker långsamt under vissa förhållanden. Detta gäller särskilt om vätskan är mycket lättare eller mycket tyngre än vatten och om vattnet är stillastående d.v.s. saknar turbulens. Figur 2.6 visar beteendet för metanol (Ref. 5.71) och Figur 2.7 - 2.8 för svavelsyra (Ref. 5.70) vid utsläpp i stillastående vatten.



Figur 2.6 Metanol utblandas långsamt i stillastående vatten



Figur 2.7 Beteende hos kontinuerligt utsläpp av svavelsyra i stillastående vatten



Figur 2.8 Beteende hos momentant utsläpp av svavelsyra i stillastående vatten

2.1.7 Särskilda beteendemönster - utsläpp av tunga svårslösliga vätskor i strömmande vatten

Exempel: Koltetraklorid, koldisulfid, etylendiklorid, etylklorid, tetrametylbly

I strömmande vatten kommer kemikalieutsläpp att spridas på ett sätt som beror på kemikalies fysikaliska egenskaper (densitet, löslighet, ångtryck, aggregationstillstånd m.m.) samt strömmens styrka och utseende. Beteendet hos tunga svårslösliga vätskor vid utsläpp i strömmande vatten har undersökts och, inte helt oväntat, visat att vätskan fördelar sig efter droppstorlek i strömmens riktning enligt Figur 2.9 (Ref. 5.78).

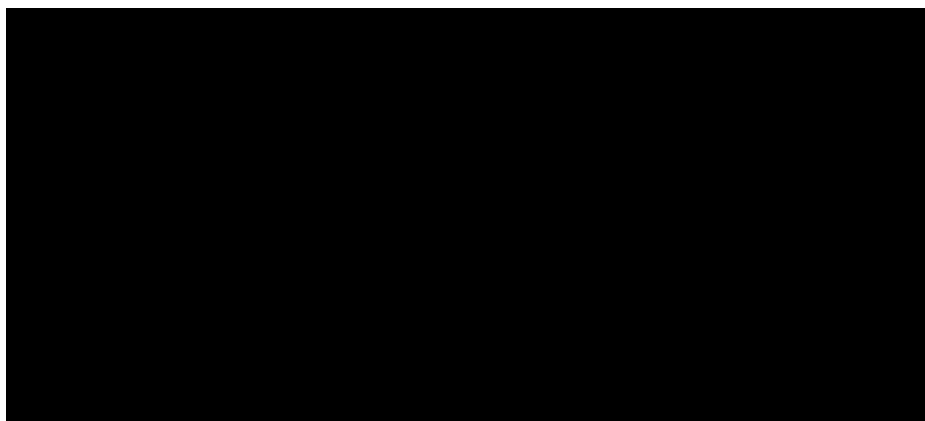


Figur 2.9 Sjunkande svårslösliga vätskor bildar zoner i strömriktningen med pölar i olika storleksordning

2.1.8 Särskilda beteendemönster - ämnen som reagerar med vatten

Av ämnen som är vanliga i transportsammanhang är det endast ett fåtal som reagerar snabbt med kallt vatten. Sådana ämnen som undergår kemiska reaktioner med vatten kan teoretiskt passas in i flödesschemat enligt Figur 2.2 med avseende på löslighet, densitet

och ångtryck. Men reaktionen med vatten medför att deras beteende inte följer det mönster som flödesschemat och Tabell 2b indikerar. Här nedan beskrivs kortfattat beteendemönstret för några ämnen som reagerar med vatten.



Figur 2.10 Exempel på ämnen som reagerar med vatten

Acetylchlorid är en rykande vätska som vid kontakt med vatten reagerar häftigt och sönderdelas till saltsyra och ättiksyra.

Kalciumkarbid är ett fast ämne (pulver/klumpar) som sjunker till botten och reagerar med vatten under bildning av acetylgas som är mycket brandfarlig.

Natrium och **kalium** är s.k. alkalimetaller som flyter och reagerar mycket våldsamt med vatten varvid vätgas utvecklas som är mycket brandfarlig och kan bilda explosiv knälgasblandning med luft. Reaktionsvärmen medför att vätgasen antänds (undantag för mindre natriumbitar) och ofta exploderar.

Sulfonylchlorid är en rykande vätska som vid utsläpp i vatten reagerar häftigt och sönderdelas till svavelsyra och saltsyra

Toluendiisocyanat (TDI - en ofta använd förkortning) är en vätska som sjunker och reagerar långsamt med kallt vatten. Reaktionen ger upphov till koldioxid och en plastpolymer (polyisocyanat).

Oleum och koncentrerad **svavelsyra** reagerar inte kemiskt med vatten men ger en så häftig värmeutveckling vid kontakt med vatten att en våldsam kokning kan ske.

2.2 Åtgärder mot utsläpp

- val av åtgärder beroende på fysikaliska egenskaper

2.2.1 Översikt

Tabell 2d ger en schematisk sammanställning över metoder för åtgärder mot löskomna kemikalier (Ref. 5.7). Varje metod har fått en beteckning där P står för Prognos, M för Mätning och B för bekämpning. Kryss i tabellen anger för vilka klasser (2.1.2) respektive metod är tillämpbar. Metoderna beskrivs närmare i avsnitten 2.2.2 - 2.2.5.

Tabellen avser endast metoder mot löskomna fria kemikalier				Fast ämne				Fast ämne					
				F	FD			D	SD	S			
		GAS		VÄTSKA									
KLASS*		G	GD	E	ED	FE	FED	F	FD	DE	D	SD	S
METOD													
P1	Prognos för spridning i luften	X	X	X	X	X	X			X			
P2	Prognos för spridning på vattenytan					X	X	X	X				
P3	Prognos för spridning i vattenmassan		X		X		X		X	X	X	X	
M1	Mätning av spridning i luften	X	X	X	X	X	X			X			
M2	Mätning av spridning i vattenmassan		X		X		X		X	X	X	X	¹⁾
B1	Bekämpning av gaser i luften med vattendimma	X	X										
B2	Bekämpning av gaser i luften genom återkondensering	X	X										
B3	Bekämpning av kemikalieutsläpp som flyter på vattenytan							X					
B4	Bekämpning av kemikalieutsläpp som är lösliga i vatten		X		X		X		X	X	X	X	
B5	Bekämpning av kemikalieutsläpp som sjunker till botten											X	X

Tabell 2d ¹⁾ Det kan också bli aktuellt att åtgärda spridningen av sjunkande ämnen i bottenvattnets skikt

***Klassbeteckningar:**

G	gas	F	flyter
GD	gas/dissolver	FD	flyter/dissolver
E	evaporerar	DE	dissolver/evaporerar
ED	evaporerar/dissolver	D	dissolver
FE	flyter/evaporerar	SD	sinker/dissolver
FED	flyter/evaporerar/dissolver	S	sinker

(Klasserna beskrivs närmare i 2.1.2)

2.2.2 Ämnen som förgasas eller avdunstar snabbt

Exempel: Ammoniak, vinylklorid, klor, metan, propan, butan, LPG

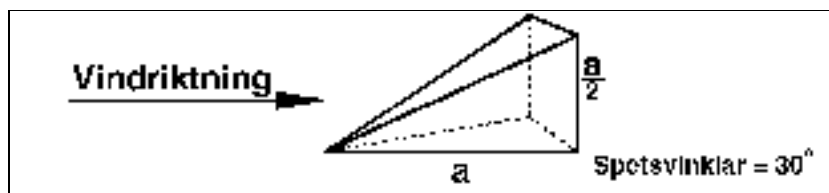
Allmänna åtgärder vidtas enligt Kapitel 1. För att genomföra dessa och övriga åtgärder på ett bra sätt är det nödvändigt att ha kunskaper om hur olika gaser lagras och beter sig, hur utströmningen sker från behållaren, hur de beter sig på vatten och hur de breder ut sig över större områden (Ref. 5.22 och 5.52).

Prognos för spridning i luften (Metod P1, Tabell 2d)

Gäller kemikalieklasser G, GD, E, ED, FE, FED, DE (alla klasser med G och E)

Det är ofta svårt att hinna göra spridningsprognoser för momentant bildade gasmoln vid olyckor, även med hjälp av lättillgängliga datorbaserade modeller. Det kan därför vara värdefullt med en enkel "manuell" modell enligt nedan. Observera dock att gaser kan sprida sig mycket ojämnt i ett turbulent vindområde. Ibland kan lugna, stabila vädersystem ge mycket utdragna gasmoln (jfr Figur 2.5).

För klasserna G och GD kan spridningen mycket grovt beräknas enligt Figur 2.11 och Tabell 2e.



Figur 2.11 Enkel prognosmodell för gasers spridning i luft

Fronten på gasmolnet håller samma hastighet som rådande vind.

Utflöde	Hälsa risk		Brand/explosions-risk
	Ammoniak, vinylklorid, klor	Metan (NG), propan (PG), butan (PG), etylen, butylen-butadien	Ammoniak, vinylklorid, metan (NG), propan (PG), butan (PG), etylen, butylen-butadien
1 m	meter	meter	meter
0.1	1000	200	200
1	2000	400	400
10	5000	1000	1000
100	10000	2000	2000
1000	20000	4000	4000

Tabell 2e

OBS! Tabell 2e kan också användas för vätskeformiga kemikalier (som är brandfarliga eller särskilt hälsofarliga) i klasserna E, ED, FE, FED och DE. Spridningen av avdunstad gas kan därvid mycket grovt beräknas genom att avlästa spridningsvärden i tabellen multipliceras med VP/100. VP är vätskans ångtryck uttryckt i kPa (mindre än 100) vid rådande temperatur.

Mätning av gasers spridning i luften (Tabell 2d, Metod M1)

Syfte: Vid incidenter eller olyckor med utflöden av kemikalier är det viktigt att utföra mätningar av kemikaliekoncentrationer i luften. Syftet med sådana mätningar är att fastställa och avgränsa det område med hälsofarlig atmosfär där oskyddade personer inte får vistas.

För vissa kemikalier kan mätresultaten användas direkt för utformning av riskområden (jfr Figur 2.12 och Figur 1.1b). För andra kemikalier kan mätresultaten användas för att kontrollera ett riskområde vars utformning redan är uppskattad eller beräknad enligt någon metod.

Mätutrustning

Mätning av hälsofarlig atmosfär utförs med **gasspårningsinstrument** (se 1.4.2). Med dessa instrument mäts normalt ytterst små gaskoncentrationer i luften. Exempel på sådana instrument är **reagensrör**, **fotojonisator** och **IR-instrument**.

Observera att dessa instrument **inte** kan användas för att göra noggranna mätningar. Mätresultaten blir ungefärliga. Mätningarna utförs enligt avsnittet "Utförande" nedan.

Fotojonisator är ett mycket lättanvänt mätinstrument och om ett sådant finns gripbart bör det i första hand undersökas om detta kan användas för aktuellt ämne och om inställningsvärde ("relativ känslighet") för aktuell kemikalie finns i tillgänglig tabell. **Fotojonisatorn får inte användas i explosionsfarlig atmosfär!** Där skall explosimeter användas.

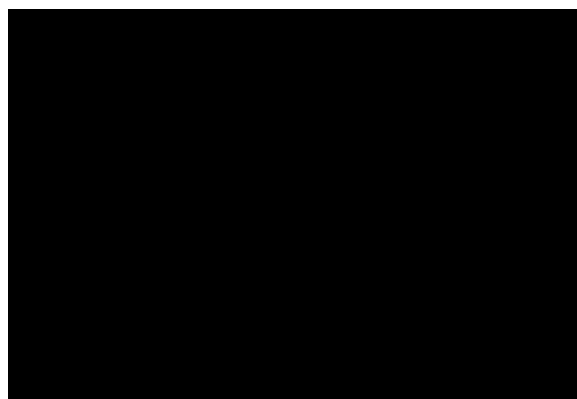
I andra hand undersöks om något reagensrör finns för aktuellt ämne.

Om varken fotojonisator eller reagensrör kan användas måste, i ett inledningsskede ett riskområde med mycket stor marginal upprätthållas kring olycksplatsen till dess annan information kan ge underlag för en ändrad bedömning av situationen.

Utförande

Mätningar utförs av personal, försedd med filtermasker, som är utbildad på instrumenten och väl förtrogna med deras funktion.

Mätningar görs utifrån gasfritt område in mot det hälsofarliga området. Positionen där minsta tydliga mätutslag erhålls, utgör gräns för riskområdet (Figur 2.12).



Figur 2.12 Område för hälsofarlig gaskoncentration samt gräns för mätbar koncentration

Genom att göra fortlöpande mätningar i kringgående rörelser runt den förmodade gasplymen, kan riskområdet upprättas, kontrolleras och vid behov modifieras.

Observera dock att gasmoln ofta sprider sig mycket ojämnt på grund av luftturbulensen. Mätningar ger därför i praktiken inte den jämna gränslinje som figur 2.12 visar utan gränsen måste avrundas längs de allra yttersta mätutslagen.

Bekämpning av gasmoln med vattendimma (Metod B1)

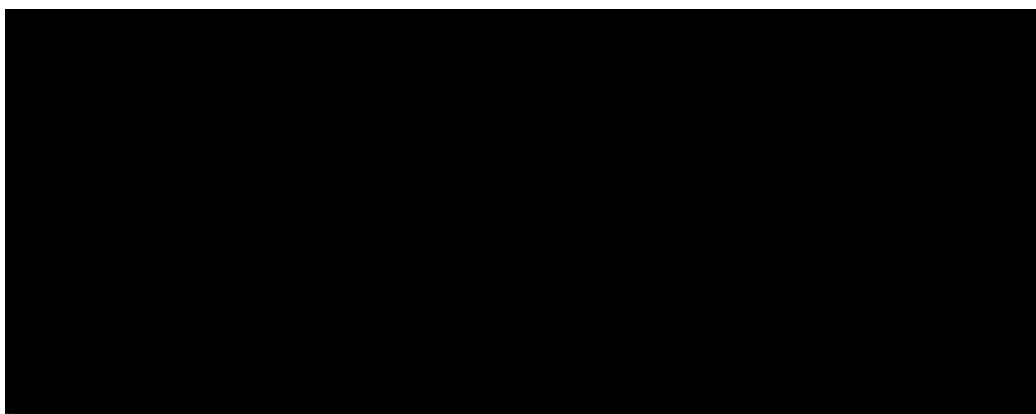
I vissa fall vid mindre gasolyckor kan VATTENDIMMA användas till att:

- ♦ Minska brand- och explosionsrisken hos moln med gaser som är brandfarliga genom att kyla ned heta ytor eller släcka gnistor och dämpa flambildning.
- ♦ Mota, styra eller skingra moln med gaser som är svårösliga eller olösliga i vatten.
- ♦ Tvätta ned vattenlösliga gasmoln (Se nedan).

Vattenlösliga gasmoln

Metoden kan främst användas mot gaser som är lösliga i vatten (klass GD), t.ex. ammoniak.

Små begränsade gasmoln av vattenlösliga gaser kan vid låg vindstyrka "slås ner" (tvättas ner) med fina, spridda vattenstrålar (vattendimma) enligt Figur 2.13.



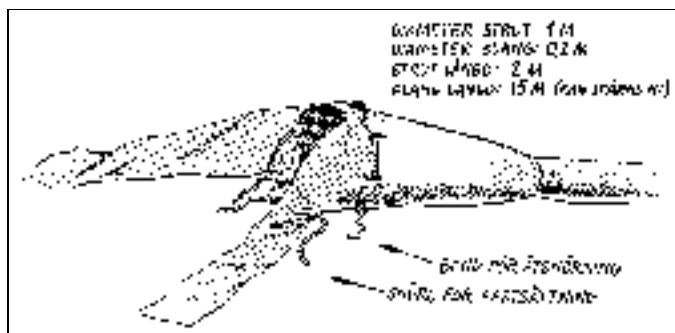
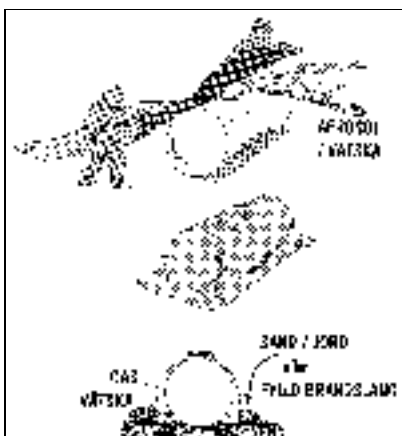
Figur 2.13 Mindre vattenlösliga gasmoln kan "slås ner" eller tvättas ner med vattendimma

Vid utsläpp av kondenserad ammoniak i vatten kokar en del av ammoniaken av mycket snabbt (2.1.4). Resten upplöses i vattnet och bildar basisk (alkalisk) ammoniumhydroxidlösning som är skadlig för miljön (jfr 2.1.4). Inom begränsade, känsliga vattenområden med låg vattenomsättning bör därför neutralisationsmedel utnyttjas för att minska miljöskadorna (Tabell 2d, Metod B4 och 2.2.4).

Bekämpning av gasmoln genom återkondensering (Metod B2)

Metoder med återkondensering bör främst tillgripas mot utsläpp av ammoniak, svaveloxid och klor. Vid läckage från behållare bildar dessa ämnen aerosolhaltiga moln som kan vara ytterst farliga för människa och miljö. Metoden grundar sig på att de små aerosoldropparna i molnet, under vissa betingelser, kan slås ihop till vätska.

Läckage från tankcontainrar och liknande behållare kan återkondenseras med presenning enligt Figur 2.14. Läckage som ger upphov till en åtkomlig jetstråle kan återkondenseras med hjälp av en tratt eller strut (se Figur 17.8) som förankras på lämpligt sätt intill läckagepunkten. Jetstrålen leds in i tratten varefter återkondenserad vätska samlas upp i en bassäng (Figur 2.1-2.17).

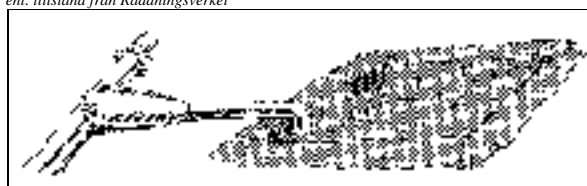


Figur 2.14 Återkondensering med hjälp av presenning
 Figur 2.15 Tratt för återkondensering gas i jetstråle

Figur 2.14-17 enl. tillstånd från Räddningsverket



Figur 2.16 Tratten förankras vid läckagepunkten



Figur 2.17 Den återkondenserade vätskan samlas i en bassäng

2.2.3 Ämnen som flyter på vattenytan

Exempel: *Heptan, terpentin, toluen, xylen, dibutylftalat, dioktylftalat, olivolja, rapsolja, tallolja, sillolja, dipenten, isodekanol, butanol, butylakrylat*

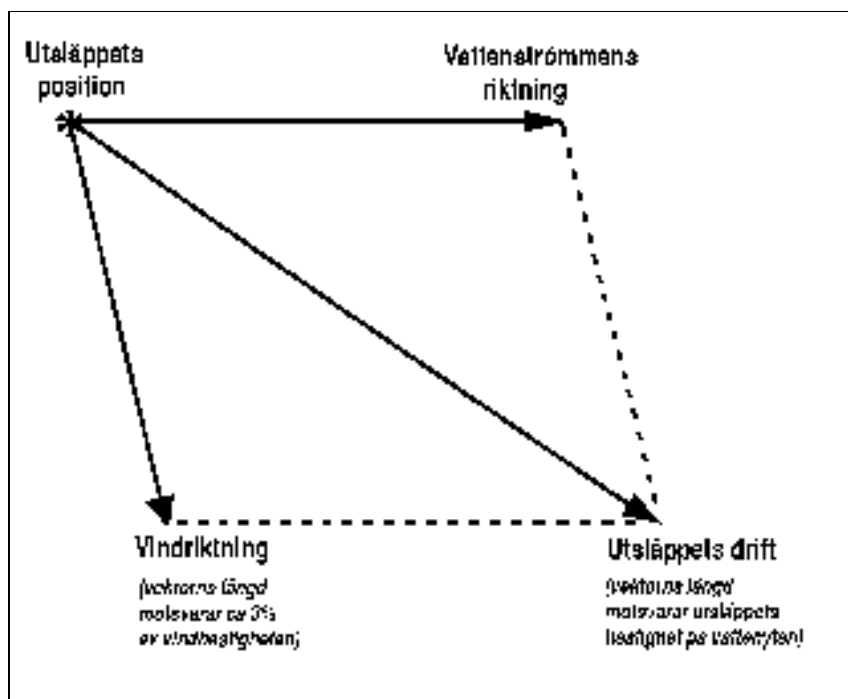
Allmänna åtgärder vidtas enligt Kapitel 1.

En kemikalie som flyter på vattenytan breder ut sig och bildar en stor kontaktyta mot luften. Beroende på dess ångtryck kan den därvid ge mycket stor avdunstning med stora gaskoncentrationer i luften. Vid utvärdering av bekämpningsmetoder för kemikaliesläpp som flyter på vattenytan (Ref. 5.34 och 5.46) är det därför särskilt viktigt att mäta dessa koncentrationer för att bedöma brand- och explosionsrisker samt hälsofara.

Prognos för spridning på vattenytan (Tabell 2d, Metod P2)

Gäller kemikalieklasser FE, FED, F och FD (alla klasser med F)

Beräkning av spridningen kan ske enligt samma princip, med vektordiagram, som för oljeutsläpp (Figur 2.18). Dock försvinner utsläpp av kemikalier tillhörande dessa klasser, utom F, inom ca 10 timmar, genom avdunstning och/eller upplösning.



Figur 2.18 Beräkning av driften hos ytliggande utsläpp med hjälp av vektordiagram

Bekämpning av kemikalieutsläpp som flyter på vattenytan

(Tabell 2d, Metod B3)

Metoden kan användas mot vätskor och fasta ämnen i klass F som flyter på vattenytan och varken avdunstar eller upplöses (processerna sker mycket långsamt).

Exempel: *Ftalater, animaliska och vegetabiliska oljor, etylhexanol, isodekanol*

Kemikalier som flyter på vattenytan, och som har mycket låg avdunstning och mycket liten löslighet i vatten, kan

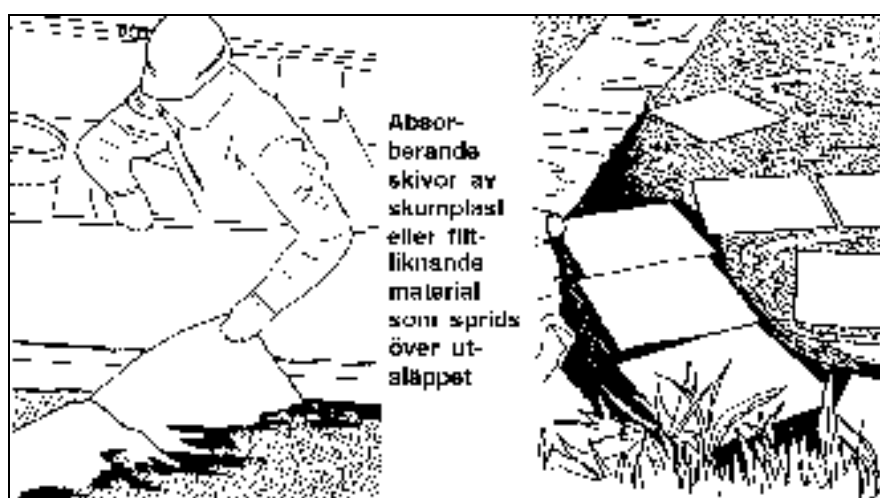
- behandlas med absorberingsmedel och vissa andra bekämpningsmedel
- inringas med länsor
- tas upp med upptagningsutrustning (oljeupptagare)
- bekämpas med kombinationer av a - c.

Under allt sådant bekämpningsarbete måste särskild uppmärksamhet ägnas åt hälso-, brand- och explosionsriskerna.

Användning av bekämpningsmedel mot ett ytliggande kemikalieutsläpp kan begränsa dess utspridning på vattenytan och underlätta inlänsning och upptagning. Som bekämpningsmedel för kemikalieutsläpp kan användas konventionella oljeabsorberingsmedel, speciella kemikalieabsorberingsmedel och s.k. gelbildningsmedel. Exempel på gelbildningsmedel är sådana som blandas i bensin vid tillagning av napalm. Mot kemikalieutsläpp som flyter på vattenytan krävs dock speciella gelbildningsmedel. En del sådana medel har provats experimentellt men ännu (år 1996) finns inget färdigutvecklat, operativt användbart gelbildningsmedel på marknaden som är avsett för kemikalieutsläpp på vattenytan.

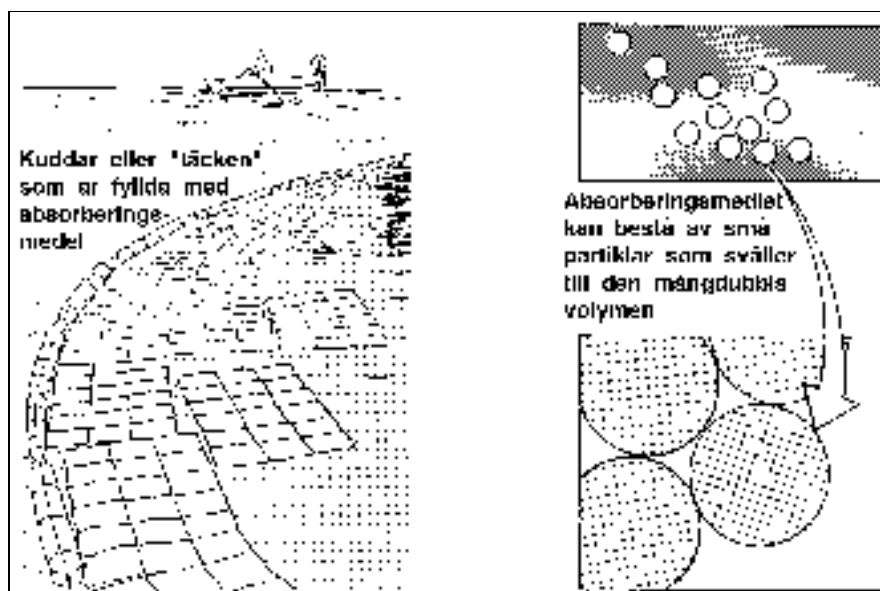
Absorberingsmedel

Det finns på marknaden ett otal olika absorberingsmedel avsedda för kemikalieutsläpp. Medlen har olika utseenden och är uppbyggda av många olika material (Ref. 5.8, 5.39 och 5.62). De flesta av dessa är dock utprovade och avsedda för absorption av utsläpp på land. Endast ett fåtal absorberingsmedel är lämpade för uppsugning av kemikalieutsläpp på vattenytan. I en norsk undersökning (Ref. 5.8) över 43 olika produkter framgår det att 10 st kunde absorbera kemikalier som flyter på vattenytan. Fyra av dessa var inpackade i små länsor ("korvar") och fem bestod av små mattor eller skivor. En produkt bestod av löst granulat (preparerad vulkanaska). De mest effektiva produkterna utgjordes av polypropylen. Polypropylen i form av skumplastskeivor eller filtliknande bitar kan på ett relativt enkelt sätt spridas ut över utsläppet (Figur 2.19).



Courtesy of Environment Canada

Figur 2.19 Absorbering av kemikalieutsläpp som flyter på vattenytan med absorberande skivor eller dukar



Courtesy of Environment Canada

Figur 2.20 Absorbering av kemikalieutsläpp som flyter på vattenytan med kuddar eller täcken som innehåller finfördelat absorberingsmedel

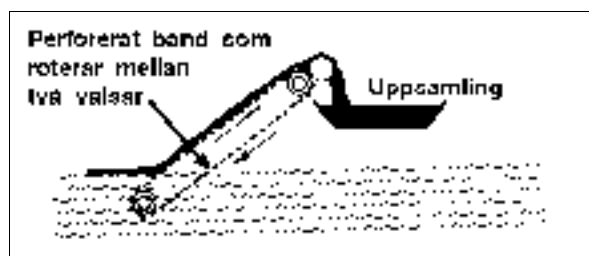
Absorberingsmedel för kemikalieutsläpp kan också bestå av mindre partiklar. Dessa är ibland förpackade i kuddar eller textilöverdrag som liknar sängtäcken för att underlätta hanteringen (Figur 2.20). Vissa absorberingsmedel, i form av småbitar avskumplast, kan ingå i hela system med särskild spridarutrustning, upptagningsanordning och valssystem för avpressning av upptagen kemikalie och återvinning av absorberingsmedlet för utspredning på nytt (Ref. 5.67 och 5.85).

Lösa bekämpningsmedel, tex pulverformigt eller granulerat absorberingsmedel kan spridas med ejektorstrålrör ("robisrör", se Figur 2.18). Sådan utrustning kan underlätta en jämn utspridning av medlen. Risken finns dock att ejektorstrålrör kan "sätta igen" om de används för att sprida mjuk skumplast och andra medel med fluffig struktur. Ibland kan bekämpningsmedlen spridas direkt från säck om inte volymvikten är för låg och vinden för stark.

Den löskomna kemikalien utbredning på vattenytan kan ibland begränsas med länsor. Inlänsningen kan eventuellt underlättas med den ovan beskrivna förbehandlingen med bekämpningsmedel.

Utsläpp av mineraloljor på vattenytan tas rutinmässigt upp, under bekämpningsoperationer, med olika typer av oljeupptagare. Kemikalier som flyter på vattenytan är dock svåra att ta upp om viskositeten är alltför låg (mindre än någon cSt) eftersom de snabbt flyter ut och bildar mycket tunna filmer på vattenytan. Men det har visat sig att kemikalieutsläpp, under vissa betingelser, kan tas upp med sådana upptagare. Ibland underlättas upptagningen genom förbehandling med bekämpningsmedel. Vid användning av vissa upptagare ska dock bekämpningsmedel inte användas. Här nedan diskuteras några upptagare som kan vara lämpliga för upptagning av kemikalieutsläpp.

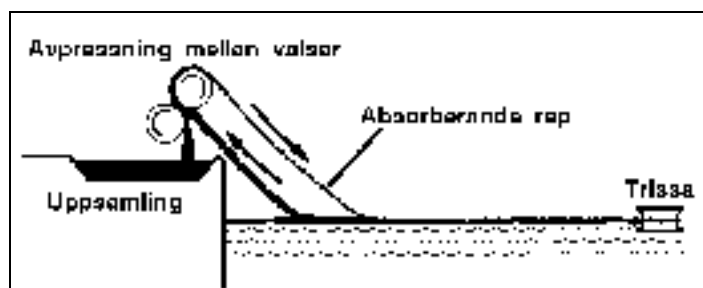
Bandupptagare (Figur 2.21) har visat sig kunna användas för upptagning av vissa kemikalier, t.ex. oktanol och dioktylfталat (Ref. 5.85). Upptagningen kan ev underlättas genom förbehandling med t ex absorberingsmedel.



Courtesy of Environment Canada

Figur 2.21 Upptagning av kemikalier som flyter på vattenytan med bandupptagare

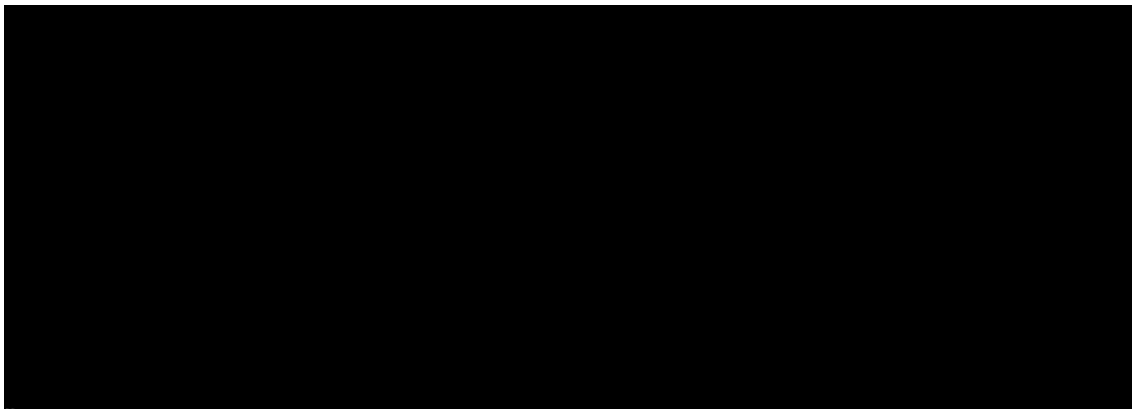
Absorberande system av typ Oil Mop (Figur 2.22) och LORI absorberar ytliggande kemikalier, som i dessa fall inte ska förbehandlas med bekämpningsmedel. Med oil mop har mycket bra resultat erhållits vid upptagning av oktanol och dioktylfталat (Ref. 5.85).



Courtesy of Environment Canada

Figur 2.22 Upptagning av kemikalier som flyter på vattenytan med system av typen Oil Mop

Vortexsystem (ex. Walosep) kan användas för upptagning av ytliggande kemikalier på samma sätt som lätta petroleumprodukter (Figur 2.23). Kemikalieutsläpp bör i detta fall inte förbehandlas med bekämpningsmedel.



Figur 2.23 Upptagning av kemikalier som flyter på vattenytan med vortexsystem av typen Walosep

2.2.4 Ämnen som upplöses i vattnet

Exempel: Aceton, etanol, fosforsyra, glykoler, isopropylalkohol, metanol, metyletylketon, monoetylamin, natriumhydroxidlösning, propionsyra, propylenoxid, svavelsyra, ättiksyra

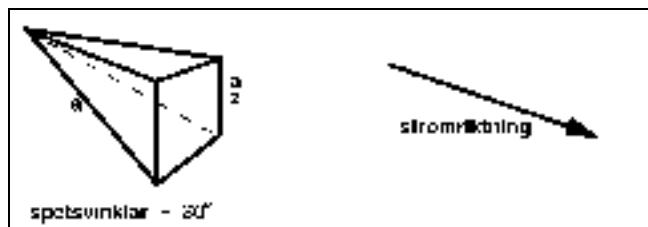
Allmänna åtgärder vidtas enligt Kapitel 1.

En kemikalie som upplöses i vattnet bildar ett växande "moln" i vattenmassan. Det är viktigt att mäta koncentrationerna i molnet för att följa kemikalien spridning och för att kunna bedöma risker för miljön, fiske, rekreationsområden, färskvattenintag m.m.

Prognos för spridning i vattenmassan (Tabell 2d, Metod P3)

Den metod som beskrivs nedan är endast tillämpbar för kemikalieklassen D.

Spridningen kan mycket grovt beräknas enligt Figur 2.24 och Tabell 2f om vattenmassans ström är lugn och jämn. Fronten på det upplösta kemikalie-"molnet" håller i princip samma hastighet som vattenströmmen.



Figur 2.24 Enkel prognosmodell för vattenlösliga kemikaliers spridning i vattenmassan

Beräkningen måste modifieras med hänsyn till om kemikalien densitet avviker alltför mycket från vattnets (jfr 2.1.5). Vid stillastående (eller nära stillastående) vatten eller vid kraftig virvelbildning kan metoden inte användas.

	Koncentration 1 g/m ³	Koncentration 1 mg/m ³
UTFLÖDE ton	a meter	a meter
1	500	5000
10	1000	10000
100	2000	20000
1000	4000	40000

Tabell 2f

Bekämpning av kemikalieutsläpp som är lösliga i vatten

(Tabell 2d, Metod B4)

Kemikalieutsläpp som löser upp sig i vattenmassan kan ibland behandlas med olika bekämpningsmedel för att minska skadeverkningar på människa och miljö (Ref. 5.69, 5.94 och 5.95). Exempel på bekämpningsmedel är följande:

Neutralisationsmedel	Koaguleringsmedel
Flockningsmedel	Aktivt kol
Oxidationsmedel	Komplexbildare
Reduktionsmedel	Jonbytare

Metoden kan användas främst mot ämnen tillhörande klass D men vissa fall även mot andra ämnen (klasserna GD, ED, FED, FD och SD).

I september 1973 användes ett reduktionsmedel, ferrosulfat, vid behandling av utläckande kromföreningar från ett sjunket fartyg i Sverige strax norr om Ölands nordspets (Ref. 5.100). Behandlingen utfördes genom att säckar med 11 ton ferrosulfat tömdes från ett ytliggande fartyg så att ämnet sjönk ner över vraket som låg på 17 m djup. Ferrosulfat reducerar 6-värda kromföreningar till 3-värda som är mindre farliga för miljön.

Metoden torde främst komma till användning mot vätskeformiga syror och baser, vilka transporteras i mycket stora mängder.

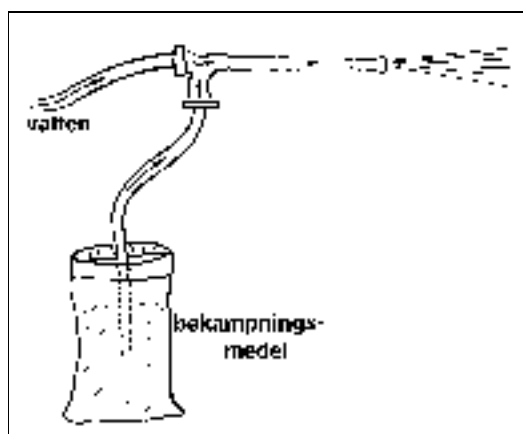
Exempel: Ammoniumhydroxid, fluorkiselsyra, fosforsyra, natriumhydroxidlösning, propionsyra, salpetersyra, svavelsyra, ättiksyra

Det har visat sig att utsläpp av syror och baser i åar och älvar kan ge förödande ekologiska effekter även om utsläppen är relativt små (jfr 1.6.2). Förklaringen till de stora skadeverkningarna i vattendrag kan vara att utsläppet, om det är momentant eller sker på kort tid, bildar ett relativt koncentrerat "moln" som rör sig nedströms och skadar eller slår ut livet i vattendraget. I begränsade vattenområden bör därför alltid utsläpp av syror och baser behandlas med neutralisationsmedel. Följande neutralisationsmedel har visat sig vara mest lämpliga (Ref. 5.73):

<p>Mot utsläpp av syror:</p> <p>Natriumvätekarbonat (natriumbikarbonat)</p> <p>Pris i Sverige ca SEK 7000 per ton (1999, inkl. moms och frakt) MB-Sveda AB, Göteborg, Sverige Tel. +46 31 83 80 00</p>	<p>Mot utsläpp av baser:</p> <p>Natriumdivätefosfat (mononatriumfosfat)</p> <p>Pris i Sverige ca SEK 5500 per ton (1999, inkl. moms och frakt) Kemira Kemi, Helsingborg, Sverige Tel. +46 42 17 10 00</p>
--	---

Flockningsmedel, koaguleringsmedel, aktivt kol, komplexbildare och jonbytare kan användas vid behandling av blandningar av kemikalier och vatten som tagits upp till prämar eller andra mellanlagringsbehållare (exempel i Ref. 5.63, 5.91 och 5.97). Aktivt kol används ofta på detta sätt och är känt som ett effektivt medel för absorption av många organiska kemikalier. Enligt vissa undersökningar kan aktivt kol också användas frångångsrikt mot kemikalieutsläpp i strömmande vatten (Ref. 5.72, 5.86, 5.90 och 5.102) medan andra tyder på att det inte skulle vara användbart vid direktbehandling av kemikalieutsläpp i miljön (Ref. 5.74).

Behandlingen skall utföras i samråd med naturvårdsmyndighet som även bör ge råd om dosering. Spridning kan ske med ejektorstrålrör (Figur 2.25) eller genom att hälla direkt från säck. Vid osäkerhet om dosering gäller följande: Tag reda på viktsmängd utsläppt kemikalie. Den teoretiskt rätta doseringen är ungefär dubbla viktsmängden neutralisationsmedel.



Figur 2.25 Användning av ejektorrör för spridning av bekämpningsmedel

Överdosera med ungefär 50% och fördela på lämpligt sätt över hela utsläppsplatsen.

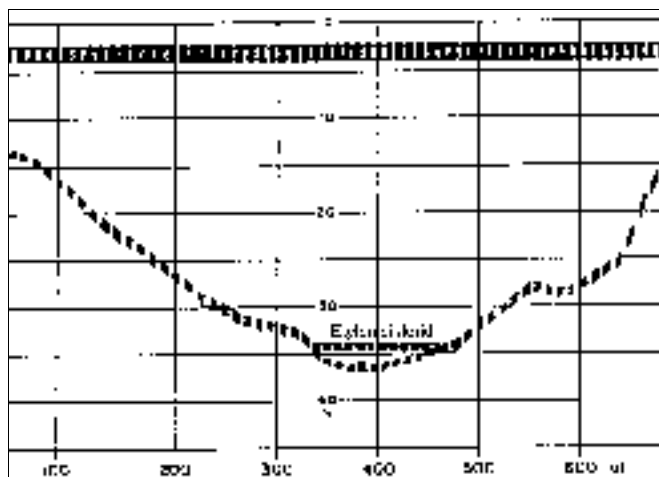
2.2.5 Ämnen som sjunker till botten

Exempel: Koltetraklorid, koldisulfid, etylendiklorid, etylklorid, tetrametylbly

Större översikter beträffande åtgärder mot sjunkande ämnen finns i Ref. 5.35, 5.40, 5.68 och 5.83. Allmänna åtgärder vidtas enligt Kapitel 1.

Sjunkande utsläpp kan allvarligt förorena de utsatta bottensedimenten. Efter bärgning av det sjunkna utsläppet kan därför noggrann planering krävas för det fortsatta saneringsarbetet. Ett omfattande system kan behöva byggas upp för att ta hand om och rena kontaminerade sedimentmassor (4.4, Ref. 5.63 och Ref. 5.64).

En kemikalie som sjunker till botten sprider, i större eller mindre utsträckning, ut sig över ett bottenområde. Det är därför viktigt att kartlägga utsläppet för att få ett beslutsunderlag för responsarbetet. Bottenliggande pölar, med en plan fasgränsyta mot vattnet, kan registreras med ekolod.



A. Meyer et al. 1984

Figur 2.26 visar en ekolod-registrering av 1300 kubikmeter etylendiklorid som efter en olycka sjunkit till botten på 12 m djup i en amerikansk sjö (Ref. 5.57 och 5.76). Den bottenliggande pölens utsträckning var ca 40 m.

Annan typ av registrering och noggrannare kartläggning kan göras med undervattensfarkoster och/eller dykare (se 1.5).

En bottenliggande kemikalie har alltid en viss löslighet i vatten även om den ibland är ytterst liten. Lösligheten måste kontrolleras och kemikaliekoncentrationerna i det omgivande vattnet måste mätas för att kunna bedöma risker för miljön, fiske, rekreationsområden, färskvattenintag m.m.

Bekämpning av kemikalieutsläpp som sjunker till botten

(Tabell 2d, Metod B5)

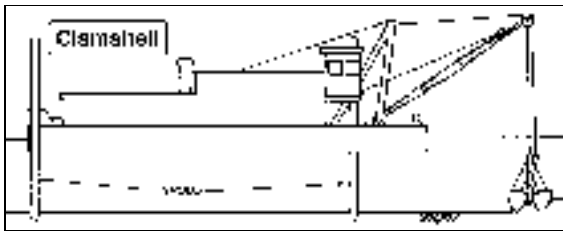
Ämnen som sjunkit till botten kan tas upp med **mudderverk** (Ref. 5.35, 5.40, 5.68, 5.75, 5.83 och 5.84). Det finns olika typer av mudderverk som lämpar sig mer eller mindre bra för detta ändamål. Det finns tre huvudtyper av mudderverk enligt tabell 2g:

Typ	Exempel	
Mekaniska mudderverk	Buckeladder (påternostverk) Clam shell (gripsko på) Dipper (grävsko på)	
Hydrauliska mudderverk	Plain Suction Dustpan Cutterhead	Hopper Mudcat Periferinjektionsstycke
Pneumatiska mudderverk	Pneumatic Airlift (ammutsug, ammupump)	

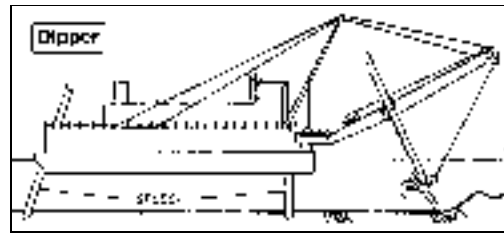
Tabell 2g

Mekaniska mudderverk

Den enklaste formen av mekaniska mudderverk är grip- eller grävsopor (Figur 2.27 och 2.28) som kan användas på grunda vattenområden med maskinverket placerad på en pråm eller närliggande kaj eller strand. En sådan metod för muddring tillämpades i Göteborgs hamn 1973 när sjunken fenol togs upp från hamnbassängens botten (se 4.9).

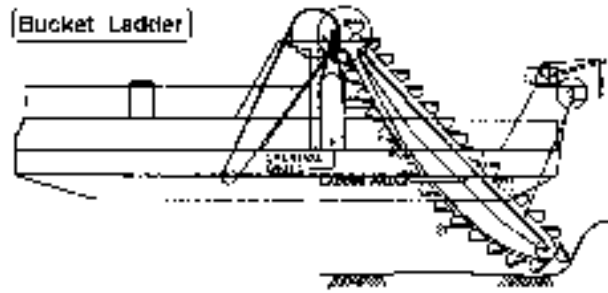


Figur 2.27 Mekaniskt mudderverk typ Clamshell (gripskopa)



Figur 2.28 Mekaniskt mudderverk typ Dipper (grävskopa)

Exempel på större mekaniska mudderverk är de traditionella s.k. paternosterverken (Bucket Ladder) med skovlar fastsatta på ett ändlöst band som successivt gräver upp material från botten (Figur 2.29). Paternosterverk är dock normalt inte lämpliga i dessa sammanhang.

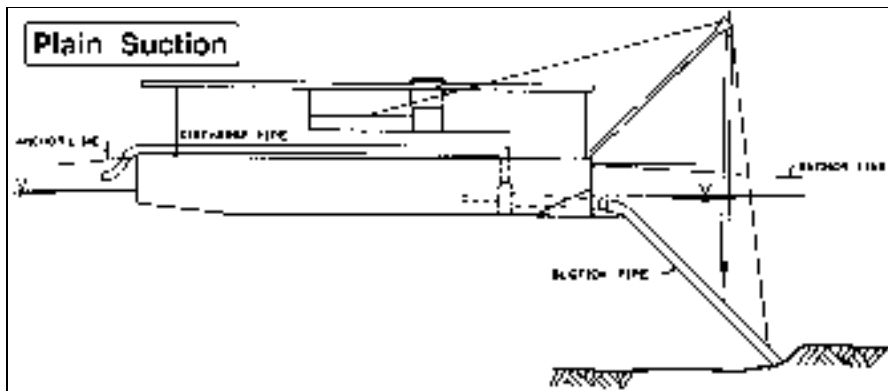


Figur 2.29 Mekaniskt mudderverk typ paternoster (Bucket Ladder)

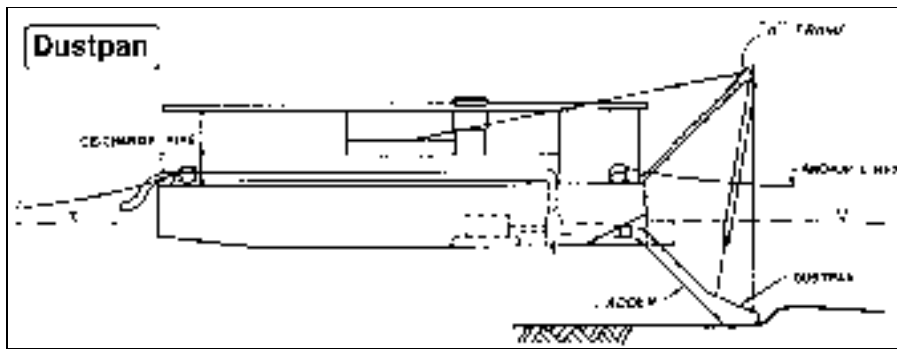
De åstadkommer alltför stor turbulens på botten vilket riskerar att sprida den sjunkna kemikalien över större områden.

Hydrauliska mudderverk

Vid breddning och fördjupning av farleder, hamnar m.m. används numera ofta hydrauliska mudderverk. Dessa är bättre lämpade för upptagning av sjunkna kemikalier där försiktighet måste iaktas så att de inte sprids ut över större bottenområden under muddringsarbetet. Vanliga konstruktioner av hydrauliska mudderverk visas i Figur 2.30-2.34.

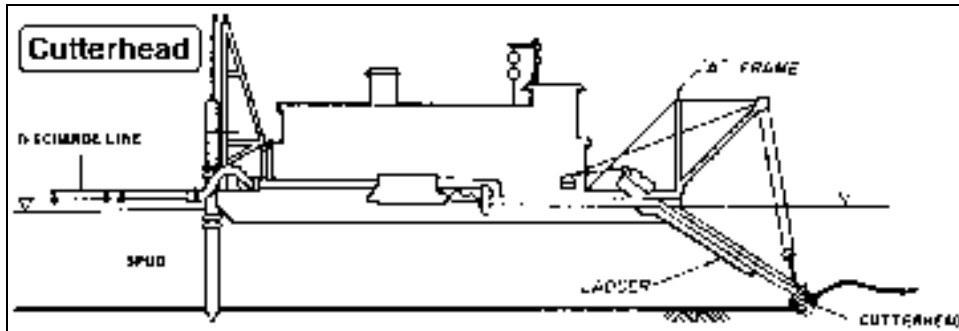


Figur 2.30 Hydrauliskt mudderverk typ Plain Suction



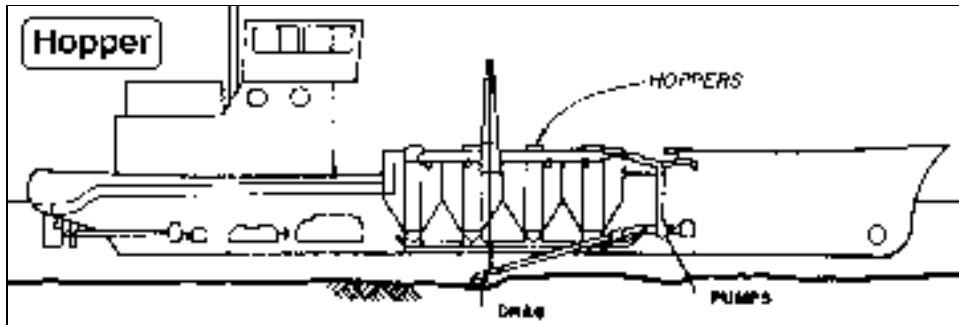
Hand et al. 1978

Figur 2.31 Hydraulisk mudderverkav typ Dustpan



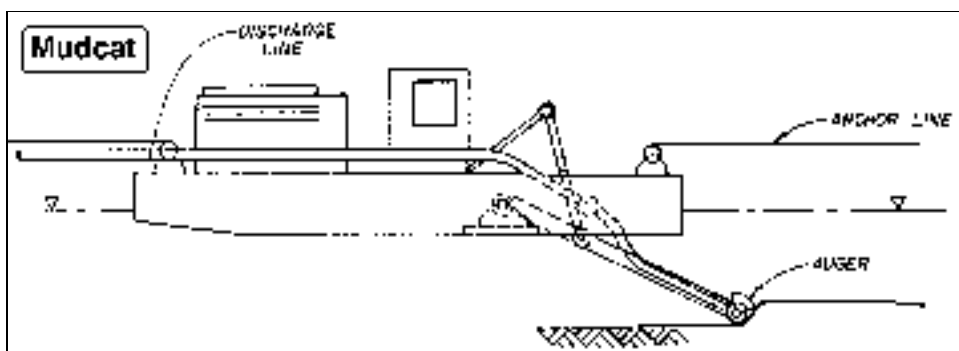
Hand et al. 1978

Figur 2.32 Hydraulisk mudderverk av typ Cutterhead



Hand et al. 1978

Figur 2.33 Hydraulisk mudderverk av typ Hopper

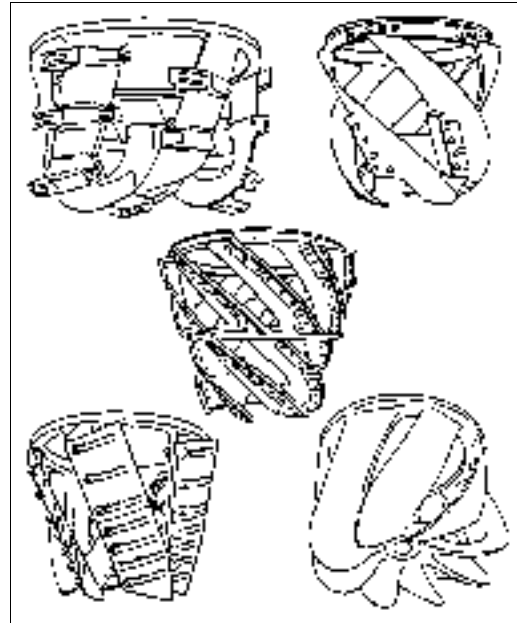


Hand et al. 1978

Figur 2.34 Hydraulisk mudderverk av typ Mudcat

Mudderhuvuden

Vissa typer av hydrauliska mudderverk (Figur 2.32) har s.k. mudderhuvuden (Figur 2.35) för att effektivisera arbetet vid fördjupning av kanaler m.m. Vid upptagning av bottenliggande kemikalier måste sådana mudderhuvuden avmonteras eftersom de i likhet med skovlar på mekaniska mudderverk åstadkommer kraftig botten-turbulens som tenderar att sprida ut kemikalieutsläppet.

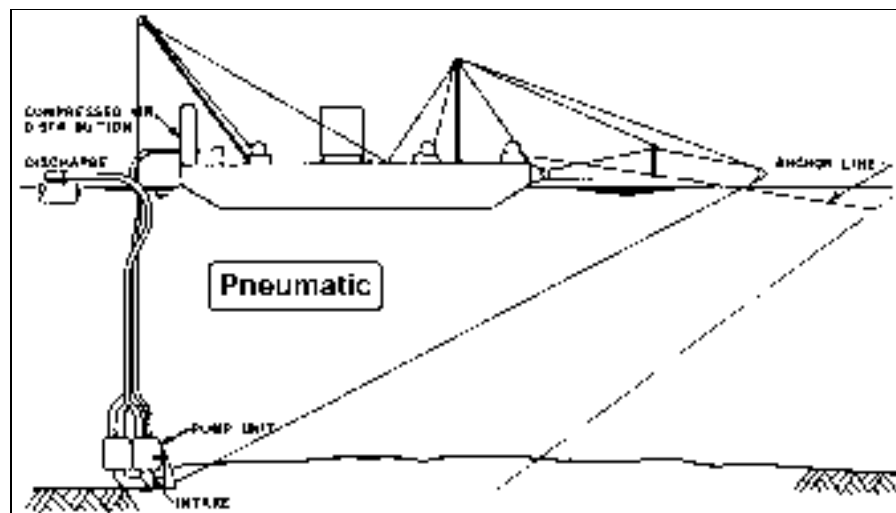


Hand et al. 1978

Figur 2.35 Olika konstruktioner av mudderhuvuden

Pneumatiska mudderverk

Figur 2.36 visar ett pneumatiskt mudderverk som arbetar med en sänkbar luftdriven pump som får luften från en kompressor på pråmen.



Hand et al. 1978

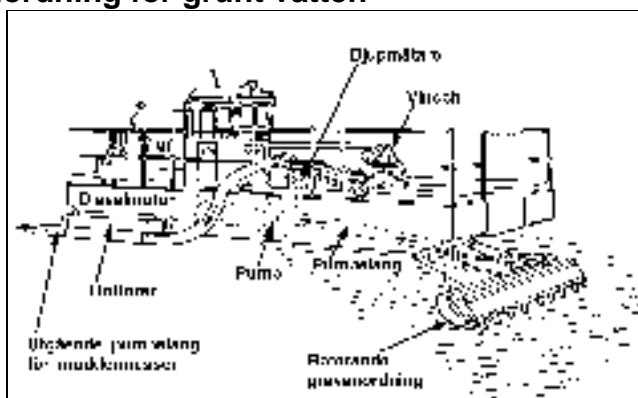
Figur 2.36 Pneumatiskt mudderverk

Pumpen består av tre cylindrar som alternerande fylls med sediment av det hydrostatiska trycket och sedan pressas upp till ytan av tryckluften. Fördelar med denna teknik, jämfört med hydrauliska mudderverk, är 1) att mudderslammet inte behöver ha vätskekonsistens utan kan hålla upp till 70 % torrhalt samt 2) att metoden inte har något teoretiskt största arbetsdjup. Figur 2.36 visar ett större pneumatiskt mudderverk av en typ som, vid ett tillfälle efter en olycka i en amerikansk flod, användes vid upptagning av sjunken PCB på 15 m djup (4.7). Ett mindre pneumatiskt mudderverk visas i Figur 2.40.

Mekanisk-hydraulisk mudderanordning för grunt vatten

Figur 2.37 visar en pråm med katamaranskrov försedd med en sugpump som är kopplad till en roterande skovelanordning (Ref. 5.43). Den senare förs fram på botten och gräver upp det bottenliggande materialet. Systemet kan arbeta ner till ungefär 5 m djup.

Systemet i Figur 2.37 tillverkas under benämningen "Mudcat Auger Dredging Unit" av Mud Cat Division, National Car Rental Systems Inc., 15670 West Ten Mile, Suite 107, Southfield, MI 48075, USA.



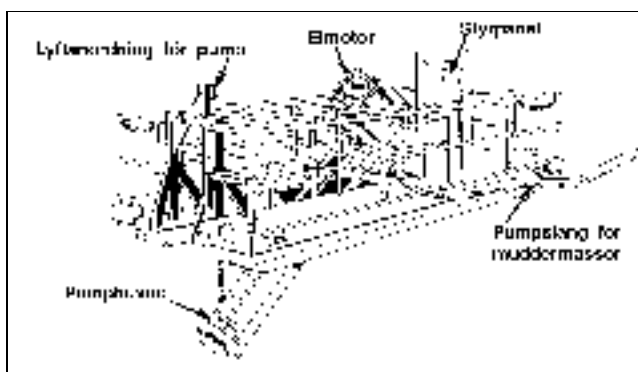
Courtesy of Environment Canada

Figur 2.27 Ett enkelt hydrauliskt mudderverk för arbete på grunt vatten

Bottensug för grunt vatten

Figur 2.38 visar en enkelt hydrauliskt mudderverk som består av en katamaranbaserad sugpump för muddring på mellan ca 1 och 3 m djup (Ref. 5.43). Pumphuvudet kan fällas ner till botten genom mellarummet i dubbelskrovet. Upptaget material pumpas bakåt via en slang till en angränsande behållare.

Bottensugen i Figur 2.38 tillverkas under benämningen "Crisafulli Sludge Handling System" av Crisafulli Pump Company Inc., Crisafulli Drive, PO Box 1051, Glendive, MO 59330, USA.



Courtesy of Environment Canada

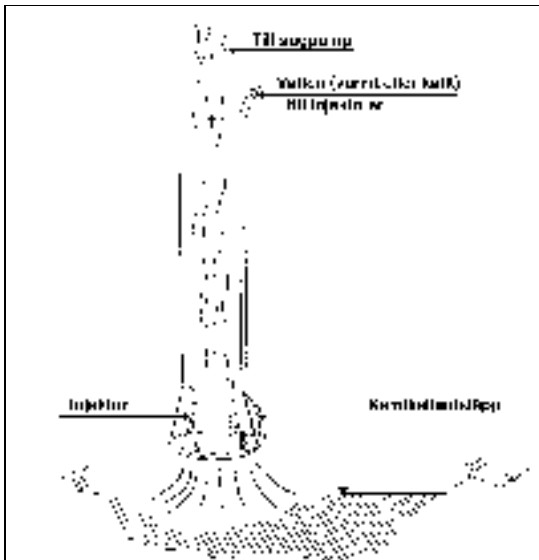
Figur 2.38 Ett enkelt hydrauliskt mudderverk för arbete på grunt vatten

Periferiinjektormunstycke

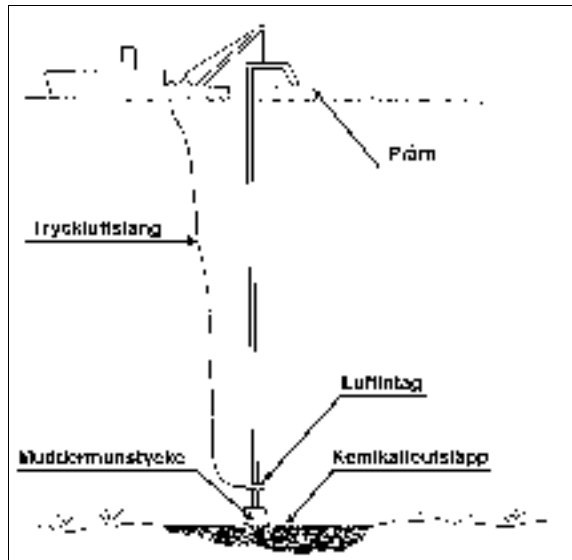
Figur 2.39 visar en enkel hydraulisk mudderanordning som har kompletterats med inåtriktade injektorer i munstycket för insprutning av tryckvatten. Systemet ger möjlighet att t.ex. med hetvatten underlätta uppsugning av klumpbemängda eller sega kemikalier och har praktiskt använts vid upptagning under vinteförhållanden av sjunken olja efter en olycka.

Mammutpump

Mammutpump (engelska Airlift) är en enkel pneumatisk muddringsanordning. Den består av ett rör som sträcker sig ned till botten (Figur 2.40). Luft förs med en kompressor på hjälpfartyget via en slang ner antingen till rörets mynning eller till ett luftintag på röret. Luften som stiger upp i röret utvidgas och åstadkommer en kraftig uppåtgående ström i röret. Strömmen är starkare ju större arbetsdjupet är.



Figur 2.39 Periferiejektormunstycke som kan hanteras av dykare

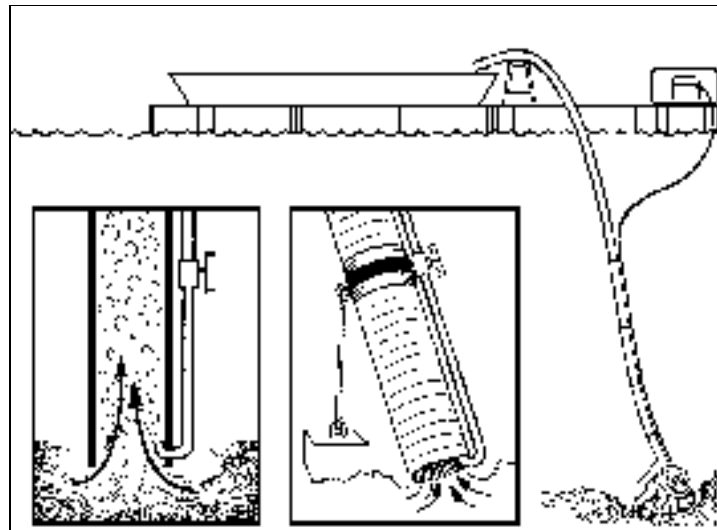


Figur 2.40 Ett litet pneumatiskt mudderverk, s.k. mammutpump eller mammut sug

Det har visat sig att mammutpump är en mycket användbar typ av mudderverk för upp-tagning av kemikalier från inte alltför stora djup (4.4). Systemet har ingen teoretisk begränsning i djupled. Effekten blir starkare ju större djupet är. En praktiskt begränsande faktor är dock kompressorn som blir stor och kostsam vid arbete på stora djup. Dessutom blir röret svårt att hantera vid större djup då de sidriktade krafterna blir mycket stora. Riskerna för dykare blir också stora i närheten av den sugande mynningen på röret. I Nordsjön har mammutpumpar används för bland annat uppsugning av sten ned till 60 - 70 m djup. Men det är inte troligt de är praktiskt användbara på så stora djup för upp-tagning av kemikaliesläpp.

Arrangemang för mammutpump

I Figur 2.41 visas ett lämpligt arrangemang för användning av mammutpump. På en ytfarkost (pråm el.dyl.) ovanför muddringsplatsen placeras kompressorn som genom en luftslang förser mammutpumpmunstycket med tryckluft.



Arne Borlin 1977

Figur 2.41 System för användning av mammutpump

Pråmen kan också ta emot muddermassorna, antingen i egna tankar eller i separata containrar ombord. En dykare hanterar mammutpump-röret som stabiliseras av en tyngd för att motverka de kraftiga rörelser som är typiska för mammutpumpar och som växer i styrka med arbetsdjupet. Dykaren kan också reglera tryckluften med en kran på luft-röret.

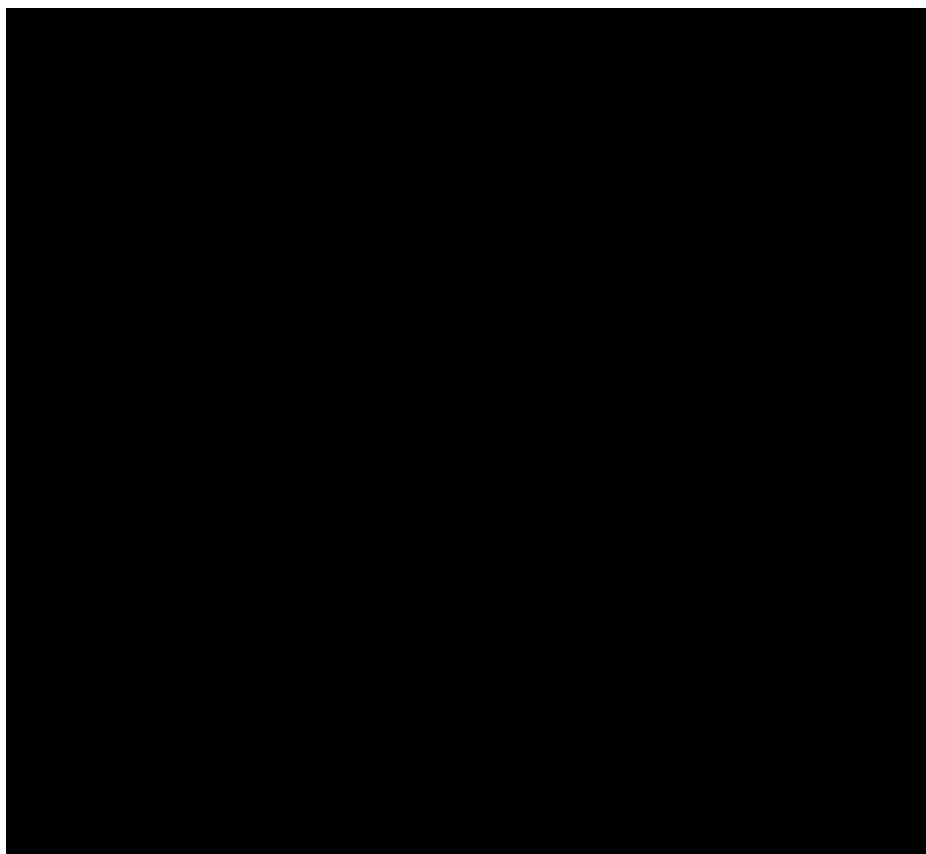
Jfr även avsnitt 3.4.3 där en speciell tillämpning av mammutpump visas för tömning av bottenliggande tank med farligt innehåll.

Mammutpump har använts med framgång dels vid en operation 1988 där en sjunken pråm tömdes på sin last av svavelsyra (4.2), dels efter en fartygsolycka 1984 där 16 ton pentaklorfenol (PCP) muddrades upp från Mississippis flodbotten på 11 m djup (4.4).

Avledning av vattenflöde

Muddring av kemikalier från botten av åar och älvar kan leda till att en del av bottenmaterialiet virvlar upp i vattnet under arbetet och sprids nedströms. Denna utspridning kan ske över så stora bottenområden att det knappast finns någon möjlighet att ta upp denna del av utsläppet. För mindre åar finns möjlighet (Figur 2.42) att fördämma vattenflödet en bit uppströms från utsläppsplatsen och avleda vattenströmmen förbi olycksplatsen genom pumpning i rör och släppa ut vattnet omedelbart nedanför utsläppsplatsen (Ref. 5.103).

En sådan avledning av vattenströmmen frilägger utsläppet och underlättar muddringen avsevärt. Om så krävs kan en spärrdamm upprättas enligt Figur 2.42 för att samla upp ett rinnande kemikalieutsläpp. Enligt en undersökning av US Environmental Protection Agency (Ref. 5.103) är en rimlig pumpkapacitet 0,35 kubikmeter per sekund över en sträcka av 300 meter i ett rörsystem som transporteras till platsen av en mobil anläggning.



Courtesy of Environment Canada

Figur 2.42 Avledning av vattenflöde för att underlätta muddring

3 Åtgärder mot löskomet förpackat farligt gods

3.1 Klassificering av förpackat farligt gods

3.1.1 Allmänt

I det s.k. European Classification System klassificeras i första hand lösa, icke förpackade, kemikalier i 12 stycken beteendegrupper eller klasser (2.1.2 - 2.1.3). I ett utbyggt flödesschema har även förpackade kemikalier och förpackat farligt gods inkluderats enligt en princip som visas i Tabell 3a. Enligt denna tabell har European Classification System på ett mycket enkelt sätt klassificerat förpackat farligt gods utgående från förpackningarnas flytbarhet (se 3.1.2).

När det gäller transporter av förpackat farligt gods används även till sjöss det allmänna systemet baserat på 9 farlighetsklasser som finns utvecklat i IMDG-koden, International Maritime Dangerous Goods Code (Ref. 5.1). Syftet med systemet är att transportererna skall kunna ske på ett säkert sätt och har sålunda ingen bäring på räddningsåtgärder vid inträffade olyckor (se 3.1.3).

I ett supplement till IMDG-koden finns ett avsnitt med rubriken "Emergency Procedures for Ships Carrying Dangerous Goods". Avsnittet behandlar s.k. EmS-procedurer ("Group Emergency Schedules") som kan tillämpas vid incidenter med farligt gods ombord på fartyg (3.1.4). Rekommendationerna riktar sig i huvudsak till besättningen på fartyg och är egentligen avsedda att tillämpas i brådskande skeden ute på havet där ingen omedelbar hjälp kan erhållas från räddningstjänst i land. EmS-procedureerna grundar sig dock på ett stort erfarenhetsmaterial och kan tjäna som ett viktigt komplement till andra informationskällor vid riskbedömning och insatsplanering.

3.1.2 Klassificering efter flytbarhet

Något egentligt klassificeringssystem, baserat på förpackningars flytbarhet, är svårt att utveckla. Det finns egentligen bara de två möjligheterna att förpackningen antingen flyter eller sjunker under förutsättning att höljet är tätt. Om dess volymvikt ligger mycket nära vattnets kan den antingen ligga tätt under vattenytan (i marvatten) eller långsamt sjunka mot botten. I turbulent vatten (vågor eller ström) kan naturligtvis den senare typen av förpackningar virvla runt i vattmassan. European Classification System (2.1.2 - 2.1.3) har i en extra gren i sitt flödesschema (som ej visas i Figur 2.2) visat att förpackningar kan klassificeras i tre grupper PF, PI och PS enligt tabell 3a.

PF	PI	PS
Package Floats	Package Immersed	Package Sinks
Förpackningen flyter	Förpackningen har samma volymvikt som vattnet och ligger i marvatten	Förpackningen sjunker
$w/v < ds - 0,01$	$w/v = ds \pm 0,01$	$w/v > ds + 0,01$
w = förpackningens bruttovikt, gram v = förpackningens bruttovolym, m ³ ds = vattnets densitet, gram/ml		

Tabell 3a

3.1.3 IMDG-kodens klassificeringssystem för transporter till sjöss

Tabell 3b illustrerar IMDG-kodens klassificeringssystem för förpackat farligt gods. Det ger liten eller ingen vägledning vid åtgärder att omhändla eller oskadliggöra farligt gods men har ett visst värde tillsammans övrig information i IMDG-koden när det gäller att visa på risker hos ämnena.

IMDG-kodens 9 farlighetsklasser		
Klass nr	Innehåll	Exempel
1	Explosiva ämnen och föremål	ammoniumnitrat, tändhattar
2	Komprimerade, kondenserade eller under tryck lösta gaser	syre, gasol, acetylen
3	Brandfarliga vätskor	etylalkohol, fotogen
4	Brandfarliga fasta ämnen	svavel, kalciumkarbid
5	Oxiderande ämnen	väteperoxid, natriumklorat
6	Giftiga ämnen, vämjeliga ämnen och smittämnen	fenol, TML, TEL, gödsel, självdöda djur
7	Radioaktiva ämnen	tritium, radium
8	Frätande ämnen	svavelsyra, natriumhydroxid
9	Övriga farliga ämnen och föremål	asbest, PCB, transformatorer med PCB

Tabell 3b

3.1.4 Klassificering av åtgärder ombord på fartyg enligt EmS

Vägledning för åtgärder vid utflöde och brand på fartyg med förpackat farligt gods finns i IMDG-kodens bilage-del under vidstående rubrik:

<p style="text-align: center;">EMERGENCY PROCEDURES FOR SHIPS CARRYING DANGEROUS GOODS</p> <p style="text-align: center;">Group Emergency Schedules (EmS)</p> <p style="text-align: center;">Procedures to be followed in case of incidents involving dangerous, hazardous or harmful substances, materials or articles</p>

Denna bilaga till IMDG-koden innehåller rekommendationer som riktar sig till fartygets befälhavare vars fartyg råkar ut för olycka med farligt gods. Bilagans rekommendationer kan användas även av räddningstjänsten som komplement till annan information. IMDG-koden omfattar ca 3000 olika produkter. För olyckor med dessa hänvisas (1994 års upplaga) till 97 olika EmS - Group Emergency Schedules (Ref. 5.1).

Det finns totalt 97 st olika metoder, var och en med ett eget EmS-nummer. Den första siffran i EmS-numret anger berörda ämnens klass tillhörighet i IMDG-koden. Tabell 3c ger en översikt över de antal metoder som finns för var och en av klasserna 1-8. Ämnen som tillhör IMDG-kodens klass 9 (övriga farliga ämnen) har, beräknade EmS-nummer, av IMO blivit hänfödda till någon av de övriga klasserna.

Klass	Antal m etoder	Em S-num m er	Pro du kt- typer	Egenskaper hos berörda äm nen som påverkar IMO :s rekomm endatio n (val av Em S-m etod)
1	8	1-01 - 1-08	Explosiv- äm nen	Risk för massexplosion, farliga gaser eller projektiler känslighet för vatten eller stötar
2	13	2-01 - 2-13	Gaser	Brandfara, giftighet, oxiderande förm åga, korrosivitet
3	7	3-01 - 3-07	Brandfariga vätskor	Flammpunkt, giftighet, korrosivitet, vattenlöslighet
4	26	4.1-01 - 4.1-06 4.1-08 4.1-10 - 4.1-13 4.2-01 - 4.2-05 4.2-07 - 4.2-08 4.3-01 - 4.3-06 4.3-08 - 4.3-09	Brandfariga fasta äm nen	Känslighet för uttorkning, koldioxid ellervatten
5	15	5.1-01 - 5.1-06 5.1-09 - 5.1-11 5.2-01 - 5.2-06	Oxiderande äm nen	Risk för explosion, typ av förpackning
6	7	6.1-01 - 6.1-04 6.1-07 - 6.1-09	Giftiga äm nen	Typ av giftighet, brandfara, känslighet för vatten
7	8	7-01 - 7-07 7-09	Radioaktiva äm nen	Grad av aktivitet, förpackningens konstruktion
8	13	8-01 - 8-08 8-10 - 8-13 8-15	Korrosiva äm nen	Grad av korrosivitet, brandfara, flampunkt

Tabell 3c

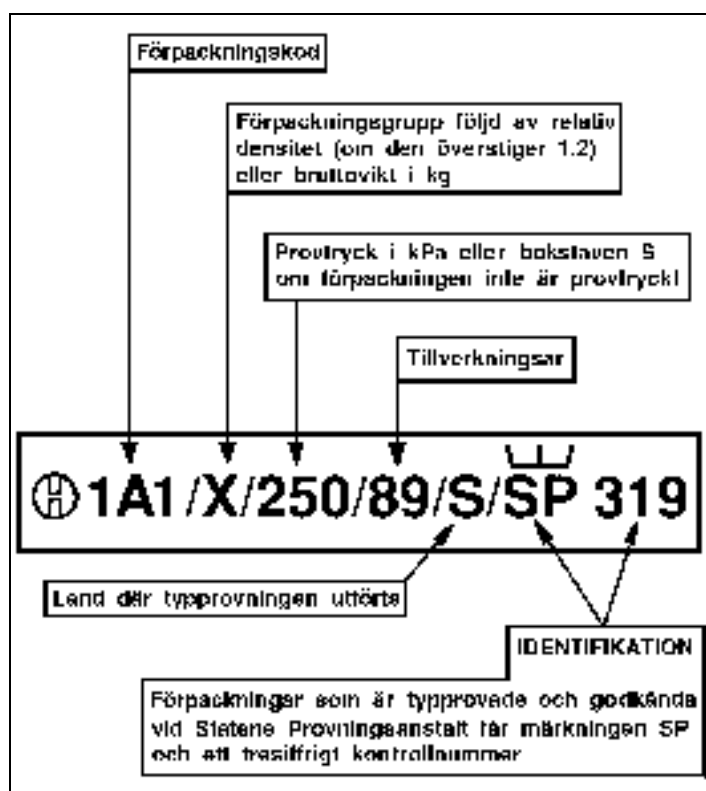
3.2 Olika typer av emballage

3.2.1 Allmänt

En mängd olika förpackningstyper används vid emballering och fraktning av kemikalier och farligt gods. För mindre mängder (upp till några tiotal liter eller kilo) används ett otal typer förpackningar tillverkade främst av glas, metall och plast. I intervallet 100-200 liter eller kilo används fortfarande de traditionella stålfaten i stor utsträckning. Dessa ersätts numera allt oftare av plastfat. För 1000-3000 liter eller kilo har en ny förpackningstyp börjat användas, s.k. småbulkbehållare eller "IBC:er" (Intermediate Bulk Containers). För större mängder används vanligen fraktcontainrar d.v.s. tankcontainrar och boxcontainrar, de senare stuvade med mindre förpackningar.

En mängd specialemballage används i olika sammanhang för t.ex. gaser, sprängämnen, radioaktiva ämnen m.m.

Generellt gäller vid alla transporter av farligt gods att förpackningarna skall vara typgodkända. Detta gäller även ytterhöljen, salvage drums (3.4.1, Figur 3.11) som används vid emballering och borttransportering av skadade förpackningar. Typprovning och typgodkännande sker vid officiell provplats i varje land och gäller sedan internationellt. Typgodkända förpackningar är alltid märkta enligt den mall som visas i Figur 3.1.

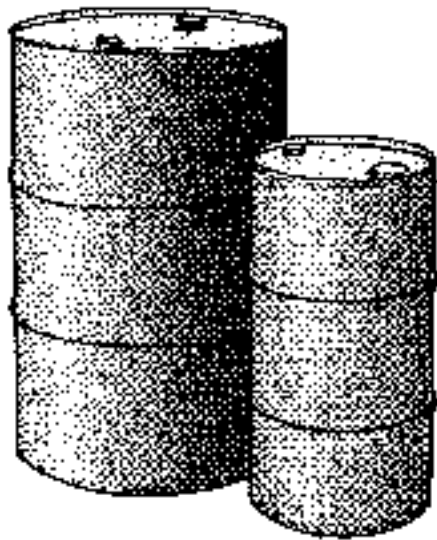


Figur 3.1 Märkning av typgodkänd förpackning

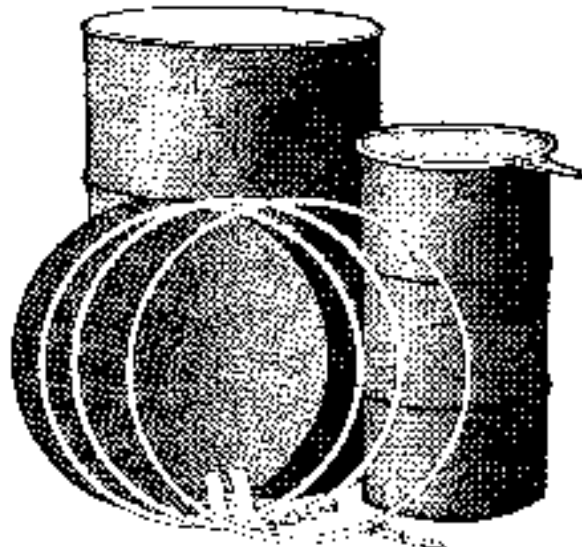
3.2.2 Små och medelstora förpackningstyper

Bland de minsta förpackningstyper av större betydelse i transportsammanhang återfinns olika slag av plastdunkar, glasdamejeanner, jeepdunkar m.m. De är ofta inneslutna i en större ytterförpackning för att underlätta hanteringen. Ömtåliga förpackningar har ofta ett stötdämpande ytterhölje av frigolit el. dyl.

Av de något större förpackningarna är de traditionella plåtfaten mycket vanliga. Av dessa finns två huvudtyper: Med fasta gavlar för vätskor (Figur 3.2) och med löstagbara gavlar för fasta ämnen där gavlarna hålls fast med spännringar (Figur 3.3). Den senare fattypen har ofta en plastsäck som innerförpackning.



Figur 3.2 Fat med fasta gavlar
(Tight Head Drums)



Figur 3.3 Fat med
löstagbara gavlar

Courtesy of Van Leer Sweden

Fat och många andra emballage
för farligt gods tillverkas numera
ofta av plast (Figur 3.4).



Figur 3.4 Olika typer av plastförpackningar
för farligt gods

Courtesy of Hazardous Cargo Bulletin

Småbulkbehållare (Intermediate Bulk Containers, IBC) finns i olika material t.ex. textilier, trä, plast, metall och komposit. (Figur 3.5 - 3.7).



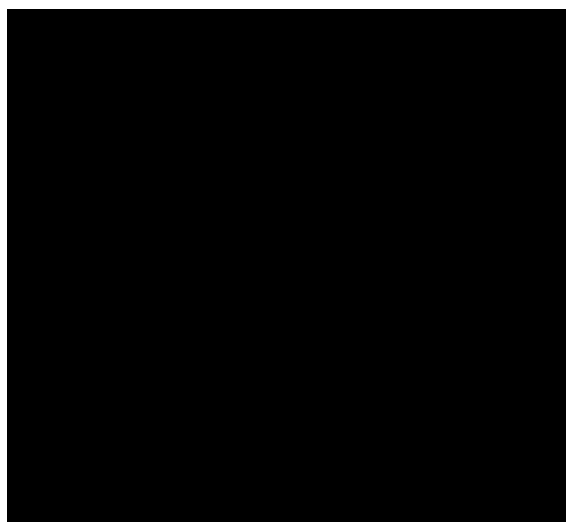
Courtesy of Hazardous Cargo Bulletin

Figur 3.5 IBC av textil



NEFAB, Sweden

Figur 3.6 IBC av trä

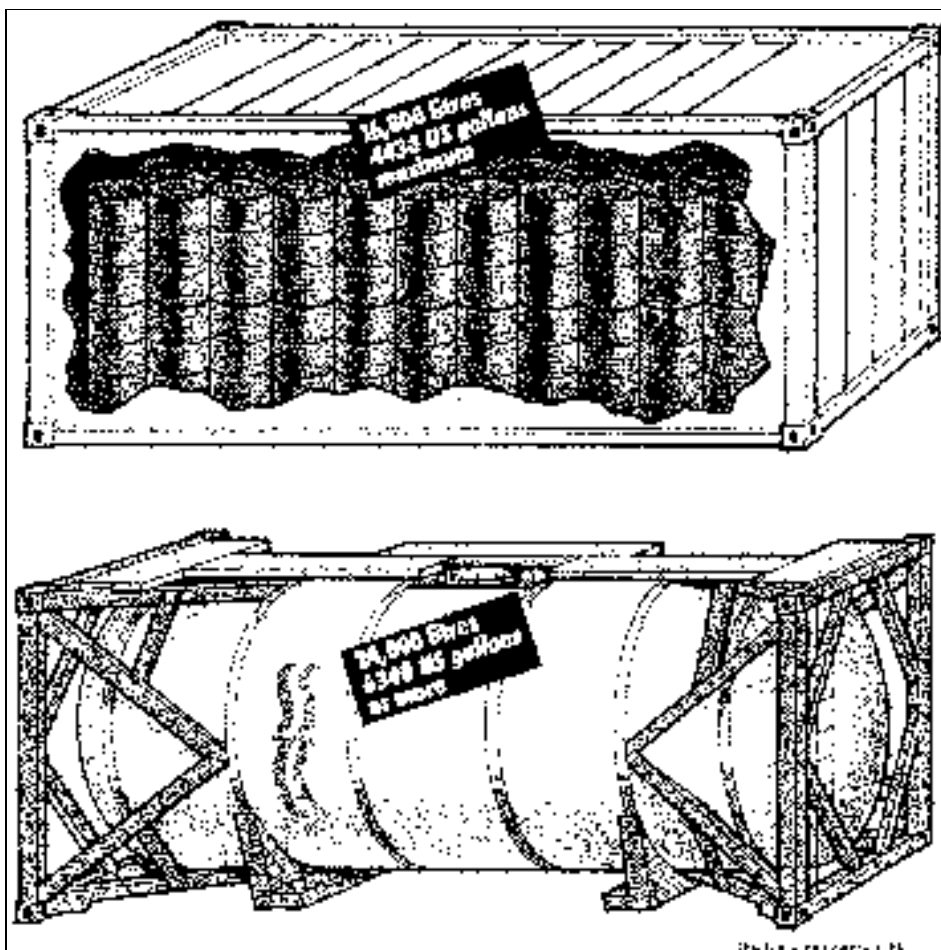


Courtesy of Bison Containers, Norway

Figur 3.7 IBC av metall

3.2.3 Fraktcontainrar

Fraktcontainrar används ofta vid transporter av farligt gods både till lands, till sjöss och i inre vatten. De förekommer vanligen i längder på 20 och 40 fot samt i många olika utö- randen både som boxcontainrar och tankcontainrar. Figur 3.8 är ett exempel som kom- mer från en tillverkare som vill visa att en tankcontainer rymmer mer vätska än en lika stor boxcontainer stuvad med vätskefyllda fat.



Figur 3.8 En tankcontainer kan frakta 43 % mer vätska än en boxcontainer, av samma ytermått, fylld med fat

3.3 Olyckssituationer och förpackningars beteende

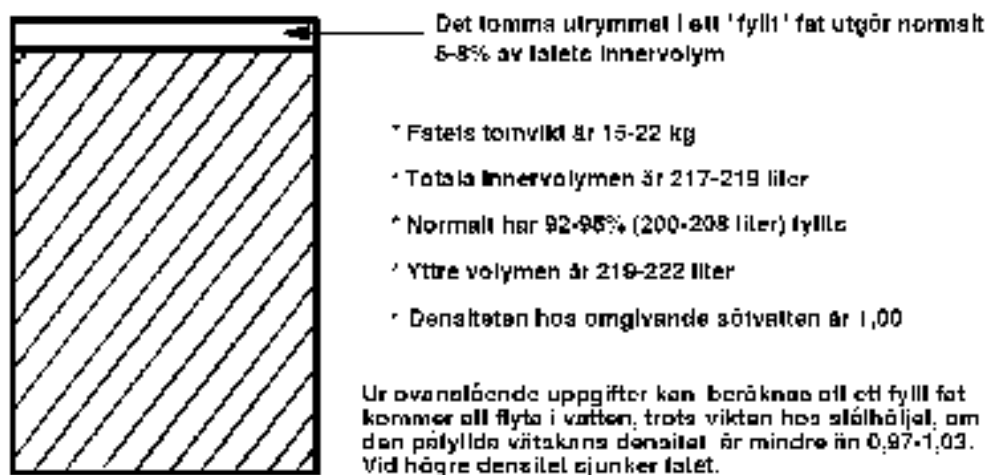
Många egenskaper hos förpackningar påverkar deras kortsiktiga och långsiktiga beteendemönster när de vid olyckor kommer ut i vattenmiljön. Sådana egenskaper är t.ex.:

- Ú Bruttovikt, bruttovolym, flytbarhet
- Ú Förpackningens utseende och form (boxcontainer, tankcontainer, IBC, fat, låda, cylinder, dunk, flaska, säck etc.)
- Ú Kombination av ytter- och innerförpackning, t.ex.
 - < mindre förpackningar stuvade i fraktcontainer
 - < mindre förpackning i yttre skyddande emballage
 - < många småförpackningar sammanhållna av yttre emballage
- Ú Förpackningsmaterial (järn, rostfritt stål, aluminium, trä, plast, komposit, glas, textil, papp etc.).

Egenskaperna och händelseutvecklingen blir avgörande för val och utformning av responsåtgärder. Om godset flyter eller sjunker krävs olika typer av åtgärder. Förpackningarnas storlek och vikt är avgörande för val av bärgningsutrustning. Utseende och

material hos förpackningarna har betydelse för hanteringen av godset. Hela operationens utformning påverkas av om förpackningarna är hela eller om de är skadade och läcker.

Många vätskeformiga kemikalier transporteras i 200 liters stålfat. Dessa kan tjäna som beräkningsexempel för flytbarhet i sötvatten enligt Figur 3.9. Med ledning av dessa beräkningar visas i tabell 3d - 3e vilka kemikaliegrupper som får fyllda 200 liters stålfat att flyta resp. sjunka i vatten.



Figur 3.9 Beräkning av flytbarhet hos stålfat med vätskeformiga kemikalier

Fyllda 200-liters stålfat med följande kemikalier flyter i vatten:

Kemikalietyper	Exempel
Kolväten	hexan, bensen, toluen, xylen
Alkoholer	metanol, etanol, isopropanol
Ketoner	acetone, metyletylketon (MEK)
Etrar	dietyleter, etylbutyleter
Estrar	etylacetat, butylacetat
Aminer	dietylamin, etylendiamin
Aldehyder	formaldehyd, acetaldehyd

Tabell 3d

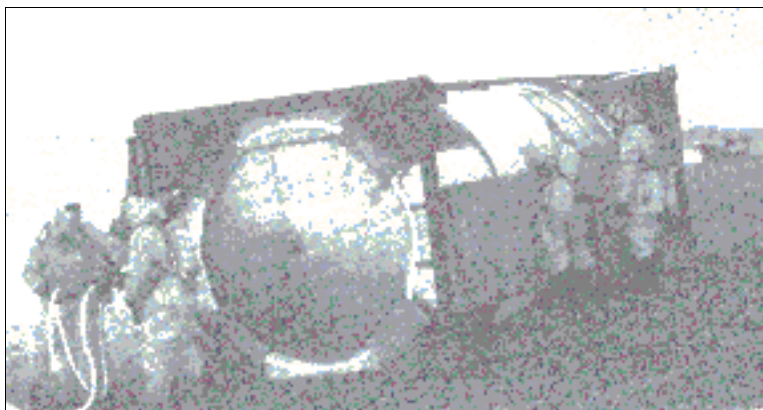
Fyllda 200-liters stålfat med följande kemikalier sjunker i vatten:

Kemikalietyper	Exempel
Syror	ättiksyra, myrsyra, svavelsyra
Baser	natriumhydroxidlösning, kaliumhydroxidlösning
Glykoler	etylenglykol, propylenglykol
Klorerade kolväten	koltetraklorid, trikloretylen
Organiska blyföreningar	tetrametylbly, tetraetylbly
Organiska svavelföreningar	koldisulfid, toluendiisocyanat

Tabell 3e

Fyllda dunkar och fat med kemikalier i fast form sjunker alltid i vatten.

Även andra förpackningar, såväl stora som små, kan flyta i vatten på grund av flytkraften som tomrummen ger upphov till. Till och med fraktcontainrar som spolats överbord från fartyg rapporteras ofta flytande i havet eller inlandflutna. Detta gäller särskilt boxcontainrar. Men ibland kan även tankcontainrar flyta (Figur 3.10).



Courtesy of Hazardous Cargo Bulletin

Figur 3.10 En inlandflutentankcontainer

Vid flera tillfällen den 8-10 januari 1975 flöt ett 30-tal fat av normalstorlek inland på olika ställen ca 100 km norr om Göteborg på svenska Västkusten. Faten, som var vätskefyllda, var hela men rostiga. De saknade etiketter eller påskrifter som gav upplysning om innehållet. Faten undersöktes noga av Kustbevakningen för att upptäcka eventuella skador och läckage innan bärgningen. Därefter omhändertogs de mycket försiktigt och fördes iväg ombord på Kustbevakningens fartyg. Kemisk analys avslöjade att faten innehöll propionsyra, som är en frätande vätska besläktad med ättiksyra. Propionsyra har något mindre densitet än ättiksyra (jfr Tabell 3e) vilket tillsammans med saltvattnets större bärkraft förklarar att faten kunde flyta.

Förpackningsmaterialets beständighet i vatten har stor betydelse för säkerhetsåtgärderna vid insatsen, utformningen av responsmetodikerna samt tidsplaneringen för åtgärderna. T.ex. papp och träfiber har ger mycket kortvarigt motstånd mot vattnet medan t.ex. jämhöljen kan hålla flera år (Ref. 5.17 och 5.18) innan de perforeras av rost.

Vid en olycka med sjunkna stålcyndrar med klorgas (jfr 3.4.6) utanför den holländska kusten 1979 var cylindrarna så korroderade när bärgningen planerades 1984 att man avstod från bärgningsförsök. I stället anbringade dykare sprängmedel vid cylindrarna som sedan sprängdes en efter en under stora försiktighetsåtgärder (Ref. 5.45).

3.4 Åtgärder vid olyckor med förpackat farligt gods

3.4.1 Allmänt

International Maritime Organization (IMO) har utarbetat en "Manual on Chemical Pollution" där en första del (Ref. 5.42) beskriver allmänna åtgärder i samband med kemikalieolyckor och en andra del (Ref. 5.19) beskriver särskilda åtgärder beträffande förpackat farligt gods.

Omhändertagna förpackningar med kemikalier och farligt gods skall alltid behandlas med största försiktighet under bärgningsoperationer eftersom skador på emballaget kan ge läckage till omgivningen. Mindre förpackningar, som är ogynnsamt påverkade av vistelsen i vattnet, skall alltid, av säkerhetsskäl, nedföras i s.k. "salvage drums" (Figur 3.11) innan fortsatt omhändertagande och transport. Observera att dessa salvage drums måste vara typgodkända för farligt gods för att få användas för detta ändamål.



Courtesy of Environment Canada

Figur 3.11 Användning av salvage drum (recovery drum, overpack)

I IMDG-kodens bilaga med s.k. EmS-procedurer (3.1.4) finns många olika bekämpningsmetoder angivna, som rekommenderas beroende på vilken av de 97 olika metoder (1994 års upplaga) som den förpackade kemikalien hänför sig till (Ref. 5.1). Rekommendationerna riktar sig till fartygsbesättningar som inte har stöd från landäddningstjänst. De är därför ganska enkla till sin utformning. Men de grundar sig på ett stort erfarenhetsmaterial och en väl genomtänkt systematik ligger bakom utformningen av de 97 metoderna (Ems - Group Emergency Schedules). Figur 3.12 visar ett exempel ur IMDG-kodens EmS-bilaga på en av de 97 EmS-metoderna.

EMERGENCY SCHEDULE 5.1-05													
SOLID OXIDIZING SUBSTANCES, TOXIC AND/OR CORROSIVE													
<p align="center">Special Emergency Equipment to be carried</p> Protective clothing (gloves, boots, coveralls, headgear). Self-contained breathing apparatus.													
<p align="center">EMERGENCY PROCEDURES</p> Wear protective clothing and self-contained breathing apparatus when dealing with SPILLAGE or FIRE.													
<p align="center">EMERGENCY ACTION</p> <table border="0"> <thead> <tr> <th></th> <th align="center"><i>On deck</i></th> <th align="center"><i>Under deck</i></th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>SPILLAGE</td> <td>Collect spillage for safe disposal. Wash remainder overboard with copious quantities of water. Do not use sawdust or other combustible materials as absorbents. Contaminated clothing must be removed and washed carefully with copious quantities of water.</td> <td>Collect spillage for safe disposal. Do not use sawdust or other combustible materials as absorbents. Contaminated clothing must be removed and washed carefully with copious quantities of water.</td> </tr> <tr> <td>FIRE</td> <td>Use copious quantities of water to fight a fire.</td> <td>Ship's fixed fire-fighting installation may not be effective. Adopt action as for "On deck".</td> </tr> </tbody> </table>				<i>On deck</i>	<i>Under deck</i>	SPILLAGE	Collect spillage for safe disposal. Wash remainder overboard with copious quantities of water. Do not use sawdust or other combustible materials as absorbents. Contaminated clothing must be removed and washed carefully with copious quantities of water.	Collect spillage for safe disposal. Do not use sawdust or other combustible materials as absorbents. Contaminated clothing must be removed and washed carefully with copious quantities of water.	FIRE	Use copious quantities of water to fight a fire.	Ship's fixed fire-fighting installation may not be effective. Adopt action as for "On deck".		
	<i>On deck</i>	<i>Under deck</i>											
SPILLAGE	Collect spillage for safe disposal. Wash remainder overboard with copious quantities of water. Do not use sawdust or other combustible materials as absorbents. Contaminated clothing must be removed and washed carefully with copious quantities of water.	Collect spillage for safe disposal. Do not use sawdust or other combustible materials as absorbents. Contaminated clothing must be removed and washed carefully with copious quantities of water.											
FIRE	Use copious quantities of water to fight a fire.	Ship's fixed fire-fighting installation may not be effective. Adopt action as for "On deck".											
First Aid – See IMO Medical First Aid Guide (MFAG)													
<table border="1"> <thead> <tr> <th>UN No.</th> <th>Substance or Article</th> <th>Remarks</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>1416</td> <td>PERMANGANATE, SOLID</td> <td rowspan="2">An adjacent detonation may involve risk of explosion. May explode in a fire situation when strong packages are stowed in a cargo space in large quantities.</td> </tr> <tr> <td>1461</td> <td>CHLORATES, INORGANIC, SOLID, N.O.S.</td> </tr> <tr> <td>2468</td> <td>TRICHLOROISOCYANURIC ACID, DRY</td> <td>Small quantities of water on the substance will create an explosion hazard. Dispose of spillage overboard in a safe manner.</td> </tr> </tbody> </table>			UN No.	Substance or Article	Remarks	1416	PERMANGANATE, SOLID	An adjacent detonation may involve risk of explosion. May explode in a fire situation when strong packages are stowed in a cargo space in large quantities.	1461	CHLORATES, INORGANIC, SOLID, N.O.S.	2468	TRICHLOROISOCYANURIC ACID, DRY	Small quantities of water on the substance will create an explosion hazard. Dispose of spillage overboard in a safe manner.
UN No.	Substance or Article	Remarks											
1416	PERMANGANATE, SOLID	An adjacent detonation may involve risk of explosion. May explode in a fire situation when strong packages are stowed in a cargo space in large quantities.											
1461	CHLORATES, INORGANIC, SOLID, N.O.S.												
2468	TRICHLOROISOCYANURIC ACID, DRY	Small quantities of water on the substance will create an explosion hazard. Dispose of spillage overboard in a safe manner.											

Figur 3.12 Exempel på en EmS-procedur

Courtesy of IMO

Alla de 97 metodrekommendationerna är uppställda (jfr Figur 3.12) enligt följande 5 (ibland 6) punkter:

1. **Titel, nummer och kortfattade uppgifter om berörda ämnen.**
2. **Tillgänglig skydds- och responsutrustning.**

Förutom personlig skyddsutrustning kan denna punkt innehålla rekommendationer om sprutmunstycken, absorberingsmedel, speciella släckmedel etc.

3. **Emergency procedures**
Innehåller ev rekommendation om påtagen skyddsutrustning vid t ex spill eller brand.
4. **Emergency action**
Ger rekommendationer för åtgärder **PÅ DÄCK** och **UNDER DÄCK** mot respektive **SPILL** och **BRAND**. Några allmänna synpunkter:
 - Ú Vid spill av ämnen med flampunkter 6EC och därunder, skall alla tändkällor undvikas.
 - Ú Vid spill **på däck** rekommenderas allmänt att spillet skall spolas överbord med stora ("copious") mängder vatten. Om ämnet reagerar kraftigt med vatten skall spolningen ske från så långt avstånd som möjligt. Spill av ämnen som i IMDG-koden anges som **marine pollutant** skall samlas upp, om det kan göras på ett säkert sätt.
 - Ú Som släckmedel till sjöss rekommenderar EmS i allmänhet **vatten**. Det gäller även mot vissa bränder där man i land skulle ha föredragit ett annat släckmedel.
 - Ú Brandbekämpning **under däck** utförs bäst genom att täta (skalka) lastluckorna, stänga ventilation och starta fast installerad brandsläckningsutrustning. Om sådan utrustning saknas, bör åtgärderna i allmänhet följa rekommendationerna som gäller för **på däck**.
5. **First Aid**
Hänvisning görs alltid till IMO Medical First Aid Guide (MFAG). Vid alla kustnära aktioner gäller dock allmänt att skadade personer så fort som möjligt skall föras till sjukhus. Vissa åtgärder bör trots allt utföras på plats, t.ex. återupplivningsförsök och avspolning av farliga ämnen från den skadades hud och ögon.
6. Sist anges ibland särskilda rekommendationer för specifika ämnen som avviker från den allmänna rekommendationen för gruppen.

Tabell 3f visar exempel på metoder under rubriken Emergency Action.

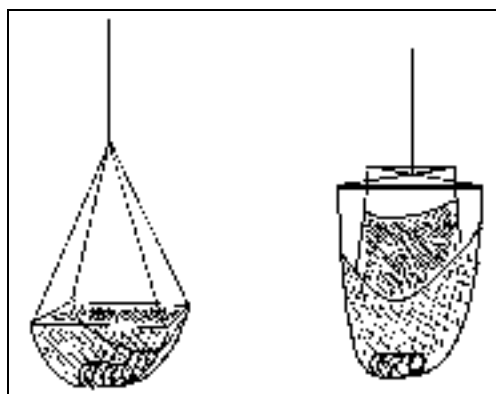
Allmänt	<p>Vänd fartyget så att gasmoln driver bort</p> <p>Undvik alla tändkällor</p> <p>Bär mjuka skor vid åtgärder mot spill eller brand</p> <p>Undvik all hudkontakt</p> <p>Undvik att spruta vatten på spill</p>
Spill	<p>Spola spill överbord med stora ("copious") mängder vatten</p> <p>Håll spillet fuktigt med vatten</p> <p>Håll förpackningar våta med vatten</p> <p>Om möjligt stoppa läckage</p> <p>Låt container vara stängd</p> <p>Samla ihop spill med mjuk kvast</p> <p>Samla ihop spill, om möjligt med fuktigt inert material</p>

	<p>Låt spill avdunsta och håll er undan Sörj för god ventilation Samla ihop och, om möjligt, omförpacka oskadade förpackningar Samla ihop skadade förpackningar för säker kvittblivning Samla ihop spill, om möjligt med hjälp av absorberingsmedel Försök att valla in med våt sand Använd inte absorberingsmedel Tillämpa varken absorbering eller ompackning Använd inte sågspån eller andra brännbara absorberingsmedel Förorenade kläder måste tas av och tvättas noga</p>
Brand	<p>Begjut med stora ("copious") mängder vatten för att bekämpa brand Kyl förpackningar med stora ("copious") mängder vatten Bekämpa brand med vattenstråle från säkert avstånd Använd fartygets fasta brandbekämpningsutrustning Flytta oskadade svala förpackningar till säker plats Använd vattenspray från så många slangar som möjligt och säkert avstånd Använd vattenstråle på så långt avstånd som möjligt Använd vattenspray/vattendimma Använd vattenstrålar; Använd inte vattenstrålar Använd pulver; Använd skum; Använd inte skum Öppna lastluckorna; Täta lastluckorna (batten down = skalka) Överväg att överge fartyget</p>

Tabell 3f Exempel på rekommenderade åtgärder enligt IMDG-kodens EmS-bilaga

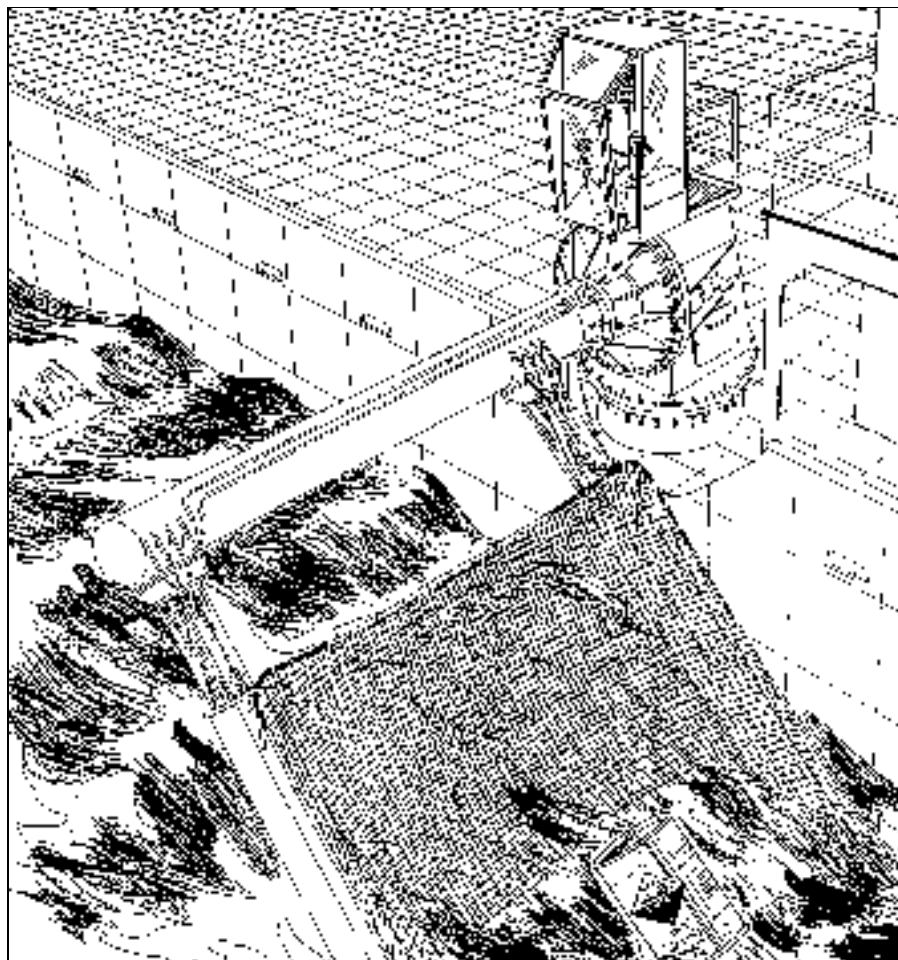
3.4.2 Bärning av flytande förpackningar

Mindre förpackningar som flyter på vattenytan hanteras lämpligen med specialtillverkad håv av kraftig konstruktion (Figur 3.13). Saknas håv kan naturligtvis rep eller stålvaror användas. Det kan vara svårt att fästa dessa vid godset och största försiktighet måste iaktas.



Figur 3.13 Håvar för bärning av förpackat farligt gods på vattenytan

Det finns även hela system som är särskilt konstruerade (Figur 3.14) för att försiktigt kunna ta upp föremål eller nödställda människor från vattenytan.



Med tillstånd från SMV Engineering A.S., Norge

Figur 3.14
En s.k. Sealift för upptagning av ömtåliga föremål från vattenytan

Större förpackningar, t.ex. containrar, måste bärgas med hjälp av arrangemang som avpassas från fall till fall (Figur 3.15) med hänsyn till den bärgningsutrustning som finns tillgänglig.



Courtesy of IMO

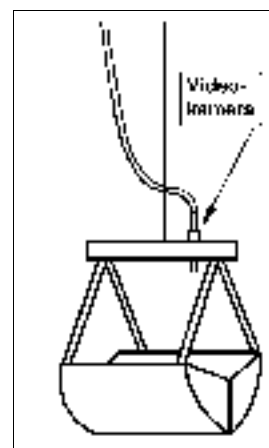
Figur 3.15 Bärgning av container

3.4.3 Bärgning av sjunkna förpackningar

Det är ofta inte lämpligt att utnyttja dragning och trålning som metoder vid bärgning av sjunket farligt gods. Dels kan sådana metoder bara utnyttjas i områden med relativt begränsad yta, dels kan de skada förpackningarna så att deras innehåll sprids på botten. Möjligen kan sådana metoder tillämpas då full kontroll råder över situationen på grund av förpackningarnas konstruktion, djupförhållanden på platsen etc. Under sådana förhållanden har trålning i vissa fall använts med framgång mot sjunket förpackat farligt gods.

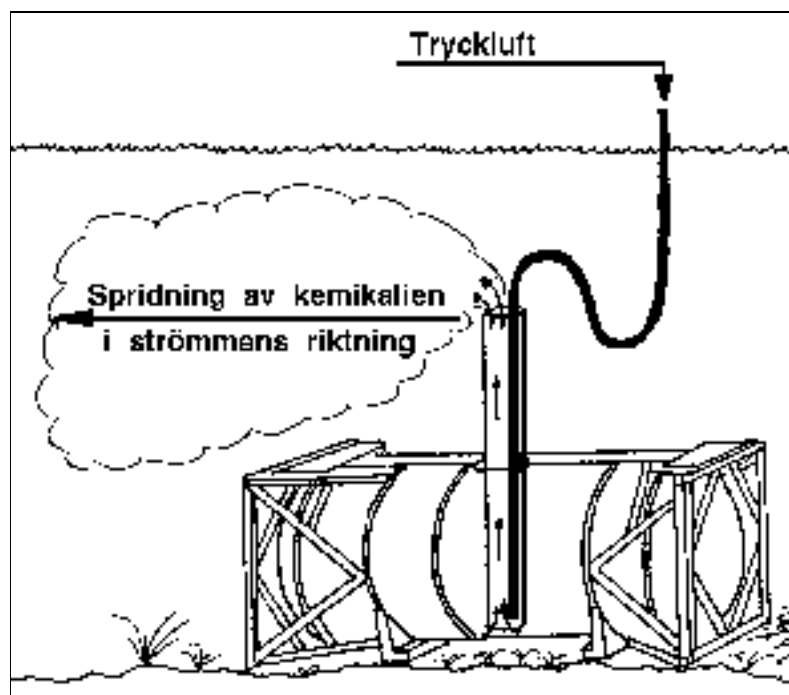
En operation, där sjunkna förpackningar skall bärgas, måste planeras utifrån förpackningarnas storlek, utspridning och kondition samt egenskaper hos deras innehåll. Mindre förpackningar som inte ligger i alltför djupt vatten kan tas upp med en hydrauliskt driven "bottenplockare" (Figur 3.16). Den kan lämpligen vara försedd med videokamera för att underlätta infångning av bottenliggande gods.

Figur 3.16 S.k. bottenplockare försedd med videokamera



Ligger sjunkna förpackningar på större djup kan de lämpligen först överföras, med hjälp av dykare, till en större behållare som sänks ned till botten. Vid bärgning av större förpackningar måste risken bedömas för att innehållet kommer ut i miljön under själva bärgningen.

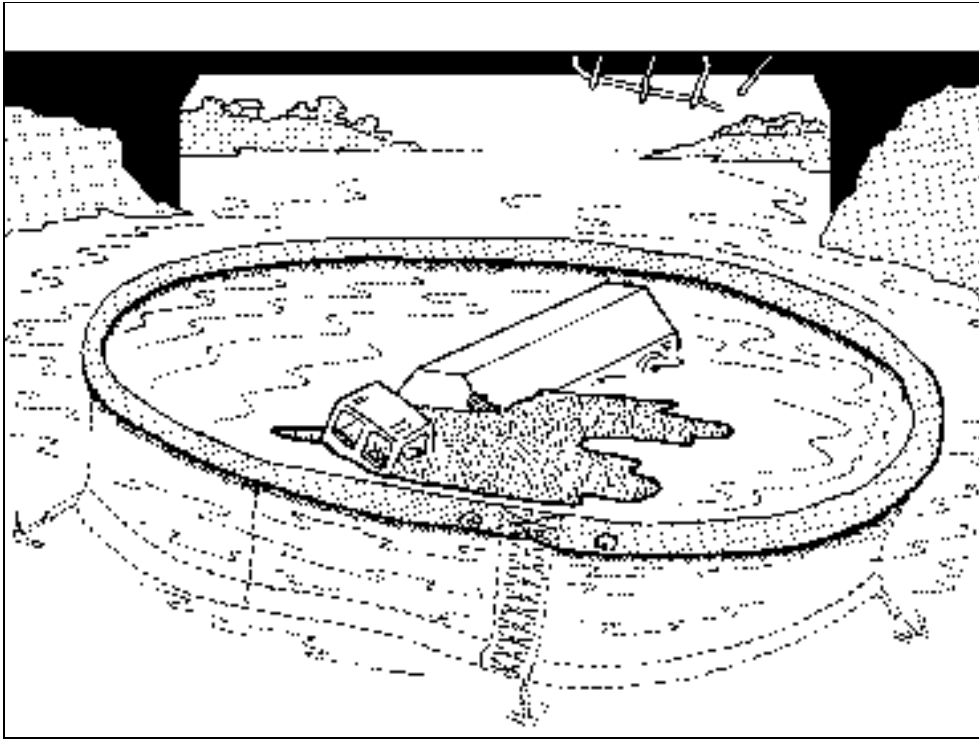
Syror och baser transporteras i stora mängder i olika typer av behållare. Om sådana behållare hamnar i vattenområden sjunker de vanligen till botten (Tabell 3e). Om de riskerar att skadas under en bärgningsoperation finns ibland stora risker för vattenområdet i synnerhet om det är fråga om en å eller älv. Det har nämligen visat sig att relativt små mängder syror och baser kan ödelägga livet i åar och älvar vid momentana utsläpp (4.5, Ref. 5.37 och Ref. 5.81). I sådana fall kan det vara skäl i att bedöma en alternativ responsmetod där innehållet under kontrollerade former släpps ut långsamt i det omgivande vattnet, i stället för att riskera ett plötsligt utsläpp av hela innehållet under bärgningen. Detta skedde vid en dokumenterad olycka med hjälp av mammutpump (Figur 3.17) där kompressortrycket kontinuerligt anpassades till pH-mätningar nedströms (4.2).



Figur 3.17 Användning av mammutpump för kontrollerat utsläpp av kemikalie till det omgivande vattnet

3.4.4 Inlänsning av läckande behållare

På grunt vatten kan en större läckande behållare inlänsas för att begränsa spridningen av den utströmmande kemikalien. Under vissa omständigheter finns risk att den läckande substansen kryper under inlänsningen. Vid sådana tillfällen kan en kjolbarriär eller barrärlänsa (Sea Curtain Barrier) utnyttjas. Den består (Figur 3.18) överst av en kraftig flytkrage som bär upp en kjol eller barriär som sträcker sig ned till botten där den tyngs ned av en tyngdförsedd sjunkkrage som förankras (Ref. 5.83).

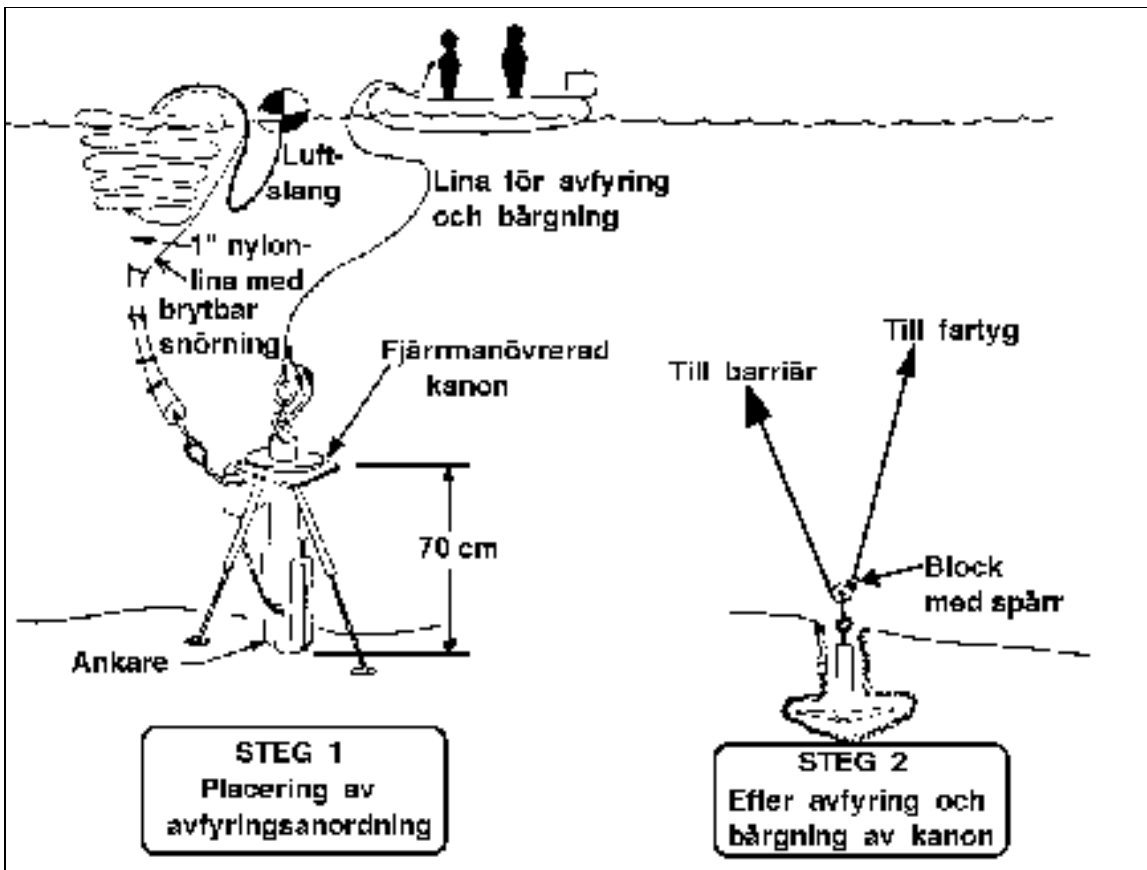


Courtesy of Environment Canada

Figur 3.18 Bottenförankrad barriär

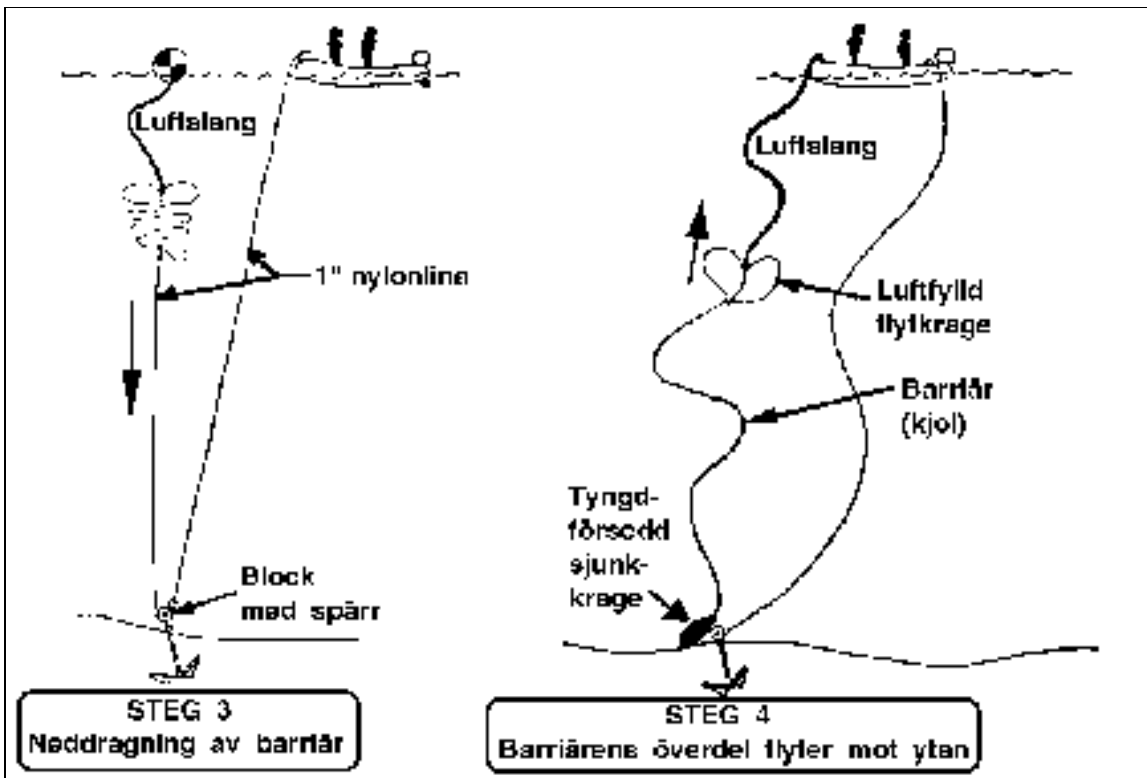
Fälttester har utförts av US Environmental Protection Agency på ca 8 m djup. En prototyputrustning användes som effektivt höll kvar ett testutsläpp bestående av Rodamin.

Förankringen av kjo/barriären kräver en särskild teknik eftersom kjoen kan utsättas för mycket stor kraft av strömmande vatten. Ankare skjuts ned i botten med särskilda kamner. Hela proceduren med utläsning och förankring framgår av Figur 3.19a-b (Ref. 5.83).



Figur 3.19a Förankring av kjoilbarriär

Courtesy of US Coast Guard

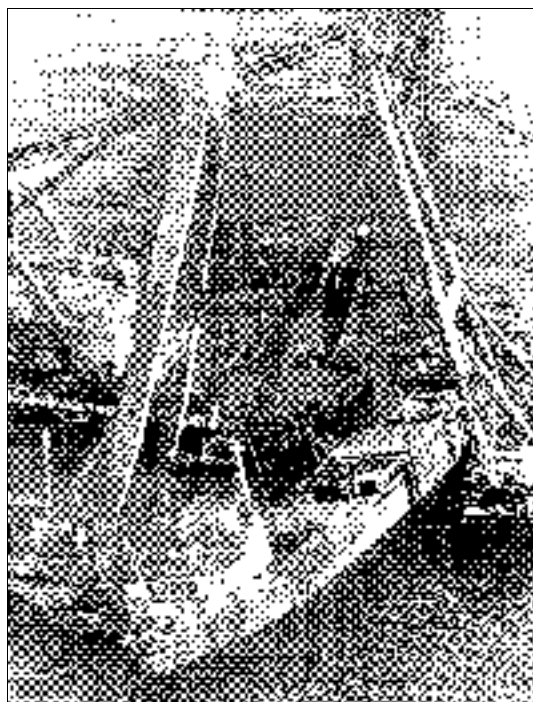


Figur 3.19b Förankring av kjoilbarriär

Courtesy of US Coast Guard

3.4.5 Bärning last från sjunkna fartyg

En operation där farligt gods skall bärgas från ett sjunket fartyg måste planeras med utgångspunkt från fartygets och lastens beskaffenhet. Är fartyget intakt kan det bärgas med hjälp av stora pontonkranar och lyftas upp till ytan (Figur 3.20) med sin last ombord. Fartyget kan därefter föras, liggande i marvatten, till lämplig hamn.



Courtesy of Hazardous Cargo Bulletin

Figur 3.20 Bärning av sjunket fartyg

Det sjunkna västtyska fartyget Viggo Hinrichsen lastat med kromföreningar bärgades 1973 med hjälp av pontonkranar från 17 m djup 1 nautisk mil norr om Grankullavik på norra Öland i Östersjön (Ref. 5.100).

Ett demolerat fartyg kan svårligen bärgas med pontonkranar så att lasten följer med oskadd (Figur 3.21). Här får operationen planeras med hänsyn till lastens spridning inuti och utanför fartyget. Troligen måste dykare utnyttjas för att på lämpligt sätt, mer eller mindre manuellt, hantera godset på botten innan det kan bärgas.



Figur 3.21 Sjunket demolerat fartyg med delar av lasten utspridd på botten

Från det sjunkna och sönderslagna fartyget Cavtat på 94 m djup i Otrantosundet i södra Adriatiska havet (Figur 3.21) bärgade dykare 93 % av en last bestående av tetrametylbly och tetraetylbly. Ämnena var förpackade i fat som fanns i och utanför vraket. Arbetet pågick under ett års tid från april 1977 till april 1978 (Ref. 5.104 och 5.105).

3.4.6 Övriga metoder

Punktering av behållare

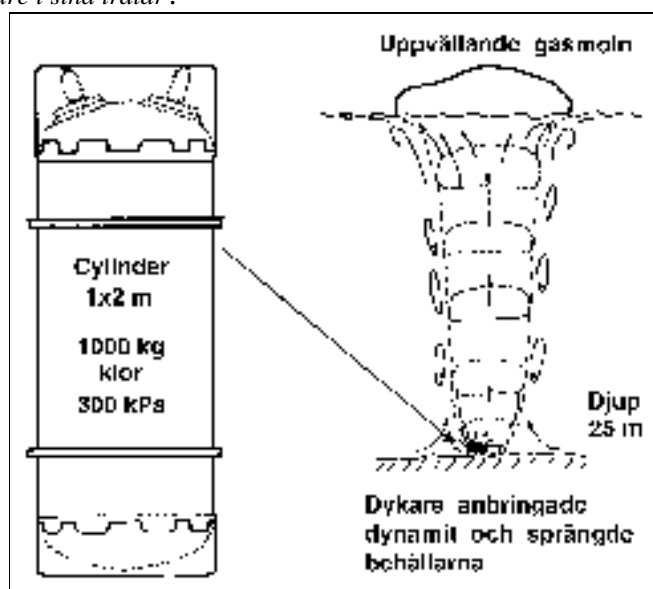
I olika sammanhang tillämpas skiftande metoder för att punktera kemikaliebehållare som är inblandade i olyckor. Ibland är det fråga om gasbehållare som man utsätter för gevärseld för att släppa ut innehållet och minska riskerna vid den fortsatta räddningsinsatsen. Fall har också rapporterats där mindre behållare punkterats med brandyxa för att möjliggöra dumpning i havet (Ref. 5.44).

Sprängning av behållare

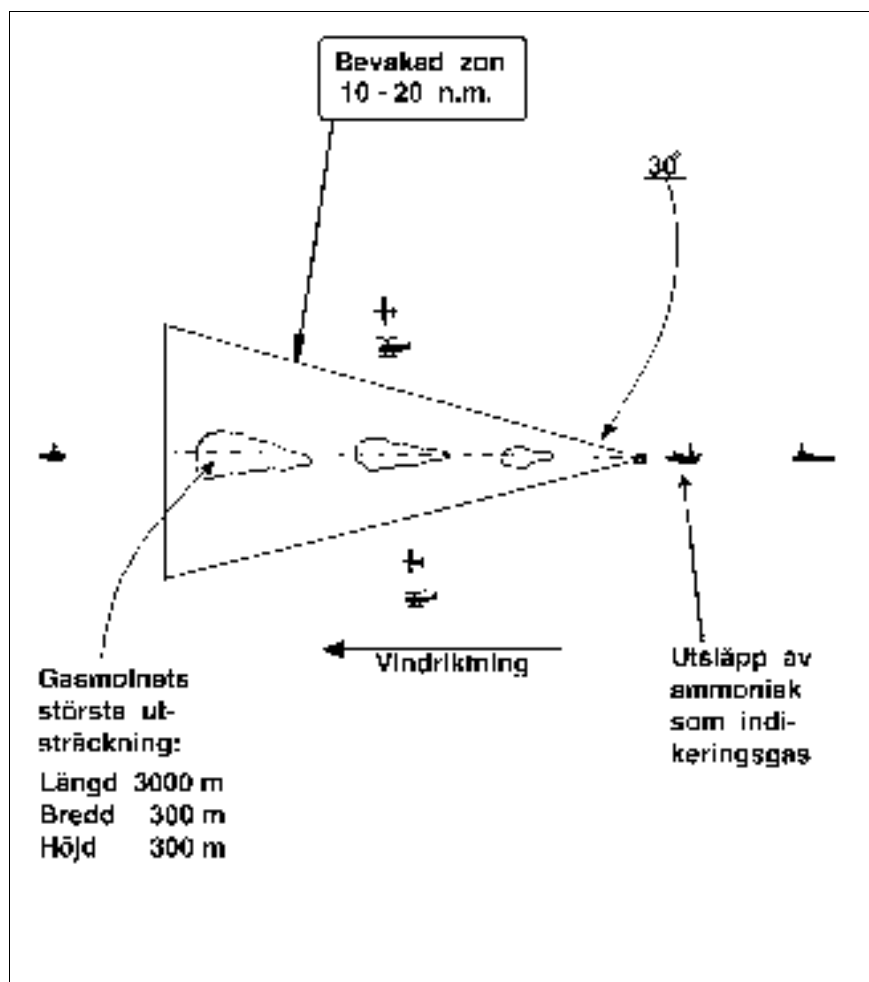
Ibland kan det vara nödvändigt att spränga behållare som är farliga att omhänderta på annat sätt. Då och då spränger man förpackningar, behållare och andra inneslutningar som innehåller explosivämnen. Följande fall finns rapporterat där stålcyllindrar med klor sprängdes på havsbotten (Ref. 5.45).

I december 1979 föll 51 stålbehållare, med vardera ett ton klorgas, överbord från ett fartyg under storm utanför den holländska kusten. Efter några år fick fiskare upp några kraftigt korroderade, men i övrigt hela och gasfyllda, behållare i sina trålar.

Eftersom faran ökade med tiden att fiskare skulle råka ut för gas-sprängning sattes en omfattande operation igång 1984 för att lokalisera behållarna. Dykare fäste sedan sprängmedel på dem allt eftersom de hittades, varefter de sprängdes under övervakning (Figur 3.22 - 3.23). Man bedömde att detta var den bästa metoden i stället för att försöka bärga de korroderade och ömtåliga behållarna.



Figur 3.22 Sprängning av sjunkna klorgas-behållare med hjälp av dynamit



Figur 3.23 Övervakning av det uppvällande gasmolnet

Dumpning

Dumpning är numera en sällan använd metod att göra sig kvitt kemikalier och farligt gods. Men det händer i undantagsfall att räddningstjänsten sänker mindre förpackningar (Ref. 5.44) och ibland t.o.m. med hela fartyg (Ref. 5.27) i havet.

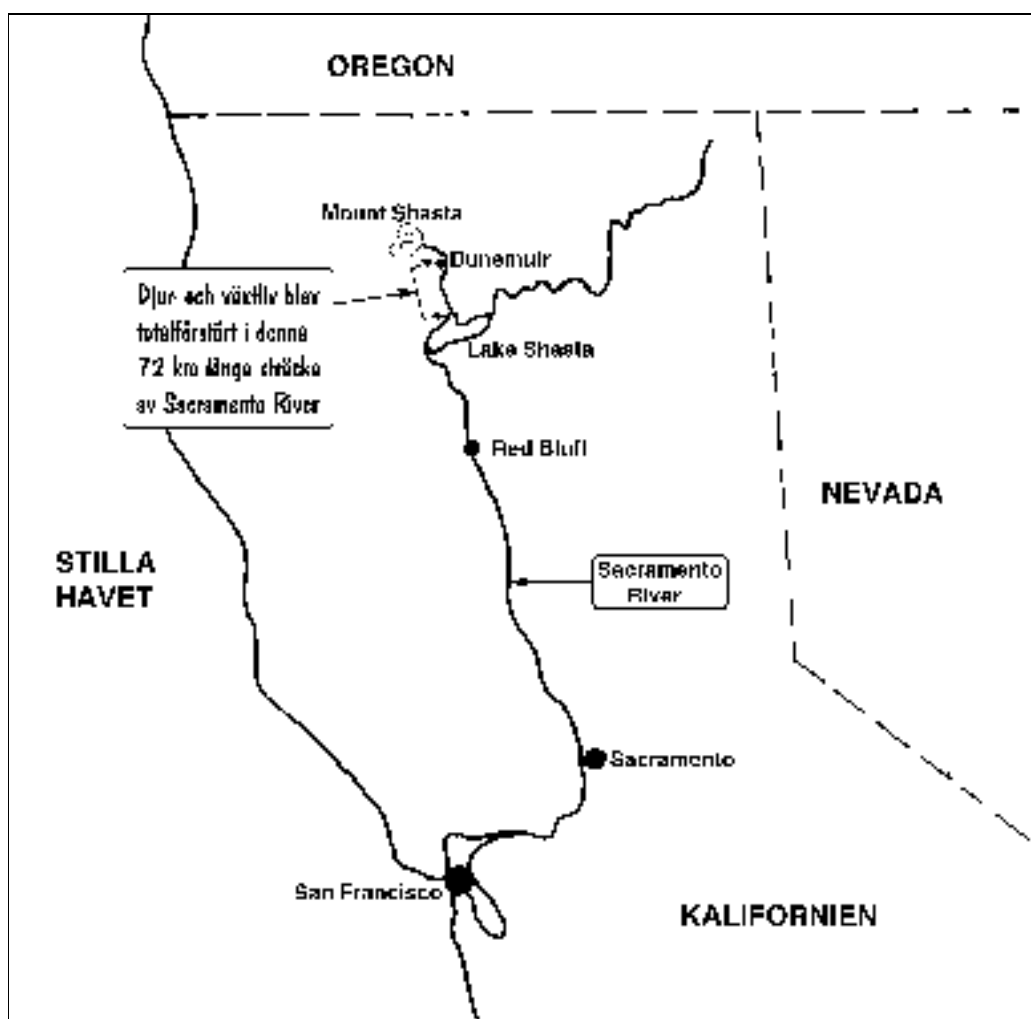
Övertäckning och nedgrävning

Situationer kan förekomma där sjunkna förpackningar riskerar att gå sönder vid bärgningsförsök. Innehållet kan då spridas ut och skada miljön. I sådana fall kan övertäckning med t.ex. sand, grus eller lera av det bottenliggande godset övervägas (Ref. 5.80, p 133-147) under förutsättning att det, vid en allsidig bedömning, kan anses berättigat. Även friliggande kemikalieutsläpp på botten kan naturligtvis behandlas på detta sätt.

4 Exempel på inträffade olyckor

4.1 Sjunken järnvägsvagn med en biocid

Den 14 juli 1991 spårade ett tåg ur vid Sacramento River (Figur 4.1) strax norr om Dunsmuir i Kalifornien (Ref. 5.107). Sex järnvägsvagnar föll ner i den närliggande floden. En av vagnarna var en tankvagn med 75 000 liter metamnatrium (natriummetylditiokarbamat).



Figur 4.1 En järnvägsvagn med biociden metamnatrium sjönk i Sacramento River

Metamnatrium är ett vätskeformigt bekämpningsmedel mot insekter och svamp. Det används främst som jordtillsatsmedel för potatisland. Metamnatrium var vid tillfället för olyckan inte klassificerat som farligt ämne ("hazardous material") av Transportministeriet i USA. Ämnet ger dock både akuta och kroniska hälsoeffekter på människa redan vid relativt små resorberade mängder i kroppen. I IMDG-koden anges metamnatrium som Marine Pollutant.

Myndigheterna insåg inte vidden av olyckan förrän påföljande dag. Flodens ekosystem var då redan allvarligt påverkat. Räddningspersonal upprättade en riskzon kring olycksplatsen och startade planering av fortsatta insatser. Tankvagnen som bärgades innehöll

endast 12 % av sitt ursprungliga innehåll och 66 000 liter metamnatrium hade kommit ut i floden.

De insatsalternativ som nu bedömdes för att mildra skadeverkningarna var

1. Reducering av flodens vattenflöde och behandling av utsatta partier med aktivt kol
2. Muddring av förorenade bottenpartier
3. Agitering och luftning av förorenade områden så att koncentrationerna nedbringades.

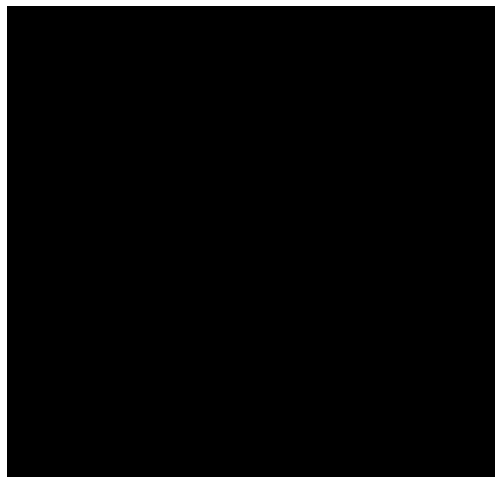
Alternativ 3 valdes. Dessutom kompletterades åtgärderna med luftridaer (från bottenliggande slangar) som placerades nedströms. Dessa tog hand om och agiterade eventuella substanskoncentrationer som undkom behandlingen uppströms.

Undersökningar efter olyckan visade att allt djurliv samt större delen av växtlivet i floden hade slagits ut på en sträcka från olycksplatsen och 72 km nedströms till Lake Shasta. Dessutom påverkades den kringliggande faunan som bl.a. bestod av björn, hjort, puma, prärievarg, utter samt mängder av fåglar och andra mindre djurarter. Man fruktar dessutom att träd längs flodbankarna kommer att dö, vilket gör att det tar upp till 50 år för naturen att återhämta sig.

4.2 Sjunken pråm med svavelsyra

Den 22 november 1988 sjönk en pråm, lastad med 1400 ton 93-procentig svavelsyra, på 7 m djup i Herculaneum som ligger vid övre Mississippi i Missouri, USA (Ref. 5.32). Pråmen, som hade dubbelskrov, stod rättvänd på botten med nästan hela lasten kvar ombord (Figur 4.2). En mindre skada hade uppstått i ytterskrovet och gett ett hål där vatten trängt in och fyllt delar av dubbelskrovet.

Räddningsledningen insåg att en riskfylld situation skulle uppstå om vatten blandades in i syran. En kraftig värmereaktion skulle bli följden och som till och med skulle kunna ge explosionsliknande kokningsfenomen och förorsaka mekaniska skador på pråmen. Detta skulle snabbt kunna accelerera händelseförloppet så att mängder av skållhet syra kastas omkring. En sådan situation skulle innebära stora risker för både miljön och räddningsmanskap. Om hela lasten skulle komma ut momentant kunde stora miljöskador uppkomma. Ett så stort "moln" av syra som driver med strömmen kan slå ut det mesta av livet i floden (4.5, Ref. 5.37 och Ref. 5.81).



Figur 4.2 Den sjunkna pråmen med 1400 ton 93-procentig svavelsyra

Olika bärgningsmetoder diskuterades inom räddningsledningen. En naturlig lösning var att direkt försöka pumpa upp syran från den bottenliggande pråmen men man insåg snart att detta skulle medföra en mängd både tekniska och logistiska problem. En 93-procentig svavelsyra har den egenskapen att den inte angriper olegerat kolstål, som pråmen var tillverkad av. Men om vatten tillförs blir syran mycket reaktiv inom vissa procentgränser och reaktionen förstärks ytterligare av den förhöjda temperatur som erhålls vid vattenblandningen. Det fanns troligen redan ett tunt vattenlager skiktat i tanken ovanpå syralasten vilket medförde att situationen blev riskfylld. Eftersom svavelsyra och vatten är lätt blandbara, d.v.s. svavelsyra är löslig i vatten, kan en omröring av en sådan skiktad last leda till en våldsamt kokning. Den stora densitetsskillnaden gör dock att en skiktning lätt uppstår om vatten sakta tillförs svavelsyra uppifrån.

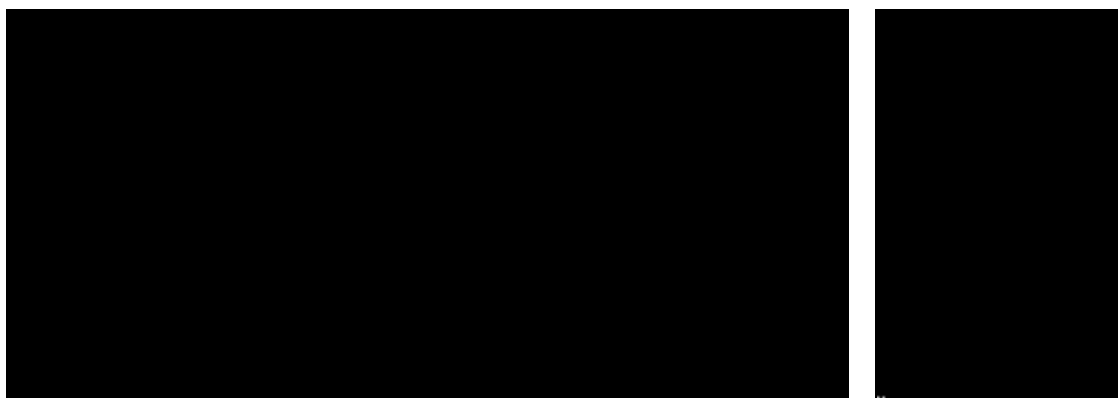
Pumpning skulle röra om i vatten-syra-skiktet och ge en upphettad syralösning som skulle bli högkorrosiv mot kolstål. För att ta emot denna syralösning skulle krävas pÅmar eller containrar av syrabeständigt ("rostfritt") stål. Sådana behållare av tillräcklig volym fanns inte tillgängliga inom de tidsramar som gällde. Dessutom skulle pumpningen innebära tekniska problem. Kunde en dränkbar pump klara upptagning av 100-gradig korrosiv syrablandning med en densitet av kanske 1,8 och en total uppfordringshöjd (för kajplacerade tankar) av 15 meter? Troligen skulle det krävas en booster-pump. Härtill kom det svårlösta problemet att ersätta den bortpumpade syran i pråmen med något för att undvika vakuum. Att göra detta med vatten på ett säkert sätt, i samma takt som booster-pumpen, skulle troligen vara omöjligt. Om i stället luft användes måste pråmen stabiliseras på något sätt så att en krängning inte gav skrovsador. Risken fanns också att pumparbetet misslyckades vilket kunde resultera i en katastrof händelseutveckling.

I stället för att pumpa syran ända upp till kajen skulle arbete kunna delas upp i två steg där syran först pumpades upp till en kofferdam som byggdes ovanpå den sjunkna pråmen med en höjd så att den nådde en bit upp över vattenytan. Närmare diskussion av detta

alternativ avslöjade flera svårlösta problem. Kofferdammen måste tillverkas med god passform mot pråmen och den efterföljande tätningen måste vara perfekt. Den måste vara 1) tillräckligt rymlig för både syran och pumputrustning, 2) tillräckligt hög för att klara variationer i flodens vattennivå och 3) tillräckligt stabil för att motstå flodens strömshastighet på 2-4 knop. Denna lösning skulle kanske bli än mer riskabel för räddningspersonalen eftersom en stor bristning i kofferdammen skulle ge upphov till våldsamt kokning och kaskader av het syra.

Ett alternativ till urpumpning av lasten med pråmen stående kvar på botten skulle vara att först ta upp pråmen till ytan och därefter pumpa ur lasten. Upptagningen till ytan skulle kunna ske antingen genom lyft med kranar eller genom att göra pråmen flytande igen. Det senare skulle kunna ske genom att lokalisera skadan, pumpa in luft i de vattenfyllda delarna av dubbelskrovet och täta läckan. Även dessa alternativ skulle innebära risker.

Omfattningen av skrovskadorna var okända och hade inte kunnat fastställas i det grumliga flodvattnet med nästan obefintlig sikt för dykare. Att röra hela pråmen med sin farliga last i det strömmande flodvattnet kunde ge riskabla påfrestningar på skrovet och dessutom oönskade rörelser hos den tunga syralasten. Det alternativ som man slutligen valde var att långsamt och på ett kontrollerat sätt pumpa ut syran i det omgivande flodvattnet med pråmen hela tiden stående på flodbotten (Figur 4.3). Som pumpsystem valde räddningsledningen en mammupump (Figur 4.3-4.4, jfr även avsnitt 2.2.5 och fig. 2.33-34).



Figur 4.3 Användning av mammupump för att tömma den sjunkna pråmen på dess last av svavelsyra

Figur 4.4 Tryckluften fördes in i en slang inuti pumpröret ner till dess mynning

I motsats till den vanliga metoden att leda tryckluften i en slang utanför pumpöret lät man här denna slang gå inuti själva röret enligt Figur 4.4. Pumphastigheten justerades med tryckluften och avpassades hela tiden efter de resultat av pH-mätningar man erhöll nedströms. Kravet var hela tiden att pH i flodvattnet inte fick understiga 6 på ett avstånd av 90 meter nedströms från pråmen. Det visade sig att om pumpningen reglerades så att pH-värdet i floden hölls vid 6 på 90 meters avstånd blev det 7,5 på 370 meters avstånd. Pumpningen bedrevs efter dessa betingelser under dygnets ljusa timmar och tog 5 dagar att utföra.

Inströmmande vatten i pråmen, som ersatte den utpumpade syran, skiktade sig hela tiden utan märkbar reaktion, ovanpå den kvarvarande syran. Några effekter på fisk eller andra miljöskador kunde inte noteras varken under eller efter operationen.

4.3 Sandoz-olyckan i Rhen

Den 1 november 1986 uppstod brand i ett lager hos den schweiziska kemikalkoncernen Sandoz AG, utanför Basel (Ref. 5.111). Branden bekämpades inledningsvis med skumkanoner. Detta hade ingen effekt utan branden växte i styrka. Man övergick till vatten varvid 400 brandmän från 15 brandkårer lyckades släcka branden efter 5 timmar genom att, bl.a. med hjälp av en flodspruta, begjuta eldhärden med sammanlagt 6000 ton vatten.



Figur 4.5 Rhen är Västeuropas största flod

Under branden bildades farliga gasmoln som drev in över Baselområdet. För första gången sedan andra världskriget gavs katastroflarm över Basel och kringliggande städer. Via radio och högtalarbilar uppmanades invånarna att stanna inomhus, hålla fönster och dörrar stängda samt avvakta vidare information. Vidare stoppades bussar och tåg i regionen samt stängdes motorvägen från Zürich.

Släckvattnet förde med sig många ton farliga kemikalier ut i Rhen, bl.a. kvicksilver- och fosforföreningar samt nitrofenoler. Den stora omfattningen av olyckan gav inledningsvis upphov till stor förvirring hos de ansvariga för räddningsinsatserna. Man missade att tillräckligt snabbt informera de närmaste orterna i grannländerna. Av denna anledning förörensades många av de angränsande kanalerna, i bl.a. Frankrike, eftersom slussarna inte hann stängas i tid. Det var också svårt att snabbt få fram fullständig information från Sandoz om vilka kemikalier som hade förvarats i det nedbrunna lagret.

Livet i flodens vatten skadades svårt, särskilt i övre Rhen mellan Basel och Karlsruhe (Figur 4.5). Mängder av fiskar och andra organismer dog. TV-bolag i hela världen visade dramatiska bilder över hur tonvis med döda ålar bärgades ur floden för att sedan grävas ner. Dricksvattenintag för 20 miljoner människor måste stängas av. I Holland manövrerades flodportsystemen så att Rhens hela vattenlöp gick rakt ut i Nordsjön.

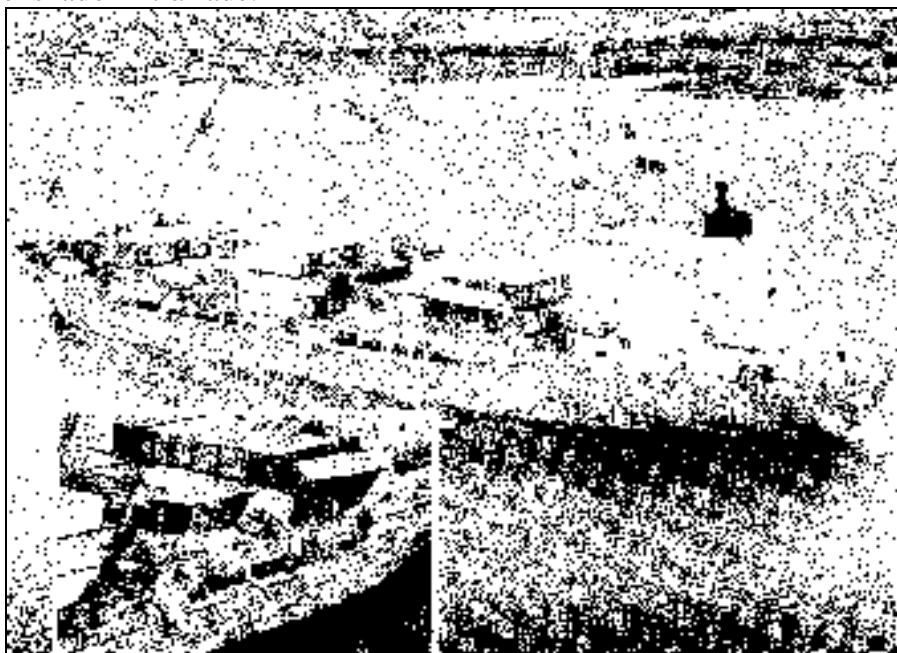
Vissa ekologer hävdade att olyckan hade omintetgjort de senaste 10 årens arbete att restaurera flodens biologiska system. Olyckan orsakade stor uppståndelse i hela Europa. Den ansågs vara den största icke-atomolycka som inträffat i Europa på lång tid.

Vissa slutsatser och erfarenheter från olyckan:

- ◆ Efter omfattande undersökningar efter olyckan kunde den schweiziska polisen och Sandoz utesluta sabotageteorin.
- ◆ Det brinnande lagret hade allvarliga säkerhetsbrister. Det saknade både rökvarnare och sprinklersystem.
- ◆ Om det funnits en grav runt lagret för uppfångning av släckvattnet skulle miljökatastrofen ha undvikits.
- ◆ Rutinerna för att alarmera grannländerna och orterna nedströms utefter Rhen fungerade dåligt.
- ◆ Under den närmast tiden efter olyckan rapporterades flera mindre utsläpp av farliga kemikalier i Rhen från andra industrier - en rapportering som troligen orsakades av det nyvaknande miljöintresset för floden.
- ◆ Schweiziska myndigheter insåg efter olyckan det olämpliga i att kemiska industrier sköter sin säkerhet utan inblandning från myndigheterna.

4.4 Sjunkna biocider i Mississippi

Den 22 juli 1980 inträffade en fartygskollision i Mississippis mynning, Louisiana, USA (Ref. 5.63) varvid det västtyska containerfartyget Testbank skadades (Figur 4.6) så att en del av dess last av kemikalier kom ut i vattnet och i luften. Bromväte började läcka ut från punkterade stålcyndrar och ett vitt moln av den frätande gasen bildades runt fartyget. Besättningen stängde av fartygets ventilationssystem och tog skydd under däck. Molnet drev med vinden in över ett mindre samhälle där polisen evakuerade 75 invånare. Inga personskador inträffade.



Courtesy of Taylor Diving & Salvage Company, Inc., USA

Figur 4.6 Containerfartyget Testbank efter kollisionen

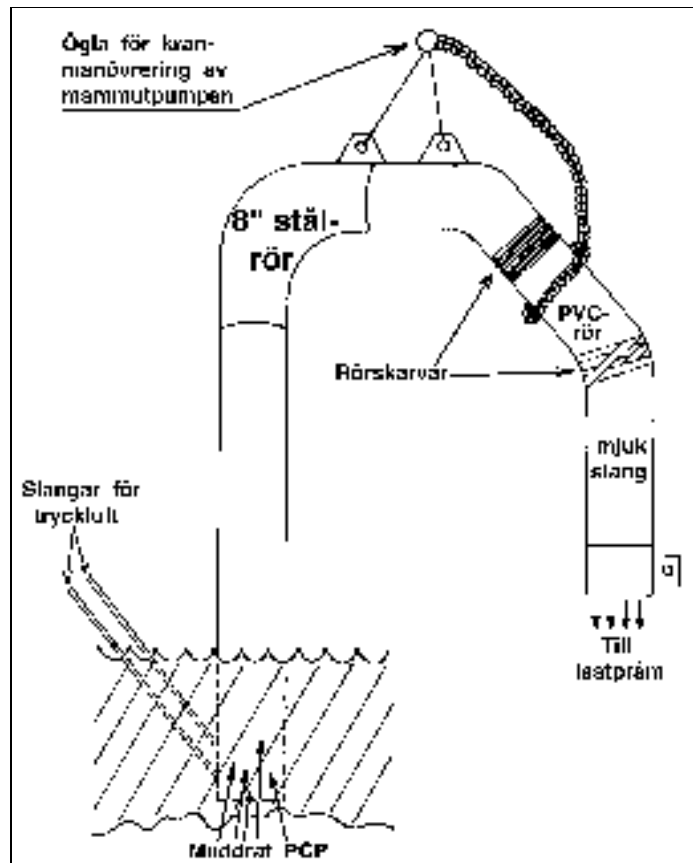
Vid kollisionen skadades 8 containrar med kemikalier varav 4 st föll överbord och sjönk på 11 m djup. De senare innehöll 3 stålcyndrar med bromväte samt 16 ton pentaklorfenol (PCP) i 700 säckar om 23 kg vardera. PCP är en biocid som är giftig för både mänskliga och miljö. Runt olycksplatsen upprättades en säkerhetszon där obehörig båttrafik förbjöds.

Olyckan tilldrog sig en enorm uppmärksamhet och blev det viktigaste inslaget i alla regionala nyhetsmedia under hela operationen som varade i 35 dygn. Louisianas guvernör försäkrade för delstatens oroliga befolkning att allt som stod i mänsklig makt skulle göras för att bärga de farliga kemikalierna.

Det visade sig vara mycket svårt att lokalisera den sjunkna lasten i det grumliga fildvattenet. Upprepade kartläggningar utfördes av aktuella bottenområden med skrivarförsedda ekolod. Sökningarna fick hela tiden följas upp med dykarundersökningar av misstänkta bottenekon. Dykeriarbetet underlättades väsentligt när en självgående offshorepråm kom till platsen. Den kunde fixeras med tre ben på botten och blev en stabil dykeriplattform.

Efter 5 dygn utan resultat sattes ytterligare olika instrument in i arbetet, bl.a. magnetmetrar, sidscannande sonarer och flera ekolod. Det instrument som slutligen, efter 8 dagar, gav resultat var en sektorscannande sonar som gav färgkodade bilder med hög upplösning av botten. Det var en s.k. fishfinder av märket Chromascope. Med sin vikt av endast 12 kg kunde det lätt opereras från små båtar.

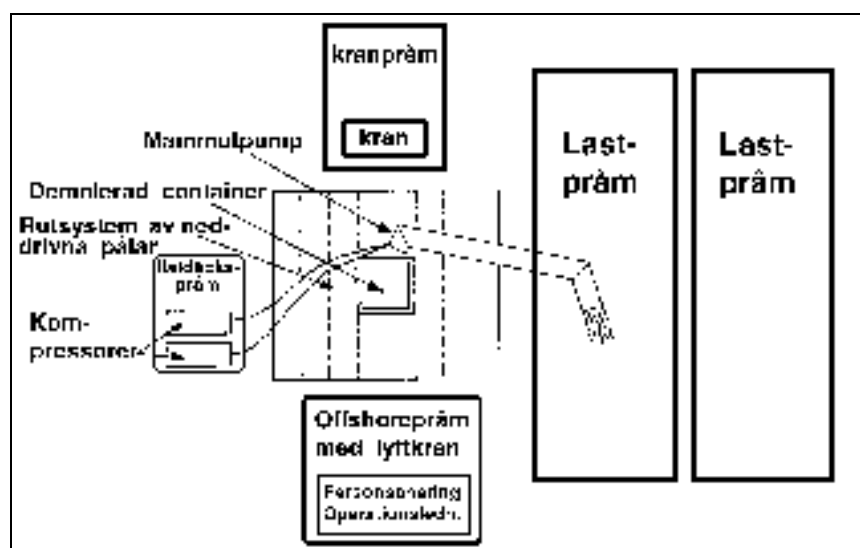
Undersökning på flodbotten visade att containern med PCP hade demolerats. Säckarna hade spridits inom 15 m radie från containern och var så uppmjukade av vatten att de lätt gick sönder. Det stod klart att kemikalien måste muddras upp och den typ av mudderverk som valet föll på var mammutpump (Figur 4.7, jfr även avsnitt 2.2.5 och Figur 2.33-34). Arbetet inleddes med att märka ut ett arbetsområde med långa pålar som drevs ner i botten. De bildade ett 25x35 m stort rutsystem som tjänade som vägledning under muddrarbetet (Figur 4.8).



Figur 4.7 Mammutpump som användes för muddring av bottenliggande pentaklorfenol (PCP)

Runt om arbetsområdet (Figur 4.8) arrangerades 1) en kranpråm för bärgning av den demolerade containern, 2) den tidigare utnyttjade offshorepråmen med vars kran mammutpumpen nu hölls fast under arbetet, 3) en kompressorpråm som försåg mammutpumpen med tryckluft och 4) lastpråmar för mottagning av muddermassor.

Den demolerade containern bärgades och konstaterades vara helt tom. Bottnområdet avsökt sedan med Chromascope-instrumentet så att en exakt kartläggning erhöles av PCP-förekomsterna på flodbotten. Ett system arrangerades med pråmar (se Figur 4.9) för omhändertagande av muddermassorna och noggrann rening av allt vatten

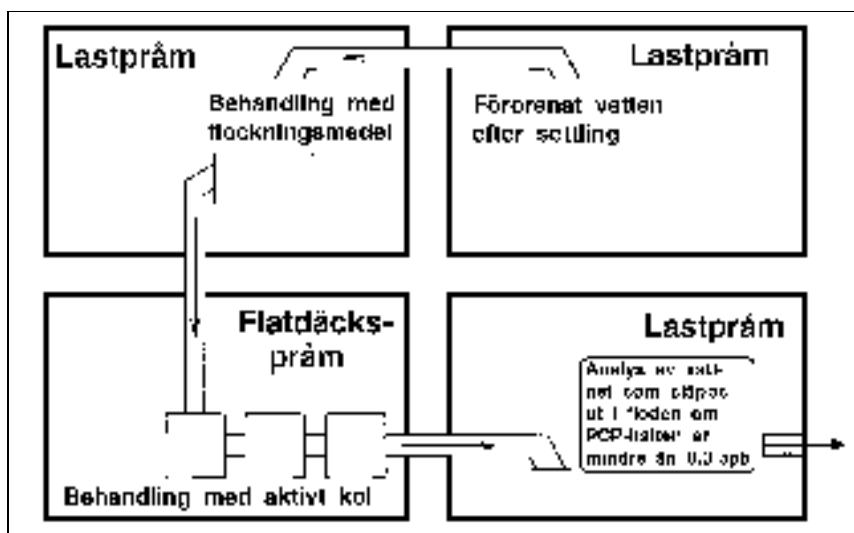


Figur 4.8 Arrangemang vid olycksplatsen

innan det pumpades ut i floden igen.

Mudderarbetet kunde påbörjas dag 10 efter olyckan.

Efter settling (Figur 4.9) i en första pråm pumpades vattnet över till nästa pråm där det renades med flockningsmedel.



Figur 4.9 Rening av muddervattnet genom settling, flockning och behandling med aktivt kol

Efter settling av flockningsmedlet pumpades vattnet vidare till en flatdäckad pråm där det slutrenades i ett filtreringssystem med aktivt kol. Slutligen testades vattnet i en fjärde pråm så att det innehöll högst 0,3 ppb PCP innan det fick gå ut i floden. Allt som allt togs 1100 ton förorenade muddermassor om hand och transporterades till särskilda mottagningsanläggningar. Med undantag för korta uppehåll när lastpråmarna flyttades pågick mudderarbetet utan avbrott i 9 dygn. Man lyckades muddra upp ca 90 % av den sjunkna PCP:n.

Under hela operationstiden (från dag 1 till dag 35) växte operationsledningen successivt både med avseende på numerär och kunnande. Expertisen kom att spänna över områden som bärgningsteknik, dykning, personskydd, miljöundersökningar och humantoxikologiska kontroller av räddningspersonal. Arbeten förutom själva bärgningen som krävde stora förberedelse och resurser var

- uppröjning och sanering ombord på båda de inblandade fartygen
- personsanering på fartygen och vid muddringsplatsen
- hälsokontroll av all inblandad personal (240 personer).

Vissa slutsatser av operationen:

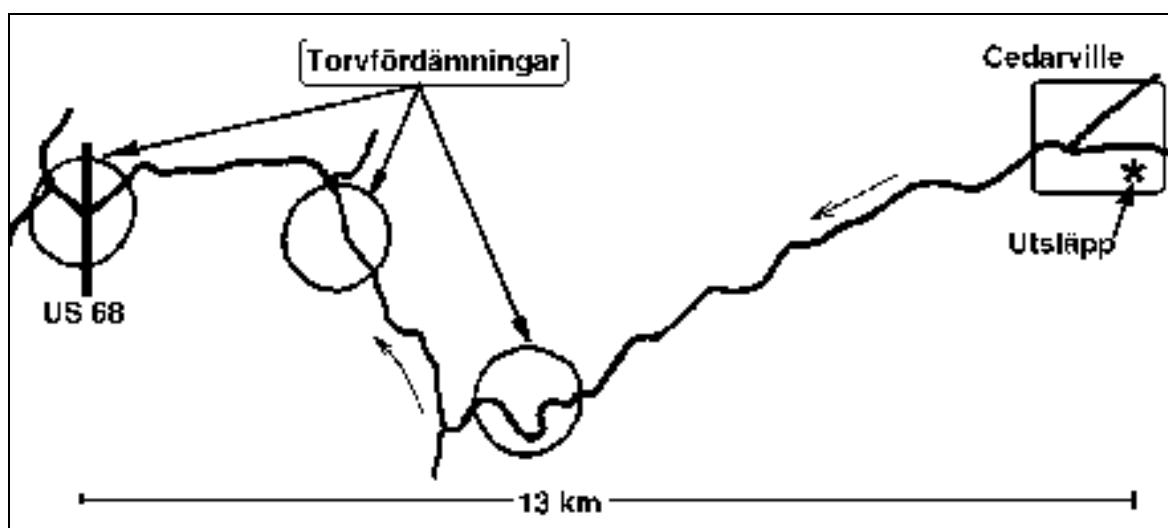
- Den använda scannande sonaren (Chromascope Color Video Fishfinder) visade sig vara ett utomordentligt bra hjälpmedel för sökning på botten.
- Mammutpump är en effektiv utrustning för muddring av bottenliggande granulära material på inte alltför stora djup (här 11 m).
- Denna typ av händelser blir mycket uppmärksammade i massmedia och skapade i detta fall panik bland lokala fiskare och deras familjer. Det ställdes mycket stora krav på räddningsledningens förmåga att ge saklig information och lugna upprörda personer.

4.5 Utsläpp av ammoniak i en å

Den 2 maj 1977 brast en slang vid överpumpning av kondenserad ammoniak från en tankbil till en farmartank i Cedarville, Ohio, USA, varvid 16 kubikmeter 100%-ig ammoniak strömmade ut på marken (Ref. 5.81). Orsaken till slangbrottet var att en felaktig slang användes - den var avsedd för gasol.

Den lokala brandkåren kom till platsen och sprutade vatten över olycksplatsen. Efter denna åtgärd antog man felaktigt att faran var över för miljön och meddelade delstatsmyndigheterna att ingen ammoniak nått den närbelägna ån Massie Creek.

Närmare undersökning dagen därpå visade att vattenbegjutningen hade löst upp större delen av ammoniaken och fört den till en intilliggande sankmark som hade sin avrinning till Massie Creek. Stora mängder död fisk började flyta upp i ån. Inom ett dygn hade all fisk och nästan alla smådjur dött i ån flera kilometer nedströms. Mätningar i vattnet visade på halter av ammoniak på 36,4 mg/ml. Ur detta kunde beräknas att halten icke joni-serad (toxisk) ammoniak var 1,16 mg/l (2.1.4). Det stod nu klart att en svår miljöskada skett och att områden längre nedströms var allvarligt hotade (Figur 4.10).



Figur 4.10 Utsläpp av 16 kubikmeter kondenserad ammoniak i en å

Det gällde att handla snabbt och de miljöansvariga insåg att det var viktigt att sänka pH i ån. En sänkning av pH i vattnet med en enhet skulle minska dödligheten hos djurlivet med en tiopotens. Den första åtgärden blev emellertid att skapa en torvfördämning i ån. Denna åtgärd prioriterades eftersom torv 1) ger en viss liten pH-sänkning samtidigt som vattnet buffras något, 2) absorberar en del av ammoniaken och 3) fanns snabbt tillgängligt i området. 15 timmar efter utsläppet hade en första torvfördämning upprättats några kilometer nedanför utsläppsplatsen (Figur 4.10).

Fördämningen bestod av 1) pålar som drivits ned i åbotten, 2) hönsnät som fästs vid pålarna, 3) halm som fördelats på nätet och 4) torv som spridits ut på halmen. Ungefär 4 kubikmeter torv användes till fördämningen.

Utslagningen av djurlivet fortsatte i ån och räddningspersonalen beslöt att sänka åns pH med hjälp av saltsyra. Denna syra valdes därför att den var billig och fanns lätt tillgänglig.

Dessutom är saltsyra ett effektivt pH-sänkande medel vars reaktionsprodukt, ammoniumklorid, är mycket mindre farlig än ammoniak för djurlivet.

Under tiden som syran anskaffades byggdes ytterligare två fördämningar med torv på platser som låg längre nedströms än den första. Alla tre fördämningarna låg på relativt grunda ställen i ån (ca en halv meters djup). Efteråt bedömdes att torvfördämningarna hade haft en gynnsam effekt. Torven absorberade en del ammoniak som sedan avgavs till vattnet när koncentrationerna i vattnet minskade. Torven minskade också, som man hade förväntat, vattnets pH något efter fördämningen.

Totalt 8 kubikmeter koncentrerad saltsyra hälldes i ån under 5-6 timmars tid. En plats valdes för syratillsatsen vid US 68 (Figur 4.10) där åns vattenomblandning var effektiv, vilket först testades med ett kraftigt färgämne (Rodamin). Syratillsatsen reducerade åns pH med en enhet, varvid ammoniakens toxicitet mot djurlivet bedömdes minska med en tiopotens.

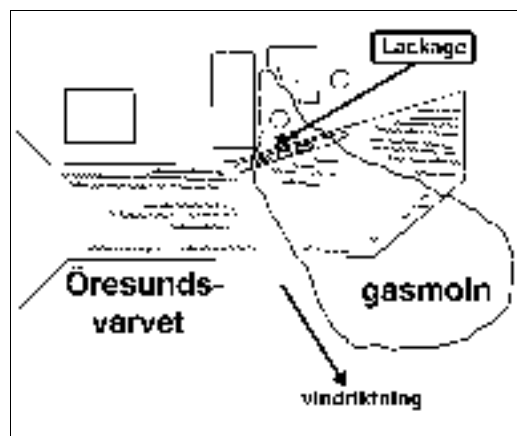
All fisk och nästan allt övrigt djurliv (smådjur) slogs ut av ammoniakutsläppet på den 13 km långa sträckan mellan utsläppsplatsen och US 68. Antalet döda fiskar räknades till 140 000 och antalet övriga smådjur som dog uppskattades till flera hundra tusen stycken. Nedanför US 68 räddades djurlivet av syratillsatsen.

Erfarenheter av olyckan:

- Ú De som arbetar med lossning av farliga ämnen (t.ex. ammoniak) måste använda utrustning som är avsedd för ändamålet. I detta fall användes en felaktig lossningsslang.
- Ú Den första rapporten till delstatsmyndigheterna var felaktig. I rapporten underskattades utsläppets storlek och dess miljöeffekter, vilket hade som följd att insatserna fördröjdes.
- Ú När brandkåren kom till olycksplatsen fanns det mesta av ammoniak i den närliggande sankmarken. En snabb fördämning av denna skulle avsevärt ha minskat behovet av fortsatta insatser.
- Ú Insatserna med saltsyra och torv för att stoppa fiskdöden var mycket framgångsrika. Åtgärderna visade att det är möjligt att framgångsrikt behandla ett upplöst ammoniakutsläpp i ett vattendrag.
- Ú Toxiciteten hos ammoniak är mycket högre än som tidigare rapporterats. Under denna olycka dödades fisk av koncentrationer av icke dissocierad ammoniak i intervallet 0,13 - 0,34 mg/l (totalkoncentration 10,8 - 28,2 mg/l).

4.6 Utsläpp av ammoniak från en gastanker

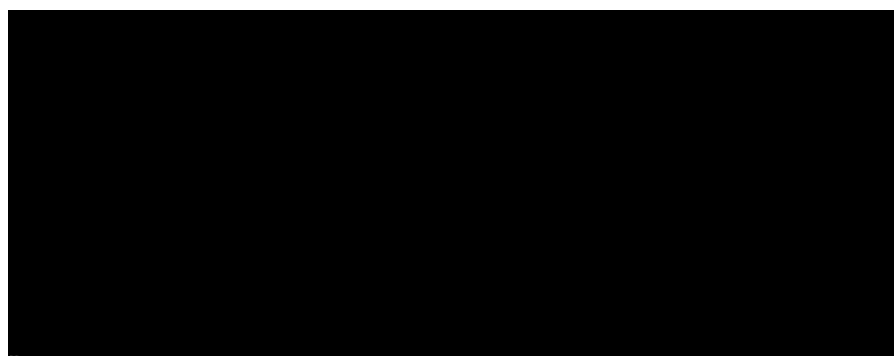
Strax efter midnatt den 17 januari 1976 skedde ett slangbrott under lossning av kondenserad ammoniak från det belgiska gastankfartyget René 16 i Landskronas hamn, Sverige (Ref. 5.108, 5.109 och 5.110). Efter ett tag uppmärksammades läckaget och besättningen på 7 man lämnade skyndsamt fartyget. Kaptenen och 1:e styrman föll omkull på kajen och omkom i gasmolnet.



Figur 4.11 Ett vitt gasmoln drev i vindriktningen

Ammoniaken bildade ett gasmoln som rörde sig i vindriktningen över det närliggande Öresundsvarvet (Figur 4.11). Vid denna tidpunkten var det folktomt på varvsområdet.

När personal från Landskrona räddningskår kom till platsen var fartyget inhöljt i ett vitt gasmoln och vätskeformig ammoniak sprutade ner på kajen.



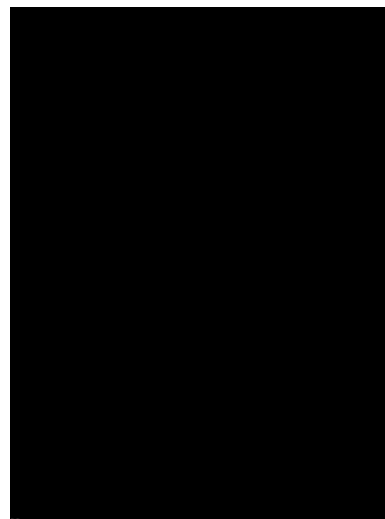
Figur 4.12 Gasmolnet dämpades med vattendimma så att sikten blev fri och räddningspersonal kunde gå ombord och stoppa utflödet

Genom att dämpa molnet med vattendimma (Figur 4.12) blev sikten fri och kemdykare kunde gå ombord på fartyget och stänga ventilerna vid läckagestället så att utflödet upphörde. Utflödet hade varit under ca 50 minuter och 160-180 ton ammoniak hade kommit ut.

Orsaken till slangbrottet var felaktig slang. Den var avsedd för propan och butan (gasol) och dess armering av polyester hade försvagats av den aggressiva ammoniaken.

4.7 PCB-utsläpp i en flod

Under lastning med lyftkran den 13 september 1974 tappades en transformator på kajen i Seattle, Washington State, USA (Ref. 5.91). Fallet blev endast 60 cm men transformatorn skadades så att dess innehåll av kylmedel rann ut på kajen och ner i den intilliggande floden Duwamish River. Kylmedlet bestod av polyklorerade bifenyler (PCB). Transformatorns storlek var ca 2x2x2 meter och dess innehåll av PCB var ca 1000 liter (Figur 4.13).



Figur 4.13 Transformator med PCB-behållare överst

Först efter 4 dagar blev det klarlagt för räddningstjänsten att utsläppet bestod av PCB. Dykare gick ner i floden och kunde observera pölar av PCB på botten inom ett område med 15 m djup som sträckte sig 100 m ut från kajen.

Inför en planerad bärgning av PCB-utsläppet utvärderade räddningsledningen tre alternativa tillvägagångssätt. Enligt en metod skulle tungdykare gå ner med pumpströmsledning och ta upp kemikalien. Det bedömdes att en pråm behövdes för ändamålet som kunde rymma 400 kubikmeter. Efteråt måste det settlade slammet tas om hand av en mottagnings-/destrueringsanläggning och vattnet renas.

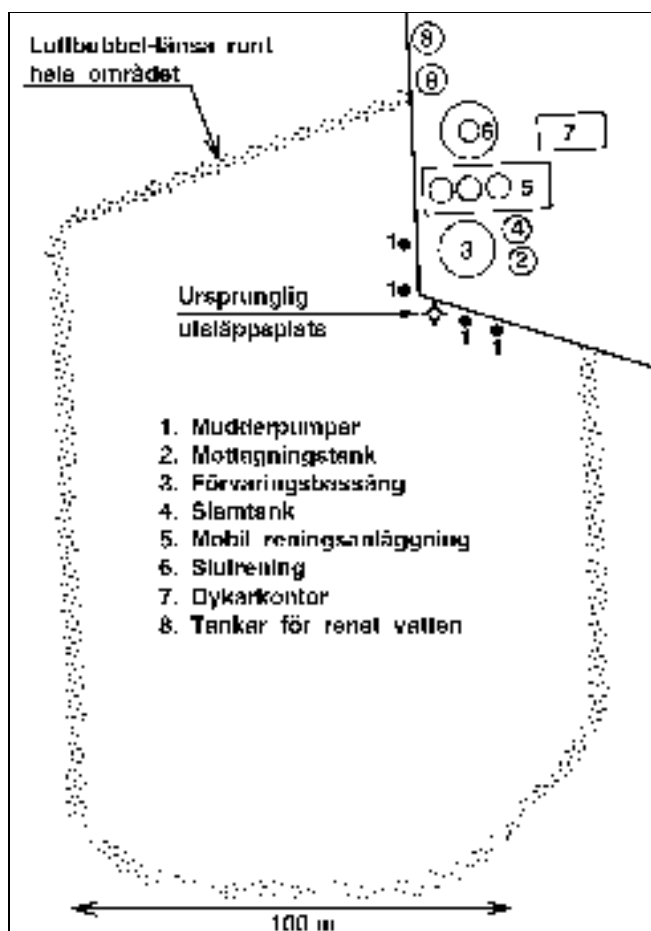
Enligt ett annat förslag skulle lättdykare använda små handhållna mudderpumpar och ta upp vatten/sediment-blandningen till settlingstankar varefter vattnet skulle renas med EPA:s mobila reningsanläggning (Figur 4.14 och 4.15). Räddningsledningen fann dock ett tredje alternativ mest attraktivt där man valde ett pneumatiskt mudderverk (2.2.5, Figur 2.29) med 55 cm mudderbredd.

Enligt de första planerna skulle 30 000 kubikmeter PCB-kontaminerat slam och vatten tas upp och transporteras till en liten ö i floden alldeles intill olycksplatsen. Operationen skulle kräva att flera stora dammar grävdes på ön för att ta emot muddermaterialet.

En geologisk undersökning på ön visade dock att dammarnas botten måste tätas eftersom marken var sådan att den inte skulle kunna hålla kvar det förorenade vattnet. Man insåg då att det dels skulle ta en månad att bygga dammarna, dels skulle vara förenat med mycket höga kostnader. Inför dessa fakta beslöt räddningsledningen att välja EPA:s mobila reningsanläggning.

Området i floden runt olycksplatsen omgavs med en luftbubbellänsa (Figur 4.14). Denna hade en tvåfaldig funktion. Dels skulle vandrande fisk i floden motas bort från det giftiga utsläppet, dels skulle PCB hindras att flyttas från platsen av det strömmande flodvattnet och de regelbundna tidvatteneffekterna.

EPA:s mobila reningsanläggning anlände den 9 oktober och muddringsarbetet startade den 12 oktober. Först användes sänkbara enkla diafragma-pumpar som visade sig inte klara måttet utan ersattes med dubbla diafragma-pumpar med högre kapacitet.



Figur 4.14 Utsläppsplatsen med arrangemang av luftbubbellänsa, mudderpumpar samt settlings- och reningsanordningar på kajen

Det uppumpade materialet settlades och renades i ett system av tankar och bassänger på kajen. Slutreningen utfördes med den mobila reningsanläggningen (Figur 4.14). Pumpningen pågick i 20 dygn. Kostnaden för operationen blev 150 000 USD.

4.8 Användning av ett mobilt system för rening av en damm som förorenats av en herbicid

Efter ett kraftigt regn den 24 juli 1974 i Allentown, Pennsylvania, USA, började fiskar dö i en av stadens vattenreservoarer som är en anlagd damm på andra sidan den närbelägna gränsen till New Jersey (Ref. 5.92). Fiskdöden fortsatte och blev den 9 augusti uppmärksammas av myndigheterna. En undersökning visade att en biocid, dinitrobutylfenol (DNBP) hade tillförts dammen med regnvattnet. Medlet var godkänt att användas utspätt, men hade den 21 juli använts i koncentrerad form för ogräsbekämpning på en gräsd parkeringsplats i närheten.

Parkeringsplatsen innehöll fortfarande synbara rester av bekämpningsmedlet. Av det översta gruslagret grävdes 14 kubikmeter upp och fördes till en särskild mottagningsanläggning. Längre ner i marken fanns ytterligare rester av medlet och vattnet i dammen hade koncentrationer på upp till 8 ppb.

Det fanns nu två handlingsalternativ. Det ena var att hålla kvar vattnet i dammen och låta biociden brytas ner naturligt genom mikrobiella och fotokemiska processer. Det andra var att utnyttja aktivt kol för att rena vattnet och därefter bränna kolet under kontrollerade betingelser.

Data från tillverkaren av bekämpningsmedlet visade att det tog nio månader för medlet att brytas ner i naturen. Det skulle vara omöjligt att hålla dammen avstängd under så lång tid eftersom den snabbt ökar i volym av allt regnvatten. Det beslöts därför att alternativet med aktivt kol skulle tillgripas.

USA:s naturvårdsmyndighet Environmental Protection Agency (EPA) har ett mobilt vattenbehandlingssystem (Ref. 5.92), placerat på en trailer, som snabbt kan transporteras till olika platser i landet (Figur 4.15). Trailern har följande data:

Längd	15 m	Behandlingskapacitet	1100 kubikmeter/dygn
Bredd	2,5 m	Generator (bensindriven)	100 kW
Totalvikt	43 ton	Kostnad	\$ 250 000



Courtesy of US Environmental Protection Agency

Figur 4.15 Mobil reningsanläggning för förorenat vatten

Trailern har olika filtreringssystem för suspenderade substanser samt kolonner med aktivt kol som kan absorbera många typer av lösta organiska ämnen. Den har också system för neutralisering och behandling med flockningsmedel.

Systemet fick sitt jungfrudop när kreosot skulle tas upp från botten av Little Menomonee River, Milwaukee, Wisconsin, USA, under 1972 och 1974 (Ref. 5.99). Vid slutet av denna operation modifierades systemet efter de erfarenheter man erhållit och detta modifieringsarbete, som utfördes i Milwaukee, var nästan avslutat när larmet från Allentown kom.

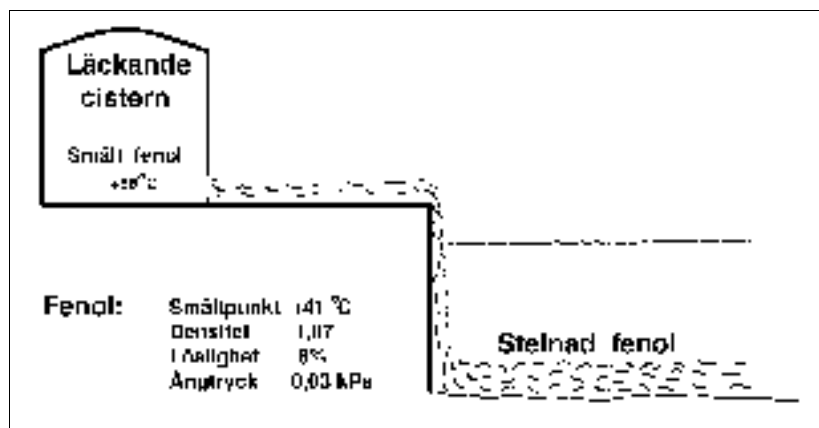
Den 14 augusti kunde behandlingen av dammens vatten börja. Vatten togs in från den del av dammen där de högsta biocidkoncentrationerna fanns (ca 8 ppb) och släpptes ut nedströms nära dammens utlopp där koncentrationerna var låga (ca 0,002 ppb). Operationen pågick dygnet runt och kunde avslutas den 22 augusti.

Under arbetets gång sköljdes kvarvarande biocidrester ut från parkeringsplatsen med lågkontaminerat dammvatten. Utgående sköljvatten samlades upp i en för ändamålet ny-grävd brunn och fördes till reningsanläggningen på trailern.

Några månader senare sattes denna mobila reningsanläggning in mot ett utsläpp av biociden toxafen i en liten damm i Plains, Virginia, USA (Ref. 5.93).

4.9 Fenololycka i Göteborgs hamn

Den 13 januari 1973 sprang en cistern med fenol läck i Göteborgs hamn (Ref. 5.101) och 420 kubikmeter 55-gradig smält fenol välldes ut på kajen och ner i hamnbassängen (Figur 4.16).



Figur 4.16 Fenols fysikaliska egenskaper

Ca 340 kubikmeter stelnad fenol hamnade på hamnbassängens botten.

Räddningspersonal som kom till platsen lyckades snart suga upp 70 kubikmeter fenol, som ännu inte hade stelnat, från diken och avloppsledningar. En riskzon inrättades runt den stelnade fenolen på kajområdet med 50 m säkerhetsavstånd. All arbetande personal använde skyddsdräkter och andningsapparater med säkerhetsstryck.

Dykare kunde fastställa att stelnad fenol låg på botten inom ett 25x40 m stort område närmast kajen. Under ett par dagars tid togs fenolen upp med gripskopor. Den upptagna fenolen liknade förorenad is och hade formen av stora flak (en del var meterstora) som var ett par dm tjocka. Ca 1000 kubikmeter fenol och fenolhaltigt slam togs upp och placerades i pråmar. Mängden förorenade fenolblock beräknades till knappt 400 kubikmeter. Fenolblocken avskiljdes och smältes sedan ner för att återanvändas. De förorenade muddermassorna placerades på en särskilt iordningsställd betongplatta för naturlig nedbrytning av fenolresterna.

Miljöundersökningar en tid efter olyckan visade mycket låga kvarvarande fenolhalter och inga effekter på undersökta organismer.

5 LITTERATUR

- 5.1 *International Maritime Dangerous Goods Code (IMDG-Code)*, Volym I-IV samt supplement, uppdateras fortlöpande, International Maritime Organization, London England.
- 5.2 *Miljøkonsekvenser av akutte utslipp*, Rapport 94:19, 1994, Statens forurensningstilsyn, Pb 8100 Dep, 0032 Oslo, Norge
- 5.3 *TOKEVA-instruktioner*, Finska Räddningsinstitutet och Nordiska Ministerrådet 1995, Räddningsinstitutet, Hulkontie 83, FIN-70820 Kuopio, Finland.
- 5.4 *Farligt Gods*, Pärm 1-3, uppdateras fortlöpande, Svenska Brandförsvarsförbundet, SE-115 87 Stockholm, Sverige.
- 5.5 Sveriges Kemiska Industrikontor, *Skyddsblad för Kemiska Produkter*, *Skyddsblad för Kemiska Produktgrupper* och *Miljöskyddsblad* uppdateras fortlöpande, Industrilitteratur AB, Box 5527, SE-114 85 Stockholm, Sverige.
- 5.6 Hommel D.G., *Handbuch der gefährlichen Güter*, Pärm 1-5 med registerpärm, uppdateras fortlöpande, Springer-Verlag, Berlin, Tyskland.
- 5.7 Kustbevakningen, *Räddningstjänstplan - Miljöräddningstjänst till sjöss*, Del 1-2, 1999, Karlskrona, Sverige.
- 5.8 *Kartlegging av Absorberende Midler*, Rapport 93:21, 1993, Statens forurensningstilsyn, Pb 8100 Dep, 0032 Oslo, Norge
- 5.9 Statens Räddningsverk, *Samordning av provtagning*, SRV Cirkulär 1/93 R, SRV, Karolinen, SE-651 80 Karlstad, Sverige, maj 1993.
- 5.10 Lewis J. R., *Sax's Dangerous Properties of Industrial Materials*, 9th edition, John Wiley & Sons, 1995.
- 5.11 US Environmental Protection Agency, *Standard Operating Safety Guides*, Office of Emergency and Remedial Response, US Environmental Protection Agency, Washington, DC 20460, USA, 1992, NTIS Publication 9285.1-03.
- 5.12 Koops W., *Two New Tools and a Working Method for Crisis Management of Accidental Spills at Sea*, Delft University Press, 1992.
- 5.13 US Coast Guard, US Department of Transportation, *CHRIS Chemical Hazards Response Information System - Hazardous Chemical Data Manual*, US Government Printing Office, Superintendent of Documents, Mail Stop: SSOP, Washington, DC 20402-9328, USA, 1992.

- 5.14 Koponen J., Salo S. och Hirvi J.-P., *Description of a Computer Program for Chemical Spill Simulation*, Mimeograph Series of the National Board of Waters and the Environment No. 440, Helsinki, Finland, 1992.
- 5.15 Salo S., *The Fate of Chemicals Spilled on Water - A Literature Review of Physical and Chemical Processes*, Vesi- ja Ympäristöhallitus, Helsinki, Finland, 1992.
- 5.16 Stenström B., *Transportation of Packaged Dangerous Goods by Sea in the Baltic Sea Area - A Study Performed for the Baltic Marine Environment Protection Commission*, A report compiled for the Ministry of Environment Protection of Finland, juni 1992.
- 5.17 Aoustin Y. och Cabioc'h F., *Criteria for Decision Making Regarding Response to Accidentally Spilled Chemicals in Packaged Form - Hydrodynamic Aspects*, IFREMER, Centre de Brest, BP. 70, 29280 Plouzane, Frankrike, 1992.
- 5.18 Cabioc'h F., *The Behaviour and Fate of Packages Lost at Sea: A Report Based on Studies Carried Out for the French Administration and the European Commission*, CEDRE, Centre for Documentation Research & Investigation into Accidental Water Pollution Incidents, Centre de Brest, BP. 70, 29280 Plouzane, Frankrike, 1991.
- 5.19 International Maritime Organization, *Manual on Chemical Pollution - Section 2 - Search and Recovery of Packaged Goods Lost at Sea*, IMO, 4 Albert Embankment, London SE1 7SR, England 1991.
- 5.20 Stenström B., *Transportation of Packaged Dangerous Goods by Sea in the Baltic Sea Area - A Report Regarding Shipments in Swedish Ports and Waters*, ÅF-Industri teknik AB, Stockholm, Sverige, april 1991.
- 5.21 Baltic Marine Environment Protection Commission, *Manual on Co-Operation in Combatting Marine Pollution within the Framework of the Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area, 1974 (Helsinki Convention), Vol. III - Response to Incidents Involving Chemicals*, Helsinki Commission, Finland, April 1991.
- 5.22 Statens Räddningsverk, *Åtgärder vid olyckor med giftiga kondenserade gaser*, SRV Cirkulär 4/91 R, SRV, Karolinen, SE-651 80 Karlstad, Sverige, 1991.
- 5.23 Baltic Marine Environment Protection Commission, *Study of the Risk for Accidents and the Related Environmental Hazards from the Transportation of Chemicals by Tankers in the Baltic Sea Area*, Baltic Sea Environment Proceedings No. 34, Helsinki Commission, Finland, Maj 1990.
- 5.24 Stenström B., *Transportmönster och riskbedömning avseende transport av miljöfarliga ämnen i bulk i svenska farvatten*, ÅF-Industri teknik AB, Utgåva nr 2, Stockholm, Sverige, april 1990.
- 5.25 Stenström B., *Transportmönster och riskbedömning avseende transport av miljöfarliga ämnen i bulk i svenska farvatten*, ÅF-Industri teknik AB, Utgåva nr

- 2, Stockholm, Sverige, april 1990.
- 5.26 Shell International, *Chemspil*, Rapporter nr HSE 90.006, HSE 90.007 och HSE 90.008, Shell Internationale Petroleum Maatschappij B.V., The Hague, Holland, 1990.
- 5.27 Harris F.S., *Hard nuts to crack*, Hazardous Cargo Bulletin, September 1990, p. 71-72.
- 5.28 CAMEO, US National Safety Council, Customer Service, Box 558, Itasca IL 60143-0558, USA, telefax +1 708 285 0797.
- 5.29 Photovac Incorporated, *Microtip HL-200 User's Manual*, Photovac Inc., 25/B Jefrin, Boulevard West, Deer Park, NY 11729, USA, tel. +1 516 254 4199, fax +1 516 254 4284.
- 5.30 European Chemical Industry Council (CEFIC), Av E. van Nieuwenhuysse 4. bte 1, B-1160 Bruxelles, Belgien, telefax +32 2 676 7332.
- 5.31 Watanabe M., *Categorization of Noxious Liquid Substances*, 1990 Hazardous Material Spills Conference Proceedings, American Institute of Chemical Engineers; National Response Team; Chemical Manufacturers Association, Houston, Texas, USA, 13-17 maj 1990, p. 443-456.
- 5.32 Wiltshire G.A. och Rand M., *Cargo Removal and Salvage of the Tank Barge ACO-501*, 1990 Hazardous Material Spills Conference Proceedings, American Institute of Chemical Engineers; National Response Team; Chemical Manufacturers Association, Houston, Texas, USA, 13-17 maj 1990, p. 619-633.
- 5.33 GESAMP, *Reports and Studies No. 35 - Revision of GESAMP Reports and Studies No. 17*, IMO, International Maritime Organization, London, England, 1989.
- 5.34 Szluha A.T. et al., *Response Manual for Combating Spills of Floating Hazardous CHRIS Chemicals*, MAXIMA Corporation, Environmental Technology Division, 107 Union Valley Road, Oak Ridge, TE 37830, USA, 1989.
- 5.35 Bonham N., *Response Techniques for the Cleanup of Sinking Hazardous Materials*, Technology Development and Technical Services Branch, Environmental Protection, Conservation and Protection, Environment Canada, Ottawa, Ontario, Canada, K1A 0E7, rapport EPS 4/SP/1, april 1989.
- 5.36 Fingas M., *Computer Models and Data Bases for Spills*, Spill Technology Newsletter april-juni 1989, p. 4-10.
- 5.37 Saltveit S.J. och Brabrand Å., *Utslipp av syre fra Idun fabrikker - en vurdering av virking på bunndyr og fisk*, Laboratorium for Ferskvanns kologi og Innlandsfiske, Zoologisk Museum, Universitetet i Oslo, Norge, Notat Nr. 1, 1988.
- 5.38 Scully T., *HAZ-MAT Information Retrieval - the Promise and the Reality*, 1988 Hazardous Material Spills Conference Proceedings, American Institute of Chemi-

- cal Engineers and the National Response Team, Chicago, Illinois, USA, 16-19 maj 1988, p. 574-579.
- 5.39 Melvold R.W. och Gibson S.C., *A Guidance Manual for Selection and Use of Sorbents for Liquid Hazardous Substances*, JRB Associates Inc., McLean, VA, USA, 1987, NTIS Report PB87-208765.
 - 5.40 Boyer K.R., Hodge V.E. och Wetzel R.S., *Handbook: Response to Discharges of Sinking Hazardous Substances*, Hazardous Waste Engineering Research Laboratory, US Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH 45268, USA, EPA/540/2-87/001, september 1987.
 - 5.41 Unterberg et al., *Reference Manual of Countermeasures for Hazardous Substance Releases*, Combustion Engineering, Environmental Monitoring & Services Inc., Newbury Park, CA 91320, USA, 1987, NTIS Report PB87-232252.
 - 5.42 International Maritime Organization, *Manual on Chemical Pollution - Section 1 - Problem Assessment and Response Arrangement*, IMO, 4 Albert Embankment, London SE1 7SR, England 1987.
 - 5.43 Solsberg L.B., Parent R.D. och Ross S.L., *A Survey of Chemical Spill Countermeasures*, Environmental Emergencies Technology Division, Technology Development and Technical Services Branch, Conservation and Protection, Environment Canada, Ottawa, Ontario, Canada, K1A 0E7, Report EPS 9/SP/2 December 1986.
 - 5.44 Mark C.G. et al., *Case History of the MV Rio Neuquen: Containment and Ocean Disposal of Reacting Aluminum Phosphide*, 1986 Hazardous Material Spills Conference Proceedings, Association of American Railroads; US Coast Guard; Chemical Manufacturers Association; US Environmental Protection Agency, St. Louis, Missouri, USA, 5-8 maj 1986, p. 19-24.
 - 5.45 Eden A. van, *Destruction of Chlorine Containers on the Sea Floor of the North Sea*, 1986 Hazardous Material Spills Conference Proceedings, Association of American Railroads; US Coast Guard; Chemical Manufacturers Association; US Environmental Protection Agency, St. Louis, Missouri, USA, 5-8 maj 1986, p. 25-35.
 - 5.46 Szluha A.T. et al., *Review of Technologies for Containment and Recovery of Floating Hazardous Chemicals*, 1986 Hazardous Material Spills Conference Proceedings, Association of American Railroads; US Coast Guard; Chemical Manufacturers Association; US Environmental Protection Agency, St. Louis, Missouri, USA, 5-8 maj 1986, p. 65-71.
 - 5.47 Skovronek H.S. et al., *Hazardous Substance Detection by Canine Olfaction*, 1986 Hazardous Material Spills Conference (ej med i Proceedings), Association of American Railroads; US Coast Guard; Chemical Manufacturers Association; US Environmental Protection Agency, St. Louis, Missouri, USA, 5-8 maj 1986.
 - 5.48 US Environmental Protection Agency, *Delineating Toxic Areas by Canine Olfaction*, Project Summary EPA/600/S2-85/089, December 1985

- 5.49 Environment Canada, *EnviroTIPS - Environmental and Technical Information for Problem Spills*, "Introduction Manual" och 50 st monografier över olika kemikalier med uppgifter om egenskaper, hantering, risker, exempel på inträffade olyckor, responsmetoder m.m., Technical Services Branch, Environmental Protection Programs Directorate, Environmental Protection Service, Environment Canada, Ottawa, Ontario, Canada, K1A 0E7
- 5.50 Environment Canada, *Manual for Spills of Hazardous Materials*, Technical Services Branch, Environmental Protection Service, Environment Canada, Ottawa, Ontario, Canada, K1A 0E7, Cat. No. En40-320/1984E, March 1984.
- 5.51 Ernst W.D., *NOAA's Chemical Advisory Report (CHEMREP) System for Spill Response*, 1984 Hazardous Material Spills Conference Proceedings, Association of American Railroads/Bureau of Explosives; Chemical Manufacturers Association; US Coast Guard; US Environmental Protection Agency, Nashville Tennessee, USA, 9-12 april 1984, p. 135-140.
- 5.52 Winter S., Nyrén K. och Karlsson E., *Uppkomst och utbredning av explosiva eller giftiga gasmoln - Katalog med beräkningsexempel för trycklagrade gaser (klor, ammoniak, svaveldioxid, propan och vinylklorid)*, Försvarets Forskningsanstalt Huvudavdelning 4, SE-901 82 UMEÅ, Sverige, FOA Rapport E 40011, 2. uppl. mars 1984.
- 5.53 Unterberg W., Melvold R.W., Flaherty L.M. och McCarthy, Jr., L.T., *Procedures for Selection of Countermeasures for Hazardous Substance Releases*, 1984 Hazardous Material Spills Conference Proceedings, Association of American Railroads/Bureau of Explosives; Chemical Manufacturers Association; US Coast Guard; US Environmental Protection Agency, Nashville Tennessee, USA, 9-12 april 1984, p. 151-161.
- 5.54 Arner L.D., Johnson G.R., Masters H. och Skovronek H.S., *Toxic Area Delineation by Canine Olfaction*, 1984 Hazardous Material Spills Conference Proceedings, Association of American Railroads/Bureau of Explosives; Chemical Manufacturers Association; US Coast Guard; US Environmental Protection Agency, Nashville Tennessee, USA, 9-12 april 1984, p. 191-194.
- 5.55 Offenhartz B.H. och Lefko J.L., *Enzyme-Based Detection of Chlorinated Hydrocarbons*, 1984 Hazardous Material Spills Conference Proceedings, Association of American Railroads/Bureau of Explosives; Chemical Manufacturers Association; US Coast Guard; US Environmental Protection Agency, Nashville Tennessee, USA, 9-12 april 1984, p. 195-198.
- 5.56 Jadamec J.R., Bentz A.P., Hiltabrand R.R. och Kleineberg G.A., *The U.S. Coast Guard Mobile Response Laboratory*, 1984 Hazardous Material Spills Conference Proceedings, Association of American Railroads/Bureau of Explosives; Chemical Manufacturers Association; US Coast Guard; US Environmental Protection Agency, Nashville Tennessee, USA, 9-12 april 1984, p. 199-204.
- 5.57 Meyer R.A., Brugger J.E. och Lowrance D.J., *Mapping Sunken Pollutant Pools with Depth Finders*, 1984 Hazardous Material Spills Conference Proceedings,

- Association of American Railroads/Bureau of Explosives; Chemical Manufacturers Association; US Coast Guard; US Environmental Protection Agency, Nashville Tennessee, USA, 9-12 april 1984, p. 214-219.
- 5.58 Kelty J., *Calculation of Evacuation Distances During Toxic Air Pollution Incidents*, 1984 Hazardous Material Spills Conference Proceedings, Association of American Railroads/Bureau of Explosives; Chemical Manufacturers Association; US Coast Guard; US Environmental Protection Agency, Nashville Tennessee, USA, 9-12 april 1984, p. 311-314.
- 5.59 Thomsen E.S., *Evacuation Distances for Spills of Hazardous Chemicals*, 1984 Hazardous Material Spills Conference Proceedings, Association of American Railroads/Bureau of Explosives; Chemical Manufacturers Association; US Coast Guard; US Environmental Protection Agency, Nashville Tennessee, USA, 9-12 april 1984, p. 315-321.
- 5.60 Traver R.T., *Summary of On-Scene-Coordinator Protocol for Contaminated Underwater Operations*, 1984 Hazardous Material Spills Conference Proceedings, Association of American Railroads/Bureau of Explosives; Chemical Manufacturers Association; US Coast Guard; US Environmental Protection Agency, Nashville Tennessee, USA, 9-12 april 1984, p. 343-350.
- 5.61 Verschuere K., *Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals*, Third Edition, John Wiley & Sons, 1996.
- 5.62 Herrick E.C., Carstea D. och Goldgraben G., *Sorbent Materials for Cleanup of Hazardous Spills*, MITRE Corporation, McLean, VA, USA, 1982, NTIS Report PB82-227125.
- 5.63 Thornton G.J.E., Williams J.E. och Clements R.J., *Response to a Major Discharge of Pentachlorophenol in a Waterway*, 1982 Hazardous Material Spills Conference Proceedings, Bureau of Explosives; Chemical Manufacturers Association; US Coast Guard; US Environmental Protection Agency, Milwaukee, Wisconsin, USA, 19-22 april 1982, p. 68-76.
- 5.64 Weston R.R., *Selecting a Treatment Technique for Contaminated Bottom Sediments*, 1982 Hazardous Material Spills Conference Proceedings, Bureau of Explosives; Chemical Manufacturers Association; US Coast Guard; US Environmental Protection Agency, Milwaukee, Wisconsin, USA, 19-22 april 1982, p. 102-110.
- 5.65 Yen N.C., Doherty C.B. och Bloetscher F., *Container Systems for Use in Marine Chemical Incidents*, 1982 Hazardous Material Spills Conference Proceedings, Bureau of Explosives; Chemical Manufacturers Association; US Coast Guard; US Environmental Protection Agency, Milwaukee, Wisconsin, USA, 19-22 april 1982, p. 373-380.
- 5.66 Ashworth P., *A Dispersion Model for Sinker Liquids Spilled into Waterways*, 1982 Hazardous Material Spills Conference Proceedings, Bureau of Explosives; Chemical Manufacturers Association; US Coast Guard; US Environmental Protection Agency, Milwaukee, Wisconsin, USA, 19-22 april 1982, p. 404-413.

- 5.67 Breslin M.K. och Royer M.D., *Use of Selected Sorbents and an Aqueous Film Forming Foam on Floating Hazardous Materials*, JRB Associates Inc., McLean, VA, USA, 1981, NTIS Report PB82-108895.
- 5.68 Hansen C.A. och Sanders R G., *Removal of Hazardous Material Spills from Bottoms of Flowing Waterbodies*, Municipal Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH 45268, USA, 1981, NTIS Report PB81-230922.
- 5.69 Akers C.K. et al., *Guidelines for the Use of Chemicals in Removing Hazardous Substance Discharges*, Calspan Corporation, Buffalo, NY 14221, USA, 1981, NTIS Report PB82-107483.
- 5.70 Tang. N. et al., *Sulfuric Acid Spill Characteristics Under Maritime Accident Conditions*, US Coast Guard, US Department of Transportation, Washington D.C., USA, 1981, NTIS Report ADA 110276.
- 5.71 Sundblad B., *Konsekvenser av tankerhaveri vid transport av metanol*, Studsvik Report K2-80/371, 1980, Studsvik Energiteknik AB, SE-611 82 Nyköping, Sverige.
- 5.72 Dawson G.W., McNeese J.A. och Coates J.A., *Application of Buoyant Mass Transfer Media to Hazardous Material Spills*, Batelle Pacific Northwest Laboratories, Richland, Washington 99352, USA, 1980, NTIS Report PB80-198427.
- 5.73 Shooter D., Lyman W.J. och Sinclair J.R., *Response Techniques for Spills of Hazardous, Water Soluble Chemicals*, Paper presented at the 1980 National Conference on Control of Hazardous Material Spills, US Environmental Protection Agency och US Coast Guard, Louisville, Kentucky, USA, 13-15 maj 1980.
- 5.74 Schneider G.R., *Removal of Water-Soluble Hazardous Materials Spills from Waterways by Activated Carbon*, Control of Hazardous Material Spills: Proceedings of the 1980 National Conference on Control of Hazardous Material Spills, US Environmental Protection Agency och US Coast Guard, Louisville, Kentucky, USA, 13-15 maj 1980, p. 82-87.
- 5.75 Goodier J.L. och Thompson C.H., *In-Place Removal of Spilled Toxics: Available Tools*, Control of Hazardous Material Spills: Proceedings of the 1980 National Conference on Control of Hazardous Material Spills, US Environmental Protection Agency och US Coast Guard, Louisville, Kentucky, USA, 13-15 maj 1980, p. 123-133.
- 5.76 Meyer R.A. och Kirsch M., *Detection of Insoluble Sinking Pollutants*, Control of Hazardous Material Spills: Proceedings of the 1980 National Conference on Control of Hazardous Material Spills, US Environmental Protection Agency och US Coast Guard, Louisville, Kentucky, USA, 13-15 maj 1980, p. 168-173.
- 5.77 Hiltabrand R.R. och Wogman N.A., *In Situ Detection and Analysis of Pollutants in the Marine Environment by X-Ray Fluorescence*, Control of Hazardous Material Spills: Proceedings of the 1980 National Conference on Control of

- Hazardous Material Spills, US Environmental Protection Agency och US Coast Guard, Louisville, Kentucky, USA, 13-15 maj 1980, p. 192-196.
- 5.78 Thibodeaux L.J. och Christy P.S., *The Spill of Sinker Chemicals - Laboratory Simulations*, Control of Hazardous Material Spills: Proceedings of the 1980 National Conference on Control of Hazardous Material Spills, US Environmental Protection Agency och US Coast Guard, Louisville, Kentucky, USA, 13-15 maj 1980, p. 369-374.
- 5.79 Dodge F.T., Bowles E.B., White R.E. och Flessner M.F., *Release Rates of Hazardous Chemicals from a Damaged Cargo Vessel*, Control of Hazardous Material Spills: Proceedings of the 1980 National Conference on Control of Hazardous Material Spills, US Environmental Protection Agency och US Coast Guard, Louisville, Kentucky, USA, 13-15 maj 1980, p. 381-385.
- 5.80 Robinson J.S., *Hazardous Chemical Spill Cleanup*, Noyes Data Corporation, Park Ridge, New Jersey, USA, 1979.
- 5.81 Harsh K.M., *Toxicity Modification of an Anhydrous Ammonia Spill*, Control of Hazardous Material Spills: Proceedings of the 1978 National Conference on Control of Hazardous Material Spills, US Environmental Protection Agency; US Coast Guard; Hazardous Materials Control Research Institute, Miami Beach, Florida, USA, 11-13 april 1978, p. 148-151.
- 5.82 Urban M. och Losche R., *Development and Use of a Mobile Chemical Laboratory for Hazardous Material Spill Response Activities*, Control of Hazardous Material Spills: Proceedings of the 1978 National Conference on Control of Hazardous Material Spills, US Environmental Protection Agency; US Coast Guard; Hazardous Materials Control Research Institute, Miami Beach, Florida, USA, 11-13 april 1978, p. 311-314.
- 5.83 Hand T.D. et al., *Feasibility Study of Response Techniques for Discharges of Hazardous Chemicals that Sink*, US Army Engineer Waterways Experiment Station, PO Box 631, Vicksburg, MS 39180, USA, juni 1978.
- 5.84 Hand T.D. och Ford A.W., *The Feasibility of Dredging for Bottom Recovery of Spills of Dense, Hazardous Chemicals*, Control of Hazardous Material Spills: Proceedings of the 1978 National Conference on Control of Hazardous Material Spills, US Environmental Protection Agency; US Coast Guard; Hazardous Materials Control Research Institute, Miami Beach, Florida, USA, 11-13 april 1978, p. 315-324.
- 5.85 McCracken W.E. och Schwartz S.H., *Performance Testing of Spills Control Devices on Floatable Hazardous Materials*, US Coast Guard, US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Cincinnati, OH, USA, 1977, NTIS Report PB 276581.
- 5.86 Dawson et al., *In Situ Treatment of Hazardous Material Spills in Flowing Streams*, Batelle Northwest, Richland, Washington 99352, USA, 1977, NTIS Report PB 274455.

- 5.87 Willmann J.C., Blazeovich J. och Snyder, JR., H.J. *PCB Spill in the Duwamish-Seattle, WA.*, Control of Hazardous Material Spills: Proceedings of the 1976 National Conference on Control of Hazardous Material Spills, US Environmental Protection Agency och Oil Spill Control Association of America, New Orleans, Louisiana, USA, 25-28 april 1976, p. 351-355.
- 5.88 Butragueno J.L. och Costello J.F., *Safe Stand-off Distances for Pressurized Hydrocarbons*, Control of Hazardous Material Spills: Proceedings of the 1978 National Conference on Control of Hazardous Material Spills, US Environmental Protection Agency; US Coast Guard; Hazardous Materials Control Research Institute, Miami Beach, Florida, USA, 11-13 april 1978, p. 411-416.
- 5.89 Raj P.P.K. och Reid R.C., *Fate of Liquid Ammonia Spilled onto Water*, Environmental Science & Technology Vol. 12, No. 13, dec 1978, p. 1422-1425.
- 5.90 Dawson G.W., Mercer B.W. och Parkhurst R.G., *Comparative Evaluation of in Situ Approaches to the Treatment of Flowing Streams*, Control of Hazardous Material Spills: Proceedings of the 1976 National Conference on Control of Hazardous Material Spills, US Environmental Protection Agency och Oil Spill Control Association of America, New Orleans, Louisiana, USA, 25-28 april 1976, p. 266-271.
- 5.91 Willmann J.C., Blazeovich J. och Snyder, JR., H.J. *PCB Spill in the Duwamish-Seattle, WA.*, Control of Hazardous Material Spills: Proceedings of the 1976 National Conference on Control of Hazardous Material Spills, US Environmental Protection Agency och Oil Spill Control Association of America, New Orleans, Louisiana, USA, 25-28 april 1976, p. 351-355.
- 5.92 Lafornera J.P., Polito M. och Scholz R., *Removal of Spilled Herbicide from a New Jersey Lake*, Control of Hazardous Material Spills: Proceedings of the 1976 National Conference on Control of Hazardous Material Spills, US Environmental Protection Agency och Oil Spill Control Association of America, New Orleans, Louisiana, USA, 25-28 april 1976, p.378-381.
- 5.93 Lafornera J.P., Polito M. och Harsch J., *EPA Pumps Virginia Pond to Remove Spilled Toxaphene*, Control of Hazardous Material Spills: Proceedings of the 1976 National Conference on Control of Hazardous Material Spills, US Environmental Protection Agency och Oil Spill Control Association of America, New Orleans, Louisiana, USA, 25-28 april 1976, p. 404-406.
- 5.94 Drake E. et al., *A Feasibility Study of Response Techniques for Discharges of Hazardous Chemicals that Disperse through the Water Column*, Arthur D. Little Inc., Acorn Park, Cambridge, MA 02140, USA, 1976, NTIS Report AD-A040968.
- 5.95 Bauer W.H., Borton D.N. och Bulloff J.J., *Agents, Methods and Devices for Amelioration of Discharges of Hazardous Chemicals on Water*, Rensselaer Polytechnic Institute, 110 Eighth Street, Troy, NY 12181, USA, 1975, NTIS Report AD-A024221.
- 5.96 Raj P.K., Hagopian J. och Kalelkar A.S., *Prediction of Hazards of Spills of An-*

- hydrous Ammonia on Water*, Arthur D. Little Inc., Acorn Park, Cambridge, MA 02140, USA, 1974, NTIS Report AD 779400.
- 5.97 Daniels S.L., *Product Stewardship for Chemicals Used in Water and Wastewater Treatment*, Control of Hazardous Material Spills: Proceedings of the 1974 National Conference on Control of Hazardous Material Spills, American Institute of Chemical Engineers och US Environmental Protection Agency, San Francisco, California, USA, 25-28 augusti 1974, p. 31-37.
- 5.98 Raj P.K. och Hagopian J.H., *Hazards Presented by the release of Anhydrous Ammonia on Water*, Control of Hazardous Material Spills: Proceedings of the 1974 National Conference on Control of Hazardous Material Spills, American Institute of Chemical Engineers och US Environmental Protection Agency, San Francisco, California, USA, 25-28 augusti 1974, p. 179-187.
- 5.99 Lafornera J.P. och Wilder I., *Solution of the Hazardous Material Spill Problem in the Little Menomone River*, Control of Hazardous Material Spills: Proceedings of the 1974 National Conference on Control of Hazardous Material Spills, American Institute of Chemical Engineers och US Environmental Protection Agency, San Francisco, California, USA, 25-28 augusti 1974, p. 202-207.
- 5.100 Looström B., *Fallet Viggo Hinrichsen från miljöskydds- och personskyddssynpunkt*, Anförande vid Tredje Nordiska Sammankomsten Rörande Oljebekämpning till Sjöss, Köpenhamn, 26-29 november 1973.
- 5.101 Göteborgs brandförsvär., *Fenol - en undersökning av utsläppet i Skarvikshamnen, Göteborg den 13 januari 1973*, Göteborgs brandförsvär, Dnr A 65/73, Sverige.
- 5.102 Mercer B.W., Shuckrow A.J. och Dawson G.W., *Treatment of Hazardous Material Spills with Floating Mass Transfer Media*, US Environmental Protection Agency, USA, 1973, EPA-670/2-73-078, Superintendent of Documents, US Government Printing Office, Washington D.C. 40402, USA.
- 5.103 Freestone F.J. och Zaccor J., *Design, Fabrication, and Demonstration of a Mobile Stream Diversion System for Hazardous Material Spill Containment*, Control of Hazardous Material Spills: Proceedings of the 1978 National Conference on Control of Hazardous Material Spills, US Environmental Protection Agency; US Coast Guard; Hazardous Materials Control Research Institute, Miami Beach, Florida, USA, 11-13 april 1978, p. 371-377.
- 5.104 Looström B., *Förlisningen av Cavtat och bärgningen av dess farliga last*, opublicerad artikel, Generaltullstyrelsen, Kusbevakningen, 1979.
- 5.105 Tiravanti G. och Boari G., *Potential Pollution of a Marine Environment by Lead Alkyls: The Cavtat Incident*, Environmental Science & Technology, Vol. 13 No. 7, 1979, p. 849-854.
- 5.106 Nikunen E., Leinonen R. och Kultamaa A., *Environmental Properties of Chemicals*, Research Report 91, Ministry of the Environment, Helsingfors, Finland, 1990.

- 5.107 US Environmental Protection Agency, ***Report of the EPA Hazardous Substances Task Force***, Office of Solid Waste and Emergency Response, US EPA, Washington, DC 20460, USA, April 30, 1992.
- 5.108 Lundmark T., ***Ammoniakutsläppet i Landskrona***, Brandförsvar 4/76.
- 5.109 Håkansson R., ***Ammonia Loading Line Rupture***, Conference Paper, 1976 Symposium on Safety in Ammonia Plants and Related Facilities - AIChE.
- 5.110 Ryman S., ***Olycksfall i arbete med lossning av ammoniak***, Landskrona Polisdistrikt, Rotel 2, Sverige, Promemoria 743-170/76, 1976-03-30.
- 5.111 Cleminski R., ***Inferno on the Rhine***, Reader's Digest, november 1987, p. 98-105. (Svenska upplagan: ***Natten då Rhen dog***, Det Bästa, september 1987, p. 91-97)
- 5.112 Oxford Molecular Group PLC, The Medawar Centre, Oxford Science Park, Oxford OX4 4GA, UK, Tel: +44 1865 784600, Fax: +44 1865 784601.