

FFI RAPPORT

TOKSIKOLOGISKE OG KJEMISKE EGENSKAPER AV SPRENGSTOFF OG KOMPONENTER I AMMUNISJON

VOIE Øyvind A

FFI/RAPPORT-2005/00444

**TOKSIKOLOGISKE OG KJEMISKE
EGENSKAPER AV SPRENGSTOFF OG
KOMPONENTER I AMMUNISJON**

VOIE Øyvind A

FFI/RAPPORT-2005/00444

FORSVARETS FORSKNING SINSTITUTT
Norwegian Defence Research Establishment
Postboks 25, 2027 Kjeller, Norge

P O BOX 25
 NO-2027 KJELLER, NORWAY
REPORT DOCUMENTATION PAGE

SECURITY CLASSIFICATION OF THIS PAGE
 (when data entered)

| | | | | | | | | | | | | |
|---|--|--------------------------|---------------|----------------------|---------------------|----------------------|---------------------------|---------------|-----------------------|----------------------|-----------------------|---------------------------|
| 1) PUBL/REPORT NUMBER FFI/RAPPORT-2005/00444 1a) PROJECT REFERENCE FFI-V/813/ | 2) SECURITY CLASSIFICATION UNCLASSIFIED 2a) DECLASSIFICATION/DOWNGRADING SCHEDULE - | 3) NUMBER OF PAGES 67 | | | | | | | | | | |
| 4) TITLE TOKSIKOLOGISKE OG KJEMISKE EGENSKAPER AV SPRENGSTOFF OG KOMPONENTER I AMMUNISJON TOXICOLOGICAL AND CHEMICAL PROPERITES OF EXPLOSIVED AND MUNITION COMPONENTS | | | | | | | | | | | | |
| 5) NAMES OF AUTHOR(S) IN FULL (surname first) VOIE Øyvind A | | | | | | | | | | | | |
| 6) DISTRIBUTION STATEMENT Approved for public release. Distribution unlimited. (Offentlig tilgjengelig) | | | | | | | | | | | | |
| 7) INDEXING TERMS IN ENGLISH: <table data-bbox="288 1066 730 1267" style="width: 100%;"> <tr><td>a) <u>TNT</u></td></tr> <tr><td>b) <u>Explosives</u></td></tr> <tr><td>c) <u>Munitions</u></td></tr> <tr><td>d) <u>Toxicology</u></td></tr> <tr><td>e) <u>Risk assessment</u></td></tr> </table> IN NORWEGIAN: <table data-bbox="935 1066 1377 1267" style="width: 100%;"> <tr><td>a) <u>TNT</u></td></tr> <tr><td>b) <u>Sprengstoff</u></td></tr> <tr><td>c) <u>Ammunisjon</u></td></tr> <tr><td>d) <u>Toksikologi</u></td></tr> <tr><td>e) <u>Risikovurdering</u></td></tr> </table> | | | a) <u>TNT</u> | b) <u>Explosives</u> | c) <u>Munitions</u> | d) <u>Toxicology</u> | e) <u>Risk assessment</u> | a) <u>TNT</u> | b) <u>Sprengstoff</u> | c) <u>Ammunisjon</u> | d) <u>Toksikologi</u> | e) <u>Risikovurdering</u> |
| a) <u>TNT</u> | | | | | | | | | | | | |
| b) <u>Explosives</u> | | | | | | | | | | | | |
| c) <u>Munitions</u> | | | | | | | | | | | | |
| d) <u>Toxicology</u> | | | | | | | | | | | | |
| e) <u>Risk assessment</u> | | | | | | | | | | | | |
| a) <u>TNT</u> | | | | | | | | | | | | |
| b) <u>Sprengstoff</u> | | | | | | | | | | | | |
| c) <u>Ammunisjon</u> | | | | | | | | | | | | |
| d) <u>Toksikologi</u> | | | | | | | | | | | | |
| e) <u>Risikovurdering</u> | | | | | | | | | | | | |
| THESAURUS REFERENCE: 8) ABSTRACT To investigate the environmental impact of munitions a literature study was performed to collect data on toxicity and transport of components in munitions such as TNT, RDX, HMX and TNB. Based on these data benchmark values in soil and sediment were calculated for compounds with sufficient data. | | | | | | | | | | | | |
| 9) DATE 2004-03-17 | AUTHORIZED BY This page only Jan Ivar Botnan | POSITION Director | | | | | | | | | | |

ISBN 82-464-0915-8

UNCLASSIFIED

SECURITY CLASSIFICATION OF THIS PAGE
 (when data entered)

INNHOOLD

| | Side | |
|---------|---|----|
| 1 | INNLEDNING | 9 |
| 1.1 | Komponenter i ammunisjon | 9 |
| 1.1.1 | Ammunisjonstyper | 10 |
| 1.2 | Klassifisering av kjemiske eksplosiver | 10 |
| 1.2.1 | Pyrotekniske stoffer | 12 |
| 1.2.2 | Drivladninger | 12 |
| 1.2.3 | Sprengstoff | 14 |
| 1.2.3.1 | Hovedladning og overdrager | 14 |
| 1.2.3.2 | Tennsats | 16 |
| 1.3 | Vurdering av miljøkonsekvens | 16 |
| 2 | Kilder | 17 |
| 2.1 | Øvingsområder | 17 |
| 2.2 | Produksjon, lagringsplasser og destruksjon-demolering | 18 |
| 2.3 | Deponier på land | 19 |
| 2.4 | Dumpet ammunisjon og utlekking fra land | 19 |
| 3 | Skjebne, transport og opptak | 20 |
| 3.1 | TNT | 20 |
| 3.1.1 | Nedbrytningsprodukter | 23 |
| 3.2 | RDX | 23 |
| 3.3 | HMX | 24 |
| 3.4 | TNB | 24 |
| 3.5 | Tetryl | 25 |
| 3.6 | PETN | 26 |
| 3.7 | Pikrinsyre | 26 |
| 3.8 | Nitroglyserin | 26 |
| 3.9 | Nitroguanidin (NQ) | 27 |
| 3.10 | Nitrocellulose | 27 |
| 3.11 | Difenylamin | 27 |
| 3.12 | Ftalater | 27 |
| 3.13 | Metyl- og Etyluretan | 28 |
| 3.14 | Metaller | 28 |
| 3.15 | DNT | 28 |
| 3.16 | Hydrazin | 29 |
| 3.17 | Ammonium perklorat | 29 |

| | | |
|---------|--|----|
| 4 | Toksikologi | 30 |
| 4.1 | TNT | 30 |
| 4.1.1 | Mennesker | 30 |
| 4.1.2 | Vannlevende organismer | 31 |
| 4.1.3 | Jordlevende organismer | 32 |
| 4.1.4 | Planter | 33 |
| 4.1.5 | Pattedyr og fugler | 34 |
| 4.1.6 | Toksisitet av nedbrytningsprodukter | 35 |
| 4.2 | RDX | 35 |
| 4.2.1 | Mennesker | 35 |
| 4.2.2 | Vannlevende organismer | 35 |
| 4.2.3 | Jordlevende organismer | 35 |
| 4.2.4 | Planter | 36 |
| 4.2.5 | Pattedyr og fugler | 36 |
| 4.3 | HMX | 36 |
| 4.3.1 | Mennesker | 36 |
| 4.3.2 | Vannlevende organismer | 36 |
| 4.3.3 | Jordlevende organismer | 36 |
| 4.3.4 | Planter | 37 |
| 4.3.5 | Pattedyr og fugler | 37 |
| 4.4 | TNB | 37 |
| 4.4.1 | Mennesker | 37 |
| 4.4.2 | Vannlevende organismer | 37 |
| 4.4.3 | Jordlevende organismer | 38 |
| 4.4.4 | Planter | 38 |
| 4.4.5 | Pattedyr og fugler | 38 |
| 4.5 | Andre sprengstoffer (Tetryl, PETN, Pikrinsyre, NG, NQ) | 38 |
| 4.5.1 | Mennesker | 38 |
| 4.5.2 | Vannlevende organismer | 38 |
| 4.5.3 | Jordlevende organismer | 39 |
| 4.5.4 | Planter | 39 |
| 4.5.5 | Pattedyr og fugler | 39 |
| 4.6 | Etyluretan | 39 |
| 4.6.1.1 | Mennesker | 39 |
| 4.7 | Difenylamin | 39 |
| 4.7.1 | Mennesker | 39 |
| 4.7.2 | Vannlevende organismer | 40 |
| 4.7.3 | Jordlevende organismer | 40 |
| 4.7.4 | Planter | 40 |
| 4.7.5 | Pattedyr og fugler | 40 |
| 4.8 | DNT | 40 |
| 4.8.1 | Mennesker | 40 |
| 4.8.2 | Vannlevende organismer | 40 |
| 4.8.3 | Jordlevende organismer | 41 |
| 4.8.4 | Planter | 41 |
| 4.8.5 | Pattedyr og fugler | 41 |

| | | |
|-------|--|----|
| 4.9 | Hydrazin | 41 |
| 4.9.1 | Mennesker | 41 |
| 4.9.2 | Vannlevende organismer | 42 |
| 4.9.3 | Jordlevende organismer | 42 |
| 4.9.4 | Planter | 42 |
| 4.9.5 | Pattedyr og fugler | 42 |
| 4.10 | Ammonium perklorat | 43 |
| 4.11 | Andre komponenter i drivladninger | 43 |
| 5 | Vurdering og etablering av normverdier | 44 |
| 5.1 | Normverdier i jord | 44 |
| 5.1.1 | Normverdier for beskyttelse av human helse | 44 |
| 5.1.2 | Normverdier for beskyttelse av terrestriske organismer | 45 |
| 5.2 | Normverdier for det akvatiske miljø | 47 |
| 5.2.1 | Normverdier for beskyttelse av human helse | 47 |
| 5.2.2 | Normverdier for beskyttelse av akvatiske organismer | 47 |
| 5.3 | Diskusjon | 48 |
| | Appendiks | 50 |
| A.1 | Kjemiske og fysiske egenskaper | 50 |
| | LITTERATUR | 62 |

TOKSIKOLOGISKE OG KJEMISKE EGENSKAPER AV SPRENGSTOFF OG KOMPONENTER I AMMUNISJON

1 INNLEDNING

Ammunisjon kan inneholde miljøfarlige stoffer. Stor oppmerksomhet er tidligere viet ammunisjon fra håndvåpen, hvor tungmetallene bly, kobber, sink og antimon utgjør de miljøfarlige stoffene. Forsvaret har imidlertid begrenset oversikt over miljøfarligheten av mer sammensatt ammunisjon som granater og missiler. Denne typen ammunisjon kan i tillegg til tungmetaller inneholde sprengladninger og drivstoffladninger som kan bestå av flere miljøfarlige komponenter. Med tanke på Forsvarets omfattende forbruk av denne typen ammunisjon kan det være verdifullt å undersøke miljøkonsekvensen av denne bruken. Rapporten gir en oversikt over de viktigste komponentene i ammunisjon, samt en oppsummering av disse stoffenes toksikologi og skjebne og transport i miljøet. For de stoffene som har et tilstrekkelig datagrunnlag er det beregnet normverdier for jord og sediment, det vil si konsentrasjoner av miljøfarlige stoffer i jord og sediment som ikke forventes å gi noe effekt på helse og miljø. Til denne beregningen er det benyttet forholdsvis enkle verktøy som beskrevet i Risikovurdering av forurenset grunn (SFT, 1999) og Risikovurdering av sjøforurensninger (Voie og Storstenvik, 2001). Det er lagt vekt på å påpeke kunnskapshull for på den måten å legge en føring på videre undersøkelser. Denne rapporten forsøker å oppsummere det som har vært gjort tidligere på dette feltet både nasjonalt og internasjonalt.

1.1 Komponenter i ammunisjon

Det finnes et stort antall forskjellige ammunisjonstyper som Forsvaret benytter til sine våpentyper. Dette inkluderer ammunisjon som benyttes til håndvåpen, granater til kanon, håndgranater, miner og fjernstyrte raketter. I ammunisjonen inngår mange ulike stoffer både organiske og uorganiske stoffer. For å vurdere miljøkonsekvensene av ammunisjonen er det derfor nødvendig å ha detaljert kjennskap til disse stoffene. Siden blindgjengere vil kunne bli liggende i miljøet over langt tid er det også viktig å få oversikt over hvilke stoffer som ble benyttet i eldre ammunisjon.

Det gjøres oppmerksomt på at denne rapporten kun beskriver et utvalg av de stoffer som er vanlig i ammunisjon. I utvelgelsen er det lagt vekt på de stoffene som er mest benyttet. Det kan derfor ikke utelukkes at det finnes ytterligere stoffer i ammunisjon som kan ha betydning for miljøet. Det foreligger per dags dato ikke en fullstendig oversikt over hvilke stoffer som inngår i de ulike ammunisjonstypene. Forsvaret ønsker vil fremtiden skjerpe kravene om at det skal fremkomme miljørelevant informasjon i databladene for ammunisjon.

1.1.1 Ammunisjonstyper

Begrepet ammunisjon refererer til en lang rekke med prosjektiler og våpen. Nedenfor er de viktigste typene listet opp.

- **Ammunisjon til håndvåpen:** inneholder ikke sprengstoffer, men kun tungmetaller som bly, kobber og antimon. Disse kan forurense jord og grunnvann og true helse og miljø.
- **Håndgranater:** består av tre hoveddeler: hylster med eller uten splinter, en sikringsmekanisme, og fyllmasse. Enkelte håndgranater er fylt med sprengstoffer i tillegg til andre kjemikalier avhengig av bruksområde
- **Granater:** kan skytes ut fra bombekastere eller plattformer på bakken, fartøy, kjøretøy eller fly. Granater kan være fylt med sprengstoff, rødt, eller hvitt fosfor, eller annet. Disse består av en metallbøssing, et brannrør og en stabiliserende innretning som styrefinner eller hale.
- **Miner:** distribueres på bakken eller i sjøen og er som regel fylt med sprengstoff. Miner aktiveres på forskjellig vis; ved trykk, berøring, forstyrrelse, eller i nærhet av objekter av metall.
- **Raketter og missiler:** består av en rakettmotor, et stridshode og et brannrør. Stridshodet kan være fylt med sprengstoff, hvitt fosfor og annet, mens rakettmotoren er fylt med drivstoffladning eller flytende drivstoff.
- **Bomber:** slippes fra fly og består av et metallhylster med sprengstoff, et brannrør og en stabiliserende innretning som for eksempel styrefinne.

1.2 Klassifisering av kjemiske eksplosiver

Eksplosiver som benyttes av militæret består av energetiske kjemiske forbindelser eller blandinger av kjemiske forbindelser. Et eksplosiv er definert som et kjemisk materiale som, under påvirkning av termisk eller mekanisk sjokk, dekomponerer raskt med utvikling av et stort volum varme og gass (Shreeve, 1967). Eksplosiver kan deles inn i tre klasser avhengig av bruk.: sprengstoff, drivladninger, og pyrotekniske stoff. Sprengstoff omfatter enkeltstoffer og kombinasjoner av enkeltstoffer hvor hensikten med stoffe er å lage en eksplosjon. Når det gjelder drivladninger er det viktig å skille ut rakettdrivstoff som har en kontrollert forbrenning annerledes enn den detonasjon som foregår med en patron for å drive en granat ut av en kanonmunning. Sprengstoff og drivladninger har den egenskapen at dersom de detonerer eller antennes vil de utvikle store volumer av gass over et meget kort tidsrom. Sprengstoff og drivladninger detonerer raskt, med reaksjonshastigheter på 6000- 8500 m/s, noe som danner en trykkbølge. Rakettdrivstoff har en forbrenning, noe som går senere (400 m/s) og gir et lavere trykk over tid. Sprengstoff og drivladninger som detonerer er klassifisert **1.1**, mens rakettdrivstoff er klassifisert med **1.3**. Pyrotekniske stoff produserer varme, men mindre gass enn sprengstoffer og drivladninger (Military Explosives, 1984).

Reaksjonshastigheten på dekomponering av ulike eksplosiver varierer mye og gjør at man kan klassifisere stoffene inn i tre hovedklasser (Military Explosives, 1955):

- Uorganiske forbindelser som blyazid og ammoniumnitrat.
- Organiske forbindelser, inkludert:
 - Nitratestere, slik som nitroglyserin og nitrocellulose.
 - Nitroforbindelser, slik som TNT og Eksplosiv D
 - Nitraminer, som RDX og HMX
 - Nitrosoforbindelser, som tetrasen.
 - Metalliske derivater, som kvikksølvfulminat og blystyfnat.
- Blandinger av oksiderbare materialer, slik som rakettdrivstoff, og oksiderbare stoffer som ikke eksploderer når de er separate.

De unike egenskapene ved hver klasse av sprengstoff utnyttes i ammunisjon til å lage en kjedereaksjon. Et eksempel er hvor aktivering av et tennstempel initierer en detonasjon en ladning av blyazid. Blyaziden initierer igjen detonasjon av en overdrager av tetryl. Overdrageren av tetryl setter i gang en detonasjonsbølge i en hovedladningen av TNT.

De mest benyttede nitroaromatiske (Figur 1.1) forbindelser i sprengstoff er TNT, pikrinsyre, tetryl, og 2,4-DNT. Andre nitroaromatiske forbindelser er tilstede som urenheter i andre sprengstoff, eller de er dannet som et resultat av fotokjemisk eller biologisk nedbrytning. Eksempler på disse er trinitrobensen (TNB), 1,3-dinitrobensen (DNB), 2,6-DNT, 2-amino-4,6-dinitrotoluene (2ADNT), 4-amino-2,6-dinitrotoluene (4ADNT) og andre isomerer av TNT og DNT. Tetryl benyttes fortsatt som overdrager, selv om land som USA har stanset produksjonen. Tetryl er både en nitroaromat og nitramin, hvor begge funksjonelle grupper er tilstede i molekylet. De viktigste nitraminforbindelsene (Figur 1.1) som er brukt i ammunisjon er RDX og HMX. Nitratestere inngår i drivladninger.

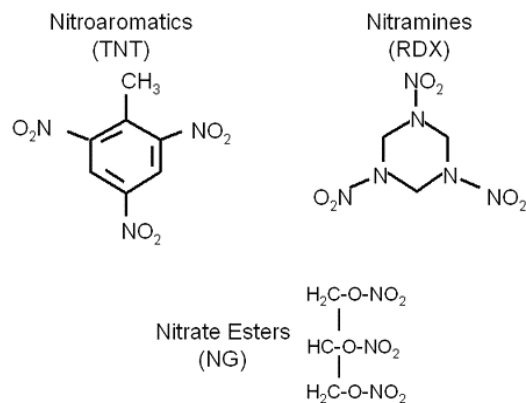


Fig. 1.1 Eksempler på organiske sprengstoffer

1.2.1 Pyrotekniske stoffer

Pyroteknikk brukes til å sende signaler, til å belyse områder av interesse, til å simulere andre våpen under trening, og i antenningsmekanismer for enkelte våpen. Pyroteknikk vil ved antenning, gjennomgå en kjemisk reaksjon hvor målet er å produsere kontrollert varme, støy, røyk, lys, eller infrarød stråling. Pyroteknikk består ofte av et bredt spekter av materialer som i kombinasjon gir de ønskede effekter. Noen av disse materialene er listet opp i Boks 1.1. (Pyrotechnic simulators, 1991) Noen pyroteknikker benyttes til å simulere våpen og er designet for å eksplodere. Blant ammunisjon med pyroteknikk inngår røykammunisjon. Et bredt spekter av røyksatser er tilgjengelig. Hvilken røyksats som benyttes avhenger av hva som er hensikten med røyken og hvilket våpen den inngår i. Mange røyksatser består av hvitt fosfor (WP). Alternativ røykammunisjon for artilleri og Bk som finnes på markedet i dag og som benyttes av NATO, er basert på rødt fosfor (RP) samt såkalt HC (heksakloretan) og sink. FFI har blant annet utviklet en ny røykhåndgranat for Forsvaret. Denne er basert på titantetraklorid (TTC) og kalk. Røykgranaten til rekylfri kanon (84mm) er også basert på TTC. Lyssatser består av et metall og en oksidator sammenbundet i en plastmatrise (Hägglund et al., 1999).

| |
|-----------------|
| Aluminum |
| Barium |
| Krom |
| Heksaklorbensen |
| Heksakloretan |
| Jern |
| Magnesium |
| Mangan |
| Titan |
| Wolfram |
| Zirkonium |
| Bor |
| Karbon |
| Silikon |
| Svovel |
| Hvitt fosfor |
| Sink |
| Klorater |
| Kromater |
| Dikromater |
| Halokarboner |
| Iodater |
| Nitrater |
| Oksider |
| Perklorater |

Boks 1.1 Stoffer som kan forekomme i pyrotekniske stoffer

1.2.2 Drivladninger

Det er to prinsipper for å drive et prosjektil mot et mål. Den første prinsippet er å initiere en eksplosjon i en kanon eller et gevær hvor trykket fra eksplosjonen driver prosjektilet ut i en ballistisk bane slikt som fra et ildrørsvåpen. Drivladning for granat er vist i Figur 1.2. Det andre prinsippet er å benytte en rakettmotor. Drivladninger i ammunisjon er sammensatt av et eller flere sprengstoffer og tilleggstoffer. Noen typer inneholder nitrocellulose. Andre sprengstoffer i drivladninger er nitroglyserin og nitroguanidin (Military Explosives, 1984). Når det gjelder rakettdrivstoff er NH_4ClO_4 bundet i en plastmatrise mest vanlig.

Det finnes mange typer drivladninger. Enkelbasekrutt inneholder nitrocellulose som dets primære eksplosive ingrediens. Noen blandinger inneholder dinitrotoluener også. Enkelbasekrutt benyttes i alle slags typer våpen fra håndvåpen til artilleri. Et dobbelbasekrutt inneholder nitroglyserin i tillegg til nitrocellulose. Disse benyttes i ammunisjon for pistoler og maskinpistoler. Trippelbasekrutt inneholder opp til 55 % av nitroguanidin i tillegg til nitrocellulose og litt nitroglyserin. Bruk av trippelbasekrutt er spesielt effektivt i store våpen,

siden bruken reduserer erosjon i løpet og munningsflamme.

FOI har undersøkt hvilke tilsetningsstoffer som forekommer i de fleste former for drivladninger for ildrørsvåpen (Lamnevik et al., 1999). I 49 oppskrifter for drivladninger forekommer aluminiumstearat, blystearat, blyoksid, tinn og bariumnitrat. I 25 oppskrifter på drivladninger forekommer ikke metaller eller organiske metallforbindelser. Innholdet av tilsetningsstoffer i drivladningene er oppsummert i Tabell 1.1.

| Tilsetningsstoff i krutt | Omtrentlig metallinnhold |
|---------------------------------|---------------------------------|
| Blyoksid | 1,9-2,8 kg Pb/tonn |
| Tinn | 2-7 kg Sn/tonn |
| Blystearat | 6,7-7,2 kg Pb/tonn |
| Aluminiumstearat | 0,8 kg Al/tonn |
| Bariumnitrat | 3,2 kg Ba/tonn |

Tabell 1.1 Tilsetningsstoffer i drivladninger og omtrentlige mengder per tonn

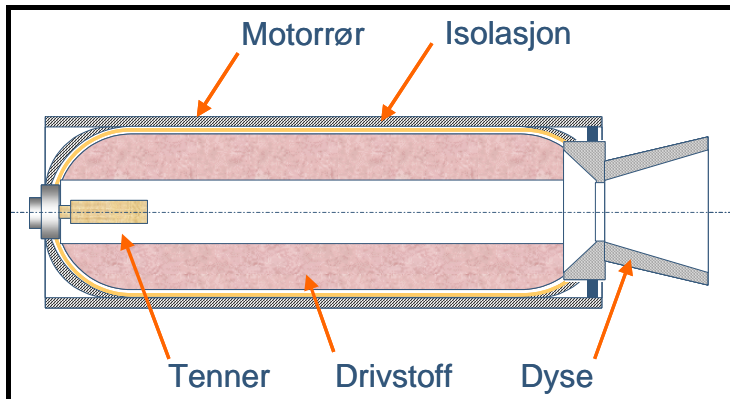
Drivladninger kan også inneholde stoffet 2,4-DNT, ftalater og difenylamin (Christopher et al., 2000). For eksempel består drivladningen til 155 mm ammunisjon av 85% nitrocellulose, 9% dinitrotoluen, 5% dibutylftalat, and 1% difenylamin. Ftalater utnyttes som mykgjørere, mens difenylamin utnyttes som stabilisator. De gjenstående stoffene i drivladninger er i hovedsak kaliumkryolitt, kromoksid, kaliumvinsten, blystearat, aluminiumstearat, sot og tinn.

Rakettdrivstoff kan være på væske- eller fast form. Det er to flytende typer – monodrivstoff, som har ett materiale, bidrivstoff som har både drivstoff og oksydasjonsmiddel. Den mest benyttede monodrivladningen er hydrazin. Bidrivladninger benyttes på større rakettssystemer og kan være dimetylhydrazin og dinitrogenetroksid. Drivstoff på fast form består av dobbelbasedrivstoff og komposittdrivstoff. En typisk sammensetning er 52 % nitrocellulose, 42 % nitroglyserin, 3% dietylftalat, 1,25% kaliumsulfat, 1% etyl centralitt, 0,2 % sot og 0,005 % voks. I modifisert dobbelbasedrivstoff har man også noe ammonium perklorat (20%). Tilsetningsstoffer i komposittdrivstoff består til dels kun av blyforbindelser eller blyforbindelser sammen med krom og kobberforbindelser eller kryolitt. Oppskriften fra 12 dobbelbasekrutt er undersøkt og resultatene er oppsummert i Tabell 1.2.

| Tilsetningsstoff i drivstoff | Omtrentlig metallinnhold |
|-------------------------------------|---------------------------------|
| Kromoksid | 6,2-7,5 kg Cr/tonn |
| Blyacetylsalicylat | 1,5-7,3 kg Pb/tonn |
| Blybetaresorcylat | 7,7 kg Pb/tonn |
| Blyresorcylat | 8,1 kg Pb/tonn |
| Blystearat | 1,3-9,6 kg Pb/tonn |
| Kobberresorcylat | 4,6 kg Cu/tonn |
| Kryolitt | Ingen eksakte tall |

Tabell 1.2 Tilsetningsstoffer i rakettdrivstoff og omtrentlige mengder per tonn

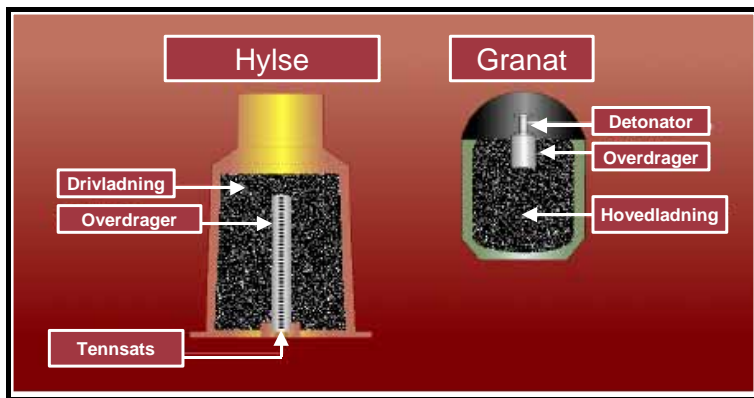
Den generelle oppbygningen av en rakettmotor er vist i Figur. 1.



Figur 1.1 Rakettmotor basert på fast stoff

1.2.3 Sprengstoff

De typiske komponentene i en patron er synliggjort i Figur 1.2. Granaten, eller stridshodet på raketter er den delen som inneholder selve hovedladningen. Hovedladningen består gjerne av flere ulike sprengstoffer som TNT og RDX. Hovedladningen initieres ofte av en overdrager som for eksempel kan bestå av RDX. Overdrageren initieres av en tennmekanisme i tuppen av prosjektilet som ofte aktiveres ved støt (Military Explosives, 1984).



Figur 1.2 Oppbygning av ammunisjon til ildrørsvåpen

1.2.3.1 Hovedladning og overdrager

Militære behov for høyeksplosiver skiller seg vesentlig fra sivile brukeres behov. Militære sprengstoff må være lite sensitive for støt og friksjon, og bør ikke detonere på grunn av ytre påvirkninger som treff av geværkuler. De skal være lite følsomme overfor uventet og uønsket stimuli, men skal gå av ved riktig impuls/stimuli. De bør ha kunne lagres over lengre tid uten å ta skade og de må kunne tåle å bli avfyrt i prosjektiler uten å detonere for tidlig. Enkelte typer må også være resistente mot vann.

TNT er det mest brukte militære sprengstoffet. Selv om det hadde vært kjent i lang tid og ble mye brukt i fargeindustrien, ble det ikke utnyttet som eksplosiv før i 1904. Det er et meget egnet sprengstoff i seg selv på grunn av dets stabilitet. Sammenliknet med andre sprengstoff er det lite sensitivt for støt, friksjon og temperatur. Den mest verdifulle egenskapen er imidlertid at det kan trygt smeltes og støpes enten alene eller i blanding med andre sprengstoff. Denne egenskapen skyldes at det er et stort spenn mellom smeltepunktet og temperaturen for dekomponering. Støpen av TNT er meget stabilt benyttes en overdrager av tetryl for å initiere detonasjon. Overdrageren plasseres i et hull boret inn i TNT. En støp av TNT kan inneholde luftbobler som påvirker effektiviteten av sprengladningen. Dersom man benytter en blanding av 40 prosent trinitroxylen (TNX) og 60 prosent TNT, vil man unngå luftboblene. Denne blandingen lar seg lett støpe og kan settes av med en mindre overdrager. Tidlig i den første verdenskrig ble det funnet at blandinger av smeltet TNT og ammoniumnitrat i granater var omtrent like effektivt som ren TNT. Disse blandingene var kjent under navnet amatol. For å konservere TNT ble det også i første verdenskrig tilsatt en nitrostivelse (Encyclopædia Britannica, 2004).

RDX står for Royal Demolition Explosive, også kalt syklonitt, heksogen, eller T4. RDX er et kraftigere eksplosiv enn TNT med relativt høy stabilitet, oppdaget av Hans Henning fra Tyskland i 1899, men ikke brukt før andre verdenskrig. RDX er relativt stabilt og lite kostbart å produsere. Rent RDX benyttes i pressladet ammunisjon. RDX benyttes også som ladning i detonatorer og fenghetter.

HMX (oktahydro-1,3,5,7-tetranitro-1,3,5,7-tetrazosin) er også kjent som oktogen. HMX har liknende kjemiske egenskaper som RDX og er også tilstede som en forurensning i RDX (10-15%). Det har tidligere vært en trend at RDX erstattes av (HMX) i nye produkter på grunn av høyere stabilitet (Heilmann et al., 1994).

TNB er klassifisert som et høyeksplosiv og har inngått som komponent i militær ammunisjon. Antakeligvis har det ikke inngått i ammunisjon her i landet. Det er et kraftigere sprengstoff enn TNT og mindre sensitivt for støt og friksjon. TNB er også et av nedbrytningsproduktene til TNT.

Tetryl er meget sensitivt og kan lett detoneres ved støt, friksjon o.a. Tetryl har vært benyttet som et booster sprengstoff for en hovedladning av andre sprengstoff hvis detonasjon er avhengig av et mer følsomt sprengstoff. Bruken har avtatt de siste årene og i USA er produksjonen stanset.

PETN er et høyeksplosiv som hører til samme kjemiske familie som nitroglyserin. PETN ble introdusert som sprengstoff etter første verdenskrig. PETN benyttes som sprengladning i en 1/1-blanding med TNT. Dette gir et eksplosiv som har større kraft enn TNT alene. Det benyttes også ublandet i detonatorer.

Pikrinsyre ble i stor grad brukt i granater i Europa fra 1880 årene til og med første verdenskrig. Ammonium pikrat (Eksplosiv D) har høy detonasjonshastighet og ble brukt under begge

verdenskrigene. Pikrinsyre benyttes lite i dag på grunn av høy følsomhet og at det finnes mer hensiktsmessige stoffer for de fleste formål.

Nitroglyserin er et mye brukt flytende sprengstoff og er hovedkomponenten i dynamitt. Nitroglyserin er meget følsom for støt og friksjon og er bare brukt sammenblandet med andre stoffer som reduserer følsomheten. Nitroglyserin er også benyttet i drivladninger og rakettdrivstoff. Nitroguanidin og nitrocellulose er også klassifisert som høyeksplosiver, men benyttes i hovedsak som komponenter i drivladninger.

Ammoniumnitrat og EDNA er sprengstoffer som benyttes i sprengladning sammen med TNT. EC-krudd er en form for modifisert nitrocellulose benyttet blant annet i granater. Nitrostivelse likner på nitrocellulose og er noen ganger benyttet som substitutt for TNT, men det er mindre eksplosivt. En oversikt over klassifiseringen av sprengstoff er vist i Tabell 1.3.

1.2.3.2 Tensats

Tensatser anvendes for å antenne krutt for utskytning og for å initiere sprengstoffer i stridsdelen av ammunisjonen. Disse kan inneholde blyazid, blystyfnat, kvikksølvfulminat, tetrasen og diazodinitrofenol (Hägglund et al., 1999).

| | | Pyroteknikk | Drivladning | Hovedladning | Overdrager | Tensats |
|------------------------|---------------------|-------------|-------------|--------------|------------|------------|
| Uorganiske sprengstoff | | Perklorater | Perklorater | | | Blyazid |
| Organiske sprengstoff | Nitratestere | | NG, NC, NQ | | | |
| | Nitroforbindelser | | DNT | TNT | Tetryl | |
| | Nitraminer | | | RDX, HMX | RDX | |
| | Nitrosoforbindelser | | | | | Tetrasen |
| Metalliske derivater | | | | | | Blystyfnat |

Tabell 1.3 Klassifisering av sprengstoffer

1.3 Vurdering av miljøkonsekvens

Et stoff bedømmes miljøfarlig ut fra dets *toksikologiske* virkninger på organismer og biologiske systemer og stoffets egenskaper som påvirker *eksponering* av organismer, slik som nedbrytning, mobilitet og bioakkumulerbarhet. Et miljøfarlig stoff har gjerne høy giftighet, er lite nedbrytbart i miljøet, og har et potensial for å akkumulere i organismer. Hensikten med denne rapporten er å utføre en miljøkonsekvensvurdering av de mest sentrale komponentene i ammunisjon. Derfor er data vedrørende stoffenes oppførsel i miljøet og giftighet en vesentlig del av denne rapporten.

2 KILDER

Det er viktig å kartlegge hvor ammunisjonen har vært brukt, lagret og deponert/demolert. Det er i denne sammenheng viktig å undersøke hvordan de ulike stoffene distribueres og spres i miljøet for å avgjøre mulig eksponering.

2.1 Øvingsområder

Sprengstoffer og relaterte stoffer er vanlige forurensninger i jord i militære øvingsområder. Dette skyldes enten lekkasje av sprengstoffer fra udetonert ammunisjon, eller fra ufullstendig detonert ammunisjon. Etter en detonasjon er det teoretiske sluttproduktet CO₂ (karbondioksid), H₂O (vanndamp), og N₂ (nitrogen). I praksis får vi sjelden en fullstendig omsetning, og sprenggassene inneholder derfor også NO_x (nitrose gasser) og CO (karbonmonoksid) som begge er giftige og helseskadelige. Stoffet funnet i militære øvingsfelt er i hovedsak 2,4,6-trinitrotoluen (TNT), RDX, og HMX. Det er funnet mindre mengder av degraderingsprodukter. Konsentrasjoner målt i øvingsområder kan variere fra deteksjonsnivåer opp til 1% (Pennington et al., 1995). Ved detonasjon av ulike ammunisjonstyper ble det funnet at opp til 6 prosent av den opprinnelige mengden med sprengstoff ikke detonerer. Imidlertid viste de fleste resultatene at restmengden lå under en promille (Hewitt et al., 2003). Det er flere utfordringer i forbindelse med påvisning og bestemmelse av kjemiske rester forbundet med bruk av ammunisjon i aktive øvingsfelt. Øvingsfeltets store utstrekning i tillegg til lite farbart terreng kan gjøre det vanskelig å få et representativt utvalg av prøver. Små trær og busker hindrer bevegelse og oversikt og gress, mose og andre typer vegetasjon hindrer tradisjonell prøvetaking og bidrar til organisk materiale i prøvene. Ved detonasjon av ammunisjon vil restmengdene spres over et større område i partikkelform, noe som bidrar til en heterogen fordeling av sprengstoff i et øvingsområde. I tillegg til sprengladningen i ammunisjon er det også påvist at drivladningen kan utgjøre en kilde for miljøfarlige stoffer ettersom den inneholder stoffer som 2,4-DNT (Christopher et al., 2000). Tilsvarende forurensningssituasjon som man har i militære øvingsfelt vil også forekomme i minelagte krigsområder, hvor utlekking fra udetonerte miner og ufullstendig detonert sprengstoff vil kontaminere jord og vann i området. Konsentrasjoner av sprengstoff er målt i jord, vann og sediment i USA. De høyest målte verdiene er vist i Tabell 2.3.

| Stoff | Grunnvann (µg/l) | Overflatevann (µg/l) | Sediment (mg/kg) | Jord (mg/kg) |
|---------------------------|---------------------|-------------------------|---------------------|-----------------|
| TNT | 21960 | 3375 | 711000 | 87000 |
| 1,3,5-trinitrobenzen | 7720 | 97 | 5,1 | 67000 |
| 1,3-dinitrobenzen | 704 | 6,6 | 0,59 | 45,2 |
| 3,5-dinitroanilin | Ikke data | Ikke data | Ikke data | 0,67 |
| 2-amino-4,6-dinitrotoluen | Ikke data | Ikke data | 0,07 | 37 |
| RDX | 36000 | 224 | 43000 | 74000 |
| HMX | 4200 | 67 | 1,27 | 5700 |
| Tetryl | 235 | 132 | 1,3 | 84400 |

Tabell 2.3 Maksimumkonsentrasjoner av nitroaromatiske forbindelser funnet innenfor militære installasjoner (Talmage et al., 1999). Ingen data fra norske skytefelt

I områder med høye konsentrasjoner av sprengstoffer i grunnen (i størrelsesorden g/kg) slik som i produksjonsområder, er det registrert tap av vegetasjon og redusert jordkvalitet. I øvelsesområder hvor konsentrasjonen er typisk i størrelsesorden mg/kg er de økologiske effektene ikke like åpenbare (Renoux et al., 2001). Enkelte stoffer i ammunisjon kan brytes ned til en serie av stoffer med andre fysiske, kjemiske og toksiske egenskaper. Derfor er det viktig å ha kjennskap til stoffenes metabolisme og abiotiske og biologiske nedbrytning.

Det foreligger foreløpig ingen analyseresultater fra norske militære øvingsfelt. Det er også vanskelig å anslå Forsvarets tilførsler av sprengstoff til miljøet. Problemet ligger i at selv om det finnes en oversikt over hvor mye ammunisjon som årlig blir tatt ut, vet man ikke hvor mye av dette som faktisk forbrukes. Dessuten er prosentandel blindgjengere ikke beregnet for de ulike ammunisjonstypene. Dette vil være nyttig informasjon å samle inn for ettertiden for en vurdering av Forsvarets totale miljøpåvirkning.

2.2 Produksjon, lagringsplasser og destruksjon-demolering

Forurensninger i forbindelse med eksplosiver har også vært forbundet med utslipp fra produksjon, montering og pakking av eksplosiver i ammunisjonsenheter. Forsvaret har pr. i dag ingen egen produksjon av ammunisjon, men i forbindelse med minelegging foregår det en aktivitet med utsmelting av gammel sprengladning og støping av ny i miner. Forsvaret forbruker også noe sprengstoff i forbindelse med detonasjon og destruksjon av ubrukt ammunisjon, blindgjengere og udetonert ammunisjon fra andre verdenskrig. Det er ikke gjort målinger av sprengstoffer i slike områder. Det stilles strenge krav til Forsvarets lagringsplasser for sprengstoff, som ofte er lokalisert dypt inne i fjell eller i bygninger av betong hvor utlekking og forurensning ikke utgjør noe miljøproblem. Det er funnet TNT i jord fra en kum i nærheten av torpedo og mineammunisjonsstøperiet på Mellomøya, Horten. Det ble målt opp til 145000 mg/kg i denne jorden (Eggen og Stuanes, 2001). Det er ikke kjent at slik aktivitet har pågått andre steder. Demolering av ammunisjon kan foregå i øvingsfeltet dersom man for eksempel har

hatt en blindgjenger. Demoleringen utføres ved at man avfyrrer en ladning TNT slik at blindgjengeren sprenges. Denne typen sprengning kan medføre spredning av små TNT-partikler som ikke fordampes i prosessen. Foruten dette innleveres all ammunisjon til destruksjonsanlegget i Lærdal.

2.3 Deponier på land

Tidligere har Forsvaret kvittet seg med gammel ammunisjon ved å deponere det i enkelte nedlagte gruver. Avrenning fra slike gruver bør derfor overvåkes med hensyn til mulig innhold av tungmetaller og sprengstoff. Normalt er det ingen miljøkonsekvenser i forbindelse med slike deponier. En miljørisikovurdering av en gruvesjakt i Sverige, hvor den svenske Forsvarsmakten tidligere har dumpet 900 tonn ammunisjon viste at transport av sprengstoffer hovedsakelig vil skje internt i gruvesjakten. Alle vannprøver fra gruvene hadde drikkevannskvalitet (Liljedahl og Qvafort, 1998).

2.4 Dumpet ammunisjon og utlekking fra land

De fleste forurensinger i forbindelse med eksplosiver forekommer i terrestriske systemer. En viss vannløselighet (6-130 mg/l) kombinert med lav affinitet for jord (TNT, $K_{oc} = 525$) kan imidlertid føre til en migrering av disse forurensningene til akvatiske systemer. I sedimenter i kystområder i USA er det funnet forhøyede konsentrasjoner av eksplosiver og derivater av disse. Konsentrasjoner av 2,4-DNT, tetryl og pikrinsyre ble funnet i henholdsvis størrelsesorden 11-110, 6,9-30 og 630-3500 $\mu\text{g}/\text{kg}$ sediment (Nipper et al., 2002). Slik overvåking har ikke forekommet i stor utstrekning og det finnes ikke resultater som indikerer forhøyede verdier av eksplosiver i akvatiske miljøer. Enkelte målinger har vært utført i områder hvor man har en mistanke om forurensning. I Mjøsa hvor Forsvaret og Raufoss ASA har dumpet ammunisjon ble det imidlertid ikke funnet spor av eksplosiver (DNV, 2001). Sprengstoffene ligger hovedsakelig innkapslet i granater med stålbøssing. Det vil sannsynligvis ta om lag 500 år før man kan forvente at bøssingen er gjennomkorrodert og at sprengstoff lekker ut. Konsekvensene av en slik fremtidig utlekking er vanskelig å forutsi. Sedimentering i området vil med stor sannsynlighet føre til at eksplosivene innen den tid er begravd i dypere lag av sedimentene hvor de ikke utgjør noen miljørisiko. En annen mulighet er at eksplosivene innen den tid vil være nedbrutt (DNV, 2001). En eventuell utlekking vil ikke være simultan og vil skje over lengre tid noe som vil forhindre høye akutte konsentrasjoner. En miljørisikovurdering utført på dumpet ammunisjon i svenske innsjøer konkluderer imidlertid med at dersom ammunisjonen ligger i grunne innsjøer med lav sedimentasjonshastighet kan det være en viss risiko for spredning av miljøgifter (Sjøstrøm et al., 1999).

Det finnes en betydelig mengde med dumpet ammunisjon langs norskekysten. Sjøforsvaret detonerer ca 100 miner, torpedoer og granater årlig. Mye av dette er gamle miner og udetonerte torpedoer og granater fra krigens dager. Hvor disse befinner seg langs kysten finnes det ikke

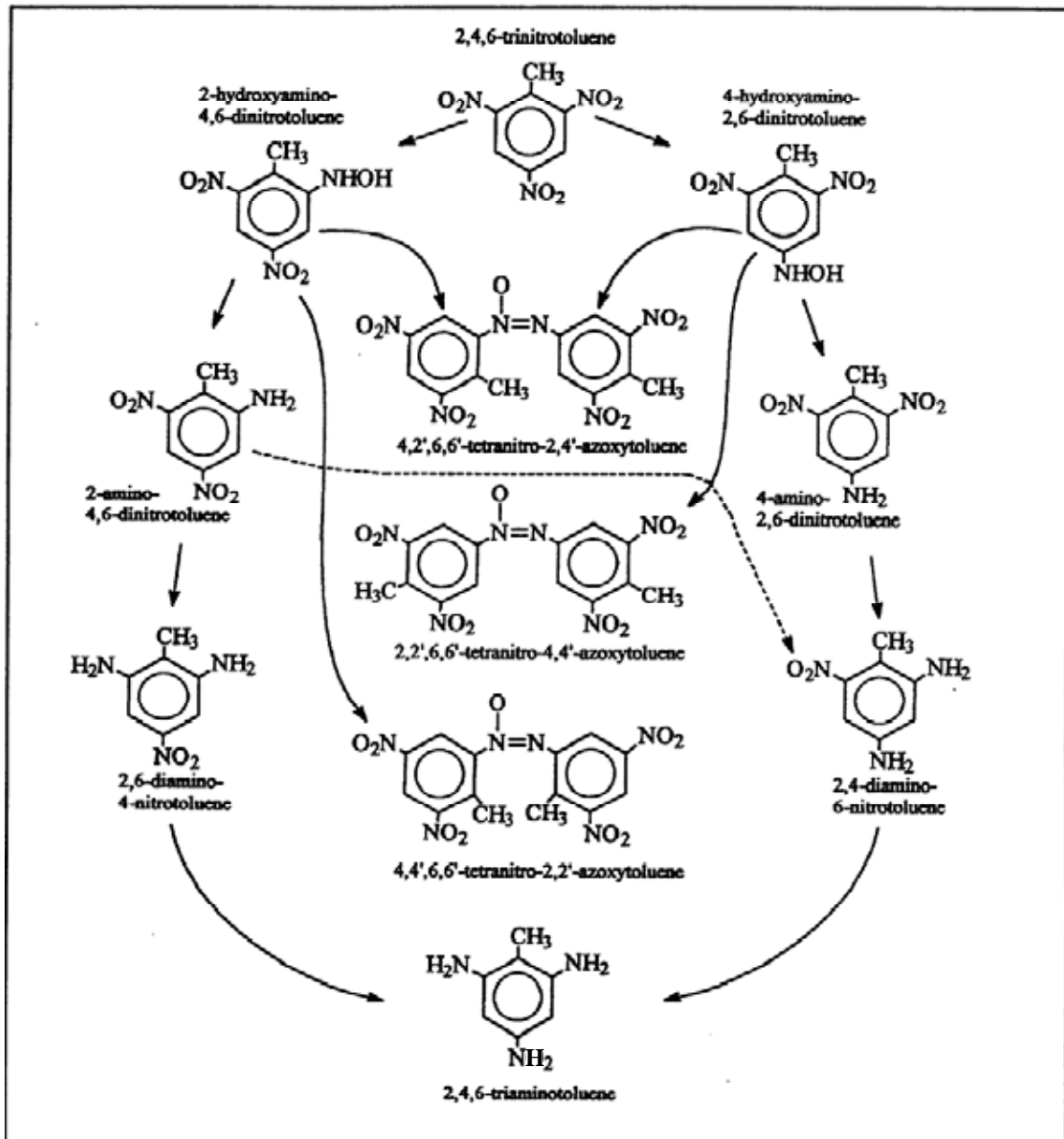
noen samlet opplysning om, men sjøkart inneholder informasjon om enkelte lokaliteter. I Sverige finnes det opplysninger om at om lag 6500 tonn ammunisjon har blitt dumpet i sjøer og havområder over hele Sverige. Av disse er 2000 tonn beregnet å være organiske stoffer (FOA, 1999). Sannsynligvis er det også dumpet betydelige mengder ammunisjon i norske innsjøer.

3 SKJEBNE, TRANSPORT OG OPPTAK

I tilfeller hvor grunnen er forurenset av farlige stoffer kan mennesker eksponeres gjennom oralt inntak av jord, inhalasjon, hudkontakt, inntak av spiselige planter dyrket på stedet, inntak av drikkevann og inntak av fisk i nærliggende resipienter. Hvilke eksponeringsveier som faktisk er aktuelle eller er viktigere enn andre vil avhenge av mange faktorer. Av disse kan nevnes stoffenes kjemiske og fysiske egenskaper, samt de lokale kjemiske, geologiske, hydrologiske og biologiske forhold. Typer av menneskelig adferd, hyppighet og varighet av opphold er nok den viktigste faktoren. Her er det vanskelig å lage regler ettersom menneskelig adferd er uforutsigbar. For å praktisere "føre var" prinsippet må man vurdere ut fra en "worst case" situasjon.

3.1 TNT

TNT har lavt damptrykk ($1,99 \times 10^{-4}$ mm Hg ved 20 °C) noe som indikerer et lavt fordampningspotensial til luft (HSDB 1995a). Nitroaromater assosiert med produksjon av ammunisjon har ikke blitt påvist i luftmålinger (Howard, 1976). TNT degraderes sakte under normale miljøforhold i grunnen, noe som fører til lang oppholdstid og gjør at stoffene akkumuleres til høye konsentrasjoner (Pennington og Brannon, 2002). De største massene av ufullstendig detonert TNT blir funnet i partikler større enn 0,1 millimeter (Hewitt et al., 2003). Undersøkelser i et tidligere øvingsfelt viste imidlertid at over 96,4 % av eksplosivene forekom i partikler på over 3 millimeter i diameter (Radtke et al., 2002). Sprengstoffer vil forekomme som fast stoff ved temperaturer i øvingsfelt. De blir imidlertid utsatt for degradering ved oppløsning, fotodegradering og biologisk nedbrytning. Biologisk nedbrytning av TNT er godt studert og resultatene viser at gjennom mikrobiell aktivitet brytes TNT ned til et stort antall stoffer. Nedbrytningen kan både skje i aerobt og anaerobt miljø. I anaerobt miljø kan TNT reduseres via 4-amino-2,6-dinitrotoluen (4-ADNT) og 2-amino-4,6-dinitrotoluen (2-ADNT) til diaminotoluen (DANT). Diaminotoluen kan omdannes til triaminotoluen (TAT) (Figur 4.1). Fotodekomponering av TNT gir trinitrobensen (TNB), dinitroantranil, trinitrobensaldehyd, and trinitrobensonitril, inkludert nitroaminer og azoksydimerer (Mariussen et al., 1997). Det er mulig at det er azoksydimerene som gir TNT forurenset jord den karakteristiske rødfargen.



Figur 3.1 Biodegradering av TNT

Kombinasjonen av denne spredningen, deres fysiske størrelse, og variablene forbundet med degradering gjør at disse stoffene får en meget heterogen fordeling i miljøet (Jenkins et al., 1997a; Radtke et al., 2002). Den heterogene fordelingen av sprengstoffer utgjør sprengstoffer bundet reversibelt til jord, mikrokrySTALLINSK kontaminering og diskrete partikler (Radtke et al., 2002). Partikler av sprengstoff i grunnen vil gradvis eroderes og kan direkte løses i overflatevann og grunnvann. Ulikt mange andre organiske forurensninger har TNT relativt liten affinitet til jordpartikler og skulle i utgangspunktet ha et potensial for raskt å migrere til grunnvann og overflatevann. En begrensende faktor er imidlertid en lav diffusjon av TNT i porevann (Valsaraj et al., 1998). Ved forekomst av leire kan TNT adsorberes til leirepartikler. Derfor vil risikoen for spredning være størst når det er lite leire og høyt sand/siltinnhold.

TNT i vann vil primært degraderes ved fotolyse. Halveringstiden vil variere mest i forhold til partikkelstørrelse, men varierer også ut i fra lysforhold. Ettersom partikkelstørrelsen ikke er inkludert i de laboratorieforsøkene som ser på nedbrytning av TNT gjør det vanskelig å angi halveringstid. Men det er grunn til å tro både på bakgrunn av laboratorieforsk og ved observasjoner i felt at TNT er meget persistent under Norske forhold. De primære nedbrytningsproduktene til TNT i vann er 1,3,5-trinitrobenzenen, 4,6-dinitroantranil, 2,4,6-trinitrobenzaldehyd, 2,4,6-trinitrobenzonitril, og 2,4,6-trinitrobenzosyre (Talmage et al., 1999). På dypere vann hvor lys er mer begrenset vil TNT ha liten nedbrytbarhet (flere år). Dumpet TNT ligger som oftest dypere enn 10 meter noe som gjør at fotolyse er meget begrenset. TNT er ellers stabilt i sjøvann og hydrolyseres i liten grad. Vannløseligheten er 130 mg/l ved 20 grader. TNT adsorberes i mindre grad til sediment og har en fordelingskoeffisient ($K_{psediment}$) på 5,5 til 22,2 avhengig av organisk innhold. Organisk karbon-vann fordelingskoeffisienten (K_{oc}) for TNT er målt til 1600. Mange akvatiske mikroorganismer kan bryte ned TNT, men nedbrytningen er forventet å skje senere i akvatiske systemer enn i terrestriske hvor TNT i større grad er eksponert for oksygen (HSDB, 2004)

Mer enn 50 % av TNT som inntas oralt absorberes i tarmen. Metabolismen av TNT er relativt rask, hvor mesteparten av den inntatte mengden skilles ut i løpet av 24 timer. Halveringstiden til ulike sprengstoffer er oppsummert i Tabell 3.1. Fordeling til annet kroppsvev er mindre enn 1 %. TNT metaboliseres til blant annet dinitroaminotoluen, diaminotoluen, hydroxyaminodinitrotoluen, i tillegg til glukuronid-konjugerte metabolitter. Den raske metabolismen av TNT indikerer at bioakkumuleringen er begrenset hos dyr. Da mesteparten av TNT i forurenset grunn vil være på partikkelform kan dette øke sannsynligheten for at spesielt barn kan bli eksponert for forholdsvis rene former av sprengstoff ved oralt inntak. TNT tas lett opp gjennom huden (Woolen et al., 1986). Dette gjelder også TNT bundet til jord (Reifenrath et al., 2002). Det er derfor en eksponeringsrisiko i forbindelse med hudkontakt (Bucks et al., 1991). TNT kan mobiliseres fra forurenset grunn til resipienter og grunnvann. Dermed vil inntak av vann i nærheten av grunn forurenset med TNT utgjøre en mulig eksponeringsvei. Forsøk med fisk har vist at bioakkumuleringsfaktoren for akvatiske organismer er relativt lav sammenliknet med andre miljøgifter ($BCF < 300$). I følge Statens forurensningstilsyn kriterier for uønskede egenskaper regnes kun stoffer med $BCF > 500$ for akvatiske organismer som bioakkumulerende (SFT, 2002). Dermed forventes det ikke at inntak fisk er en aktuell eksponeringsvei for TNT. TNT kan entre næringskjeden ved opptak i planter. I den sammenheng er det målt en konsentrasjonsfaktor på 10 mellom jord og planter (tørrvekt) (Pennington og Brannon, 2002). En BCF på 10 for planter er relativt høyt sammenliknet med andre miljøgifter. Opptaket i planter begrenses av lav diffusjon i porevann i jord og enkelte planter tar opp mindre enn andre (Sung et al., 2001). TNT har spesielt lett for å akkumulere i plantenes røtter. Inntak av grønnsaker som er dyrket på TNT forurenset grunn kan dermed utgjøre en eksponeringsvei. Ettersom TNT i liten grad fordampes fra jord til luft regnes inhalasjon som en mindre aktuell eksponeringsvei.

| Forbindelse | Art | Halveringstid (timer) | Referanse |
|-------------|--------------|-----------------------|-----------------------------|
| TNT | Menneske | 4-7 | Rosenblatt, 1991 |
| RDX | Menneske | 24-30 | Rosenblatt, 1991 |
| PETN | Menneske | 4-5 | Weber <i>et al.</i> , 1995 |
| Pikrinsyre | Regnbueørret | 12-13 | Cooper <i>et al.</i> , 1984 |

Tabell 3.1 Halveringstider av ulike sprengstoffer i mennesker og regnbueørret

For større pattedyr og fugler er det hovedsakelig inntak av planter og inntak av overflatevann, men også oralt inntak av TNT-partikler liggende på bakken eller i pytter og bekker, som vil utgjøre de viktigste eksponeringsveiene ved grunnforurensning av TNT. Jordlevende dyr som meitemark vil kunne bli eksponert gjennom hudopptak fra porevann, og gjennom matinntaket. Meitemark er en viktig organisme i kraft av dens nøkkelrolle som nedbryter av organisk materiale. Den begrensede løselighet i vann gjør at eksponeringen fra et deponi til omgivelsene blir langvarig. Deponiets påvirkning på miljøet blir dermed kronisk og skader kan oppstå. I akvatiske miljøer kan organismer bli eksponert gjennom direkte opptak fra vann, eventuelt porevann dersom det er snakk om sedimentlevende organismer. Opptak fra mat i akvatiske miljøer vil være begrenset på grunn av en lav bioakkumuleringsfaktor. Etersom sprengstoff løses i vann vil opptak i planter skje gjennom røtter fra porevann i jord. Der hvor sprengstoffet er transportert med overflatevann kan planter bli eksponert. Mikroorganismer vil også bli påvirket gjennom porevann. Mikroorganismer har i likhet med meitemark en nøkkelrolle som nedbrytere.

3.1.1 Nedbrytningsprodukter

Når det gjelder de ulike nedbrytningsproduktene til TNT er oversikten over forekomst i forurensede områder mer begrenset. Ut fra tallene i Tabell 2.1, hvor det blant annet er gjort målinger av 2-amino-4,6-dinitrotoluen, kan det tyde på at nedbrytningsmetabolittene er tilstede i langt mindre konsentrasjon enn utgangsstoffet. Ut fra et risikovurderingsperspektiv vil det da kun være interessant å forfølge nedbrytningsproduktene dersom disse har en langt høyere toksisitet enn utgangsstoffet. Dersom det motsatte er tilfelle vil en risikovurdering av TNT være tilstrekkelig ettersom de tiltak man eventuelt må gjøre i forbindelse med TNT også vil være tilstrekkelig til å senke konsentrasjonen av nedbrytningsproduktene til et akseptabelt nivå.

3.2 RDX

Et lavt damptrykk på $2,0 \times 10^{-9}$ mm Hg ved 20 grader, indikerer at fordampning til luft er lite sannsynlig. RDX adsorberes i mindre grad enn TNT til leirpartikler og migrerer raskere til grunnvann (Pennington og Brannon, 2002). RDX virker mer resistent i grunnvannsystemer enn TNT. RDX adsorberes i enda mindre grad til sediment enn TNT med fordelingskoeffisienter på 0,8 – 4,15, men er likevel funnet i sediment i konsentrasjoner på 400 – 120000 mg/kg med

konsentrasjoner på 5,6-28,9 mg/l i den respektive vannsøylen (Spangord et al., 1983). Den høye konsentrasjonen av RDX i sedimenter skyldes RDX i partikkelform. Fordelingskoeffisienten til organisk karbon K_{oc} er blitt målt til henholdsvis 130 (HSDB, 2004).

RDX brytes ned av mikroorganismer, men kan gi hydrazin og metylhydrazin som nedbrytningsprodukter, noe som igjen kan hemme aktiviteten av mikroorganismer. Nedbrytningen av RDX er karakterisert av en reduksjon av nitrogruppene til nitrosoforbindelsene. Disse kan igjen bli redusert til ustabile hydroksylaminoforbindelser fulgt av en øyeblikkelig kløving av ringen. Resultatet av disse er blant annet metanol, formaldehyd, hydrazin og dimetylhydrazin (Mc Gormick et al., 1981). Anaerob nedbrytning ser ut til å avhenge av ekstra tilgjengelige næringsstoffer for mikroorganismene. Aerob bionedbrytning er ikke observert (Rosenblatt, 1990). Fotolyse kan spille en rolle for nedbrytning av RDX. Identifiserte nedbrytningsprodukter etter bestråling er nitrat, nitritt, formaldehyd, ammonium, nitrogen, karbondioksyd og flere uidentifiserte organiske forbindelser (Yinon, 1990; Harvey et al., 1991).

RDX tas langsomt opp i tarmen og metaboliseres i leveren. Det er ikke observert at RDX akkumulerer i noe særskilt kroppsvev. RDX tas ikke opp gjennom huden (Talmage et al., 1999). Inhalasjon er ikke en aktuell eksponeringsvei. RDX akkumuleres i spiselige deler av planten (Pennington og Brannon, 2002). Observert $BCF_{planter}$ for RDX er opp til 20 (Pennington og Brannon, 2002)). Inntak av grønnsaker og spiselige planter bør derfor unngås dersom disse er dyrket i et område kontaminert med sprengstoff. RDX mobiliseres lett til overflatevann og grunnvann, noe som kan utgjøre en eksponeringsvei dersom dette utnyttes til drikkevann.

3.3 HMX

Et lavt damptrykk på $3,33 \times 10^{-14}$ mm Hg ved 25°C indikerer at fordampning til luft er lite sannsynlig. Det er imidlertid kjent at HMX kan frigjøres til luft bundet til partikler (Talmage et al., 1999). På tross av lav vannløselighet for HMX har det et potensial til å migrere til grunnvann. Dette skyldes at stoffet i liten grad bindes til jordpartikler. HMX forventes å akkumulere i den øvre del av jordsøylen. Det er foreslått at HMX følger den samme reduktive nedbrytningsveien som RDX (Kitts et al., 1994). Fordelingskoeffisienten til organisk karbon K_{oc} er blitt målt til 670.

Maksimalt 5 % tas opp i blodet fra tarmen. Det er ikke observert at HMX akkumulerer i noe særskilt kroppsvev. Ved produksjonsutslipp kan man i teorien oppnå små luftkonsentrasjoner av HMX, men ved forurenset grunn og vann er ikke inhalasjon en aktuell eksponeringsvei.

3.4 TNB

TNB er en nitroaromatisk forbindelse som dannes ved oksidasjon av 2,4,6-trinitrotoluen. TNB

er et klasse A eksplosiv som er mindre sensitiv ved anslag, men har kraftigere sprengkraft enn TNT. TNB brukes primært i eksplosiver og har begrenset bruk i vulkaniseringen av gummi. Forsvaret benytter ikke TNB som sprengstoff og TNB kontaminering er derfor et resultat av fotodegradering av TNT. TNB har blitt funnet i overflatevann, grunnvann, og i jord i nærheten av militære installasjoner. Også avløpsvann fra TNT-fabrikk inneholder TNB som blir dannet ved nitreringen i syntesen av TNT. Mekanismen for dannelsen av TNB fra TNT ved fotolyse er ikke kjent, men man går ut i fra at TNB dannes fra dekarboksyleringen av 2,4,6-trinitrobenzalehyd som er et vanlig fotolyseprodukt. TNB blir også funnet i akvatiske systemer hvor det er et biprodukt av biotransformasjon og fotolyse av TNT.

Et damptrykk på $3,2 \times 10^{-6}$ mm Hg ved 25°C indikerer at 1,3,5-TNB kan eksistere delvis i dampfase og delvis i partikulær fase når det ligger eksponert for luft. Basert på TNBs Henrys konstant er det imidlertid lite sannsynlig at det frigjøres store mengder TNB fra forurenset grunn eller vann. I forurenset grunn eller sediment vil meget lite være bundet til partikler og mesteparten (> 99 %) vil befinne seg i vannfasen. Dermed vil TNB også ha en høy mobilitet i jord og kan lett lekke ut i resipienter og grunnvann. TNB kan brytes ned av mikroorganismer i jord og vann og vil også kunne brytes ned ved fotolyse i overflatevann.

Opptaksveiene beskrevet for TNT vil i stor grad også gjelde for 1,3,5-TNB. Oktanol-vann koeffisienten for 1,3,5-TNB indikerer et lavt potensiale for bioakkumulering. En eksperimentell verdi for guppy på 74,13 (Deneer et al., 1987) indikerer at bioakkumulering i akvatiske organismer ikke er noen viktig prosess og at inntak av 1,3,5-TNB gjennom fiskekonsum ikke er noen aktuell eksponeringsvei.

3.5 Tetryl

Basert på et damptrykk på 4×10^{-10} mm Hg (Army 1987d), er det usannsynlig at tetryl kan distribueres fra kontaminerte områder til luft. Eventuelle rester vil kunne spres med luft. Det er mulig at tetryl kan forekomme i luft som partikulært materiale under særskilte forhold (som etter detonasjon eller forbrenning), selv om det ikke finnes data om dette. Tetryl er noe løselig i vann (75 mg/l i 20 °C ferskvann og 26 mg/l i 25 °C saltvann) (Army 1987d; Hoffsommer and Rosen 1973). En Henrys lov konstant på $2,0 \times 10^{-12}$ atm-m³/mol (Army 1987d), indikerer at tetryl er lite flyktig (Lyman et al. 1982).

Mobiliteten til tetryl i jord kan bestemmes ut fra dets Koc-verdi. En Koc verdi på 406 har blitt kalkulert basert på en vannløselighet på 75 mg/l. Imidlertid er det ved målinger vist at den faktiske verdi ligger på mellom 1000 og 3000. Dermed vil forurenset grunn med høyt innhold av organisk materiale lekke mindre tetryl. I jord kan tetryl hydrolyseres raskt, noe som også kan forhindre tetryl i å nå grunnvannet. I vann er også hydrolyse den viktigste nedbrytningsmekanismen. En viktig metabolitt ved nedbrytning av tetryl er pikrinsyre.

Opptaksveiene beskrevet for TNT vil også i stor grad gjelde for tetryl. En predikert oktanol-vann koeffisient på 2,4 og predikert BCF verdier på 15 og 54 indikerer lavt potensial for bioakkumulering. Selv om tetryl kan tas opp i planter blir det raskt omdannet til polare metabolitter.

3.6 PETN

Pentyl er ikke vannløselig og vil sannsynlig bli liggende i det område det ble deponert. Pentyl bindes i liten grad til organisk materiale i jord. Nedbrytningstiden i jord er relativt rask. Basert på den lave vannløseligheten til PETN er det mange veier for eksponering som kan utelukkes. Basert på den lave oktanol-vann koeffisienten er det ikke forventet at PETN bioakkumuleres i akvatiske organismer (estimert BCF = 14). Metaboliseringen er rask i mennesker. Oralt inntak av jord fra forurenset grunn og hudkontakt er de viktigste eksponeringsveiene.

3.7 Pikrinsyre

Pikrinsyre har en viss løselighet i vann. Det er derfor sannsynlig at det kan forekomme en transport av pikrinsyre fra jord til grunnvann. Ved mikrobiell nedbrytning av pikrinsyre dannes først 2,4-dinitrofenol som i sin tur brytes ned til 4,6-dinitrohexansyre.

Opptaksveiene beskrevet for TNT vil også i stor grad gjelde for pikrinsyre. Pikrinsyre har på grunn av sin lave oktanol-vann koeffisient meget lite potensial for bioakkumulering (estimert BCF = 2,1). Cooper et al. (1984) regner med en BCF-verdi fra 1-9. Nedbrytningsproduktet 2,4-dinitrofenol har blitt funnet i sedimentene på bunnen av Mjøsa. BCF for 2,4-dinitrofenol er 3,9 noe som tyder på liten grad av bioakkumulering.

3.8 Nitroglyserin

Vannløseligheten for nitroglyserin er 1,5 g/l ved 20 °C. På grunn av vannløseligheten antas det at nitroglyserin kan transporteres og spres med vann. I jord er likevel bindingen til organisk materiale så sterk at mobiliteten anses som svært lav. Transport fra jord til grunnvann og transport med overflatevann til omliggende områder er lite sannsynlig. Nitroglyserin brytes relativt raskt ned av mikroorganismer til glyseroldinitrat og glyserolmononitrat og endelig til glyserol. I jord uten mikrobiell aktivitet er nitroglyserin mer persistent. I vann er nitroglyserin mer persistent, men brytes like fullt ned av mikroorganismer.

På grunn av nitroglyserins lave mobilitet i jord vil eksponering av mennesker i hovedsak være oralt inntak av jord og hudkontakt. Rask nedbrytning forutsetter imidlertid at forurensningen

fornyes.

3.9 Nitroguanidin (NQ)

NQ bindes i begrenset grad til jordpartikler. Den høye vannløseligheten indikerer at NQ i hovedsak vil befinne seg i vannfasen. En Henrys konstant på $7,0 \times 10^{-6}$ indikerer også en viss fordampning av NQ fra vannfasen til luft. NQ spres raskt gjennom grunnprofilen. NQ brytes ned relativt raskt mikrobielt og ved fotolyse.

Eksposering for NQ kan skje gjennom inntak av drikkevann, ved oralt inntak og hudkontakt. En estimert bioakkumuleringsfaktor på 3 indikerer at NQ ikke akkumuleres i organismer.

3.10 Nitrocellulose

Vannløseligheten til nitrocellulose er meget lav og vil forekomme som partikler i akvatiske miljø. På grunn av lav vannløselighet kan heller ikke nitrocellulose infiltreres i porevannet og transporteres til dypere jordlag. Som partikulært materiale vil nitrocellulose sedimentere i rolige vann. Den kjemiske og biologiske nedbrytningen til nitrocellulose er lav og fører til lang oppholdstid i miljøet. Nitrocellulose er lite toksisk, men kan i større mengder forstyrre respirasjon ved at det fester seg på gjeller og ved en fysisk forstyrrelse av levemiljøet (Berglund og Liljedahl, 1998).

3.11 Difenylamin

I krutt som inneholder nitroglyserin inngår ofte difenylamin som en stabilisator. Difenylamin er begrenset løselig i vann, men løseligheten er likevel tilstrekkelig for at den ved utslipp kan spres til omkringliggende områder og grunnvannspeilet. Difenylamins adsorpsjon til jord er relativt høy, noe som begrenser mobiliteten. Difenylamin kan hydrolyseres i surt miljø. En estimert biokonsentrasjonsfaktor på 98 tilsier at potensialet for å akkumulere i organismer er lavt. Dermed kan mennesker eksponeres for difenylamin gjennom oralt inntak av jord, inhalasjon og gjennom inntak av drikkevann.

3.12 Ftalater

I krutt inngår ofte ftalater som mykningsmiddel hvor de viktigste er dibutylftalat (DBP) og dietylftalat (DEP). DBP er innbefattet i Obslisten. Stoffene er forholdsvis lett nedbrytbare i vann i aerobt miljø, men brytes langsomt ned i sediment og jord. I mer anaerobt miljø begrenses

nedbrytbarheten for DEP. Ftalater kan avdampe til luft og spres med vann fra forurenset grunn. Biokonsentrasjonsfaktorene er relativt høye, noe som gir en viss mulighet for at ftalatene kan entre næringskjeden i akvatiske miljøer. De kjemiske og fysiske egenskapene til ftalater utelukker ingen eksponeringsveier. Siden ftalater ikke er spesifikke for Forsvaret omtales ikke deres egenskaper og toksisitet noe videre i denne rapporten.

3.13 Metyl- og Etyluretan

Krutt kan inneholde metyl og etyluretan. Dersom uretan slippes ut i atmosfæren er den forventet å forekomme på dampform. I atmosfæren vil uretan brytes ned ved fotokjemisk produserte hydroksylradikaler med en estimert halveringstid på 2,2 dager. I jord er uretan forventet å ha høy mobilitet med en estimert K_{oc} på 20. Fordamping fra jord til luft er ikke forventet basert på en lav Henrys lov konstant. Potensialet for bioakkumulering er lavt. Uretan er forventet å være relativt resistent overfor biologisk og kjemisk nedbrytning (HSDB, 2004).

3.14 Metaller

De gjenstående stoffene i krutt er i hovedsak kaliumkryolitt, kromoksid, kaliumvinsten, blystearat, aluminiumstearat, sot og tinn. Metallenes skjebne og transport, opptak og metabolisme og toksikologi er godt kjent fra før og derfor diskuteres ikke disse videre.

3.15 DNT

Dinitrotoluen (DNT) forekommer som forurensning i kommersielt tilgjengelig TNT og er også et potensielt nedbrytningsprodukt av TNT. DNT inngår også i enkelte drivmidler for raketter (Christopher et al., 2000). Vannløseligheten til DNT tilsier at DNT skal kunne lekke fra jord, men dette bekreftes ikke av utlekkingsforsøk (Berglind og Liljedahl, 1998). Det kan likevel ikke utelukkes at DNT kan lekke til vannkilder siden DNT har blitt påvist i høye konsentrasjoner i vann lenge etter at utslippet var stanset (ATSDR, 1998). DNT har en viss affinitet for jordpartikler. DNT har litt lavere mobilitet i jord enn TNT og Tetryl, men kan likevel forventes i overflatevann og grunnvann. Den relative mobilitet av enkelte sprengstoff i jord er beregnet til $TNT \approx Tetryl > DNT > TNB$ (Valsaraj et al., 1998). I vann brytes DNT ned ved fotolyse, men uten tilstrekkelig lys er DNT meget persistent. Nedbryting skjer overveiende av mikroorganismer. På grunnlag av dette kan man regne med at eksponering av mennesker i hovedsak vil være via oralt inntak av jord og hudkontakt, og ved inntak av drikkevann. På grunn av en lav K_{ow} forventes ikke DNT å akkumulere i organismer. Opptak i planter forventes å være på nivå med TNT (ATDSR, 1998).

3.16 Hydrazin

Dersom hydrazin slippes ut i atmosfæren vil den kun eksistere i dampfase, basert på et damptrykk på 14,4 mm Hg ved 25°C. Hydrazin i dampfase blir degradert i atmosfæren gjennom reaksjoner med ozon, fotokjemisk produsert hydroksyl radikal og nitrogen dioksid. Avhengig av graden av luftforurensning og den relative fuktigheten kan man regne med en halveringstid i luft på 6-9 timer.

I vann blir hydrazin degradert hovedsakelig ved autoksidering, hvor raten avhenger av pH, oksygen innhold, alkalinitet, hardhet, og tilstedeværende av organisk materiale og metallioner. Reaksjonstiden kan variere fra alt fra noen få timer til flere måneder for total nedbrytning av hydrazin ved abiotiske prosesser. Utslipp av hydrazin til vann kan resultere i en rask degradering, spesielt i vann med høyt innhold av organisk karbon og løst oksygen. Degradering øker også ved økende ionestyrke, temperatur og bakterieinnhold. I løpet av fem dager degraderte en løsning på 3200 mg/l 2% i destillert vann, 40% i damvann og 20% i sjøvann. Estimert halveringstid for hydrazin i damvann er 8, 3 dager.

Basert på jordstudier kan hydrazin adsorberes til leire og organisk materiale i sedimenter og partikulært materiale i vann. Hydrazin forventes ikke å avdampe fra vannoverflater gitt den estimerte Henrys lov konstant. I jord blir hydrazin autoksidert til omkring 80 % under aerobe forhold. Utslipp av hydrazin til jord er forventet å resultere i en rask nedbrytning i jord med høyt innhold av organisk karbon. I jord med høyt innhold av leire forventes hydrazin å adsorberes. I andre jordtyper, som for eksempel sandholdig jord, kan hydrazin ha høy mobilitet. Avdamping fra jord er ikke forventet basert på en Henrys lov konstant på $6,1E-7$ atm-cu m/mol. Det er mulig at hydrazin kan avdampes fra tørre jordoverflater basert på damptrykket.

Biodegradering av større konsentrasjoner av hydrazin forventes ikke på grunn av forholdsvis høy toksisitet overfor mikroorganismer. Ved lave konsentrasjoner kan det forekomme en viss biodegradering. Hydrazin kan produseres naturlig gjennom nitrogen fiksering av *Axotobacter*. Hydrazin har en oktanol/vann fordelingskoeffisient på 0,08 som ikke tilsier at hydrazin bioakkumuleres. En biokonsentrasjonsfaktor (BCF) på 316 i guppyer tilsier lav bioakkumulerbarhet av hydrazin.

3.17 Ammonium perklorat

Ammonium perklorat er en viktig bestanddel i mange typer drivladninger. Perklorat er relativt kjemisk stabil i miljøet og er også meget mobil. Dette gir en viss fare for at perklorat kan akkumuleres i naturen og spres til grunnvann og med overflatevann.

4 TOKSIKOLOGI

For å vurdere om stoffene forekommer i farlige konsentrasjoner for de organismer som eksponeres er det viktig å kjenne toksikologien for et bredt spektrum av organismer. Når man skal utføre risikovurderinger er det vanlig å finne frem til de doser mennesker og organismer kan bli eksponert for i lang tid uten at det medfører negative konsekvenser for deres helse eller overlevelse. For mennesker opererer man med ”maksimalt tolererbart daglig inntak” (MTDI), mens man for fugler og pattedyr ofte snakker om en ”toksikologisk referanseverdi” (TRV). For lavere dyr og planter benytter man gjerne ”No Observable Effect Concentration” (NOEC), eller ”Low Observable Effect Concentration” (LOEC). Disse verdiene vil bestemme hvilke miljøkonsentrasjoner av farlige stoffer som ikke forventes å ha noen effekt på helse og miljø. Kapittel 5 oppsummerer derfor ikke alle toksikologiske undersøkelser som har vært utført, men de data som er relevant for en risikovurdering.

4.1 TNT

4.1.1 Mennesker

TNT har et bredt spektrum av toksikologiske effekter hvor man blant annet kan nevne levertoksisitet og nevrotoksisitet. I tillegg har man belegg for å si at 2,4,6-TNT er en mulig karsinogen (Mariussen, 1997). Den mest markerte effekten er anemi på grunn av destruksjon av røde blodceller (Mariussen et al., 1997). Det er ikke klart hva alle symptomene skyldes, men teoriene går ut på at TNT og enkelte metabolitter er generatorer av frie radikaler (Kong et al., 1989), og at de er involvert i lipidperoksidering i leveren og i oksidering av øyelinsen slik at det blir katarakt (Liu et al., 1992; Savolainen et al., 1985). I tillegg er det postulert at i rotte vil 2,4,6-TNT raskt reduseres til hydroksylamin som kan bli bioaktivert til å binde sulfhydrylproteiner (Liu et al., 1992). Denne bioaktiveringen skjer i leveren eller i blodet via forskjellige veier. I leveren involverer bioaktiveringsveien oksidering av NADPH avhengige mikrosomale enzymer. I blodet skjer dette ved en reaksjon med oksyhemoglobin (Liu et al., 1992).

United States Environmental Protection Agency (US-EPA) har satt en MTDI (maksimalt tolererbart daglig inntak) på 0,0005 mg/kg kroppsvekt/dag for kronisk oralt inntak av 2,4,6-trinitrotoluen basert på et studie av levereffekter hos hunder (Tabell 4.1). Sikkerhetsfaktoren i dette tilfellet er på 1000.

| | TNT | RDX | HMX |
|------------|----------------|---------------|--------------|
| MTDI | 0,0005 mg/kg/d | 0,003 mg/kg/d | 0,05 mg/kg/d |
| MTDI kreft | 0,03 mg/kg/d | Ingen verdi | Ingen verdi |

Tabell 4.1 Maksimalt tolererbart daglig inntak (MTDI) for mennesker for ulike sprengstoff (US EPA, 2004)

4.1.2 Vannlevende organismer

TNT er relativt giftig for vannlevende organismer. TNT er akutt toksisk med en lavest målt EC₅₀ på 0,76 mg/l for algen *U. Fasciata*. En LC₅₀ på 2,58 mg/l er funnet for fisken ørekyte (*P. promeales*). Tydelige adferdsforstyrrelser er observert hos ørekyte med EC₅₀ verdi på 0,46 mg/l. I Tabell 4.2 er toksisitet av sprengstoffer for akvatiske organismer oppsummert. Nedbrytningsproduktene av TNT viser generelt mindre giftighet enn TNT, men et farget kompleks (TNTcc) som dannes ved belysning av TNT er giftigere enn TNT. Komplekset har en LC₅₀ på 1,6 mg/l. Komplekset er ikke karakterisert, men antas å være et sett med polymeriske og dimeriske forbindelser.

| Art | Endepunkt | 2,4- | 2,6- | 2,4,6- | 1,3- | 1,3,5- | RDX | Tetryl | Pikrin |
|-------------------------------------|----------------------------------|------|------|---------|------|--------|------|--------|--------|
| | | DNT | DNT | TNT | DNB | TNB | | | |
| | | mg/l | | | | | | | |
| Sjøpinnsvin <i>A. punctulata</i> | Befruktning EC ₅₀ | 68 | >84 | >103 | 258 | 84 | >75 | 3 | 349 |
| | Embryoutvikling EC ₅₀ | 51,4 | 6,7 | 12 | 92 | 1,3 | >75 | 0,08 | 281 |
| Alge <i>U. fasciata</i> | Spiring EC ₅₀ | 2,5 | 6,7 | 2,5 | 0,85 | 0,08 | 12 | 0,67 | 415 |
| | Lengde EC ₅₀ | 1,7 | 2,9 | 0,76 | 0,41 | 0,05 | 8,1 | 0,34 | 94 |
| | Celleantall EC ₅₀ | 2,1 | 4,2 | 1,4 | 0,45 | 0,06 | 9,8 | 0,4 | 118 |
| Polychaet <i>D. gyrociliatus</i> | Overlevelse LC ₅₀ | 21 | 13 | 7,7 | 15 | 2,1 | >49 | 0,06 | 265 |
| | Antall egg EC ₅₀ | 5,7 | 2,1 | 1,8 | 3,7 | 0,6 | 26 | 0,02 | 155 |
| Uer <i>S. ocellatus</i> | Overlevelse LC ₅₀ | 48 | 34 | 8,2 | 46 | 1,4 | >68 | 1,8 | 127 |
| Ørekyte <i>P. promeales</i> | Overlevelse LC ₅₀ | | | 2,58 | 7,0 | 1,1 | 4,5 | | |
| | Overlevelse LOEC | | | | | 0,12 | 1,4 | | |
| Regnbue-ørret <i>O. mykiss</i> | Overlevelse LC ₅₀ | | | 0,7-3,3 | 1,7 | 0,52 | 5,4 | | 109,6 |
| | Reprod. LOEC | | | | | 0,17 | | | |
| Bluegill <i>L. macrochirus</i> | Overlevelse LC ₅₀ | | | 0,8-3,7 | 1,4 | 0,85 | 3,6 | | 170 |
| Reke <i>M. bahia</i> | Overlevelse LC ₅₀ | 5,4 | 5,6 | 0,98 | 7,1 | 1,3 | >47 | 1,3 | 13 |
| Krepsdyr <i>D. magna</i> | Overlevelse LC ₅₀ | | | 4,4 | 43 | 2,7 | | | |
| | Reprod. LOEC | | | | 3,2 | 0,75 | >100 | | |
| Amfipode <i>H. azetia</i> | Overlevelse LC ₅₀ | | | 6,5 | | | | | |

Tabell 4.2 Toksisitet av sprengstoffer for akvatiske organismer. Tall hentet fra Won et al., 1976; Ryon et al., 1987; Smock et al., 1976; Haas and Rainer, 1996; Dodard et al., 1999; Talmage et al., 1999

Noen få forsøk er også utført på sedimentlevende organismer. Toksisiteten for sedimentlevende organismer er listet opp i Tabell 4.3.

| Art | Endepunkt | Konsentrasjon TNT (mg/kg) | Referanser |
|--------------------------------------|------------------------------|------------------------------|-------------------------|
| Tangloppe <i>L. plumulolus</i> | Reproduksjon NOEC | 84 | Green et al., 1999 |
| Børstemark <i>N. arenaceodentata</i> | Vekst NOEC | 55 | Green et al., 1999 |
| Spretthale <i>Folsomia candida</i> | Overleve | 185 | Scäfer and Achazi, 1999 |
| Fjærmygg <i>Chironomus tentans</i> | Overlevelse LC ₅₀ | 176 | Steevens et al., 2002 |
| Amfipode <i>Hyalella azteca</i> | Overlevelse LC ₅₀ | 28,2 | Steevens et al., 2002 |

Tabell 4.3 Toksisitet av TNT for sedimentlevende organismer

4.1.3 Jordlevende organismer

Jordlevende organismer som meitemark, sopp og bakterier har en viktig nøkkelrolle i økosystemer som nedbrytere av organisk materiale. Opphopning av organisk materiale og sviktende jordfornyelse er et typisk resultat av forurenset grunn. TNT er giftig for hvitråtesopp (*Phanerochaete chrysosporium*), og hemmer tilveksten ved konsentrasjoner mindre enn 200 mg/kg (Spiker et al., 1995). I brunjord så man ingen reduksjon i antall mikrofauna ved TNT-konsentrasjoner på 25 til 100 mg/kg jord. Det var også kun en liten andel av TNT som lot seg ekstrahere av denne jorden, noe som kan tyde på lav biotilgjengelighet (Parmelee et al., 1993). De fleste effektene av eksponering er subletale, men LC₅₀ verdier for meitemark eksponert for jord er etablert (Pennington og Brannon, 2002). Verdier for No Observable Effect Concentration (NOEC) og Lowest Observable Effect Concentration (LOEC) verdier for meitemark og andre jordlevende organismer er oppgitt i Tabell 4.4.

| Organisme | Endepunkt | NOEC | LOEC | Referanse |
|--|------------------|----------------|----------------|-----------------------|
| Meitemark <i>Eisenia andrei</i> | Reproduksjon | 110 mg/kg t.v. | 220 mg/kg t.v. | Robidoux et al., 2000 |
| Meitemark <i>Eisenia andrei</i> | Reproduksjon | | 58 mg/kg t.v. | Robidoux et al., 2002 |
| Meitemark <i>Eisenia andrei</i> | Dødelighet | 320 mg/kg t.v. | 420 mg/kg t.v. | Robidoux et al., 1999 |
| Meitemark <i>Eisenia andrei</i> | Dødelighet | 180 mg/kg t.v. | 260 mg/kg t.v. | Robidoux et al., 1999 |
| Meitemark <i>Eisenia andrei</i> | Dødelighet | 110 mg/kg t.v. | 135 mg/kg t.v. | Renoux et al., 1999 |
| Meitemark <i>Eisenia foetida</i> | Dødelighet | 200 µg/kg | | Phillips et al., 1993 |
| Meitemark <i>Eisenia foetida</i> | Dødelighet | | 150 µg/kg | Phillips et al., 1993 |
| Meitemark <i>Eisenia foetida</i> | Vekttap | 110 µg/kg | 140 mg/kg | Phillips et al., 1993 |
| Enchytraeider <i>Enchytraeus albidus</i> | Fruktbarhet | 96 mg/kg t.v. | 158 mg/kg t.v. | Dodard et al., 2000 |
| Enchytraeider <i>Enchytraeus albidus</i> | Dødelighet | 267 mg/kg t.v. | 432 mg/kg t.v. | Dodard et al., 2000 |
| Midd | Redusert pop | 100 µg/kg t.v. | 200 µg/kg t.v. | Parmelee et al., 1993 |

Tabell 4.4 Toksikologi av TNT på jordlevende organismer

4.1.4 Planter

Høye konsentrasjoner av TNT i grunnen fører til reduksjon i vekst hos planter. Planter kan tolerere TNT i grunnen inntil en viss mengde. Denne terskelverdien er avhengig av planteart. Når det gjelder TNT er den også avhengig av innhold av leire i jord. Høyt innhold av leire minsker biotilgjengeligheten betraktelig (Pennington and Brannon, 2002). Det er plantenes evne til å ta opp og metabolisere eksplosiver som gjør de interessante å utnytte i fytoremediering av jord (Mariussen, 1997). Giftigheten til TNT for planter er oppsummert i Tabell 4.5. Giftigheten er angitt i NOEC og LOEC.

| Art | Endepunkt | NOEC | LOEC | Referanse |
|---|------------|----------------|----------------|-------------------------|
| Havre <i>Acena saliva</i> <i>L</i> | Skuddvekts | 138 mg/kg t.v. | 311 mg/kg t.v. | Gong et al., 1999a |
| Kålrot <i>Brassica</i> <i>rapa</i> | Skuddvekst | 24 mg/kg t.v. | 54 mg/kg t.v. | Gong et al., 1999a |
| Gyvel <i>Bromus</i> <i>mollis</i> | Høyde | 49 mg/kg t.v. | 136 mg/kg t.v. | Gong et al., 1999a |
| Kjempesvingel <i>Festuca</i> <i>arundinacea</i> | Spiring | 156 mg/kg t.v. | 499 mg/kg t.v. | Li et al., 1997b |
| Kjempesvingel <i>Festuca</i> <i>arundinacea</i> | Skuddvekst | 72 mg/kg t.v. | 156 mg/kg t.v. | Li et al., 1997b |
| Karse <i>Lepidum</i> <i>sativum</i> | Skuddvekst | 24 mg/kg t.v. | 54 mg/kg t.v. | Gong et al., 1999a |
| Bønner <i>Phaseolus</i> <i>vulgaris</i> | Høyde | 10 mg/kg t.v. | 30 mg/kg t.v. | Cataldo et al., 1989 |
| Hvete <i>Triticum</i> <i>aestivum</i> | Høyde | 10 mg/kg t.v. | 30 mg/kg t.v. | Cataldo et al., 1989 |
| Hvete <i>Triticum</i> <i>aestivum</i> | Skuddvekst | 54 mg/kg t.v. | 158 mg/kg t.v. | Gong et al., 1999a |

Tabell 4.5 NOEC og LOEC for planter for TNT

4.1.5 Pattedyr og fugler

Det er aldri observert effekter av TNT-forurensninger hos viltlevende pattedyr og fugler. Et studie av effekter på spermier hos gnagere viste ingen effekt på reproduksjonen fra forurensningen. Ved hjelp av toksisitetsstudier utført på laboratoriedyr har man kommet frem til toksikologiske referanseverdier (TRV) for pattedyr og fugler. TRV er den høyeste dosen man ikke forventer skal gi effekt på populasjoner av fugler og pattedyr. TRV for pattedyr og fugler står i Tabell 4.6.

| TNT | |
|--------------|---------------------------|
| TRV Pattedyr | 0,2 mg/kg kroppsvekt/dag |
| TRV Fugler | 0,07 mg/kg kroppsvekt/dag |

Tabell 4.6 Toksikologisk referanseverdi for pattedyr og fugler for ulike sprengstoff (USACHPPM, 2001)

4.1.6 Toksisitet av nedbrytningsprodukter

Det er generelt lite data på toksisiteten av nedbrytningsproduktene av TNT – aminodinitrotoluen og tetranitroazoksytoluen. Det finnes ikke tilstrekkelige data for å fastsette en grenseverdier for human helse, men det finnes enkelte økotoksikologiske data for aminodinitrotoluen (Tabell 4.7).

| Organismer | Endepunkt | Konsentrasjon ADNT (mg/kg) | Referanser |
|------------|------------------|-------------------------------|---------------|
| Alger | NOEC | 50 | ECOTOX., 2001 |
| Faltorm | EC ₅₀ | 3,9 | |
| Dafnier | LC ₅₀ | 1,06 | |
| Fisk | LC ₅₀ | 5 | |

Tabell 4.7 Økotoksikologiske data for amino-dinitrotoluen

4.2 RDX

4.2.1 Mennesker

De mest markerte symptomene på RDX-forgiftning hos mennesker har vært brekninger og mental forvirring. RDX har sin primære effekt på nervesystemet, men man har også observert lesjoner i hud, øye, nyrer og lever (Mariussen, 1997). Det er utført få studier på karsinogenitet, men studier tyder ikke på at RDX kan forårsake kreft. Ingen informasjon er tilgjengelig når det gjelder virkningsmekanisme av RDX. På bakgrunn av laboratoriestudier har US-EPA kommet frem til grenseverdier for eksponering av RDX på henholdsvis 0,003 mg/kg kroppsvekt/dag (Tabell 4.1). Dette er basert på reproduksjonseffekter i rotter ved 3 mg/kg kroppsvekt/dag.

4.2.2 Vannlevende organismer

RDX er moderat giftig for vannlevende organismer. Ved nedbrytning av RDX dannes imidlertid hydrazin og dimetylhydrazin som begge er giftige. Toksisiteten til RDX for vannlevende organismer er vist i Tabell 5.2. Kroniske studier er utført for RDX på ørekyte (*Pimephales promelas*) med LOEC og NOEC verdier på henholdsvis 2,4 og 1,4 mg/l (Burton et al., 1994). RDX synes ikke spesielt giftig for sedimentlevende organismer da den ikke gav effekter på mygglarver og amfipoder ved konsentrasjoner på henholdsvis 1000 mg/kg (Steevens et al., 2002).

4.2.3 Jordlevende organismer

Effekter ble imidlertid funnet i naturlig sandig jord på meitemark (*Eisenia andrei*) med effekter

ned i 47 mg/kg jord for RDX (Robidoux et al., 2002). I et annet studie er det funnet en LOEC på 95 mg/kg for RDX (Pennington og Brannon, 2002). Overlevelse ble ikke påvirket hos *Oligochaeta Enchytraeidae* i naturlig sandig jord ved alle testkonsentrasjonene (Kuperman et al., 2003).

4.2.4 Planter

I et studie som sammenliknet TNT og RDX ble det funnet at plantene (havre, tomat, starr, bladsalat) døde ved konsentrasjoner på henholdsvis 1720 og 580 mg/kg (Pennington and Brannon, 2002).

4.2.5 Pattedyr og fugler

Basert på laboratoriestudier er det forsøkt utviklet toksikologiske referanseverdier (TRV) for pattedyr og fugler (Tabell 4.8). TRV er den høyeste dosen man ikke forventer skal gi effekt på populasjoner av fugler og pattedyr. Det var ikke nok data for fugler til å etablere noen referanseverdi. Studier har imidlertid ikke vist noen markerte effekter for HMX selv ved relativt høye konsentrasjoner.

4.3 HMX

4.3.1 Mennesker

HMX har også effekter på sentralnervesystemet. Ingen studier er utført på virkningsmekanisme, men man tror at metabolismen av HMX kan gi to giftige metabolitter, hydrazin og nitritt, som kan forårsake de observerte effektene (ATSDR, 1997). 0,05 For HMX er dette basert på et studie av leverskader i rotter eksponert i 13 dager for 50 mg/kg kroppsvekt/dag.

4.3.2 Vannlevende organismer

HMX er moderat giftig for vannlevende organismer. HMX gav ikke effekter på mygglarver og amfipoder ved konsentrasjoner på 400 mg/kg (Steevens et al., 2002).

4.3.3 Jordlevende organismer

Reproduksjon hos meitemark (*Eisenia andrei*) er funnet påvirket med en LOEC verdi på 280 mg/kg tørr jord for HMX (Robidoux et al., 2001). Dette studiet ble utført på kunstig jord. Mer markerte effekter ble imidlertid funnet i naturlig sandig jord med effekter ned i 15 mg/kg jord for HMX (Robidoux et al., 2001). Overlevelse ble ikke påvirket hos *Oligochaeta Enchytraeidae* i naturlig sandig jord ved alle testkonsentrasjonene. Juvenil produksjon ble imidlertid stimulert ved en konsentrasjon på 21750 mg/kg HMX (Kuperman et al., 2003).

4.3.4 Planter

I et studie på plantetoksisitet av HMX på bygg ble det ikke funnet effekter ved konsentrasjoner på opp til 3320 mg/kg tørr kunstig jord, eller ved konsentrasjoner opp til 1866 mg/kg naturlig jord. Til sammenlikning ble det funnet effekter på redusert biomasse i røtter og spirer av TNT med LOEC på 55,9 mg/kg kunstig jord og 91,4 mg/kg naturlig jord på de samme plantene (Robidoux et al., 2003).

4.3.5 Pattedyr og fugler

Basert på laboratoriestudier er det forsøkt utviklet toksikologiske referanseverdier (TRV) for pattedyr og fugler (Tabell 4.8).

| | RDX | HMX |
|--------------|---------------------------|------------------------|
| TRV Pattedyr | 11,8 mg/kg kroppsvekt/dag | 1 mg/kg kroppsvekt/dag |
| TRV Fugler | Ingen verdi | Ingen verdi |

Tabell 4.8 Toksikologisk referanseverdi for pattedyr og fugler for RDX og HMX (USACHPPM, 2001)

4.4 TNB

4.4.1 Mennesker

De primære effektene av 1,3,5-TNB er på røde blodceller og på det mannlige reproduksjonssystemet. I røde blodceller induserer 1,3,5-TNB produksjon av methemoglobin noe som fører til cyanosis. I det mannlige reproduksjonssystemet forårsaker 1,3-TNB en forstyrrelse i spermatogenesisen. Det er også observert markerte effekter på nyrene. Basert på disse studiene er det utviklet en MTDI for TNB på 0,03 mg/kg kroppsvekt/dag (Reddy et al., 1997).

4.4.2 Vannlevende organismer

TNB er akutt giftig for vannlevende organismer med en LC₅₀ på 1,4 mg/l for uer. For andre toksikologiske data på vannlevende organismer se Tabell 4.2. For sedimentlevende organismer ble det funnet en LC₅₀ på 100,8 mg/kg sediment for amfipoden *Hyella azteca* (Steevens et al., 2002).

4.4.3 Jordlevende organismer

Relativt lave konsentrasjoner av TNB i jord har gitt effekter på mikroorganismer (Fuller and Manning, 1998).

4.4.4 Planter

Ingen undersøkelser på planter er funnet for TNB.

4.4.5 Pattedyr og fugler

Basert på dyreforsøk er det utledet en toksikologisk referanseverdi på 2,68 mg/kg kroppsvekt/dag for pattedyr (USACHPPM, 2001). For fugler er det på grunn av manglende data ingen verdi foreløpig.

4.5 Andre sprengstoffer (Tetryl, PETN, Pikrinsyre, NG, NQ)

4.5.1 Mennesker

Det er utført for få dyreforsøk til å etablere noen MTDI verdi for tetryl. Det finnes ingen grenseverdier for pikrinsyre hos mennesker, men det finnes MTDI verdier for nedbrytningsproduktet 2,4-dinitrofenol på 0,002 mg/kg kroppsvekt/dag. Pattedyr døde etter eksponering for 1-2 g/kg kroppsvekt/dag. Subakutte effekter på lever og nyre er også observert. Det finnes ikke MTDI verdier for PETN, pikrinsyre, eller NG. Nitroguanidin har en MTDI på 0,03 mg/kg kroppsvekt/dag (RAIS, 2004). Nitroglycerin tas lett opp gjennom huden. Dette har vist seg å gi ubehag hos de som arbeider med dette stoffet i form av hodepine.

4.5.2 Vannlevende organismer

Tetryl er akutt toksisk for vannlevende organismer (Tabell 6.2). Pikrinsyrens akutte giftighet er moderat til lav. Ved langvarig eksponering av skjell forstyrres dyrenes skjelldannelse. En av pikrinsyrens nedbrytningsprodukter er 2-amino-4,6-dinitrofenol, som ved lave konsentrasjoner sammen med pikrinsyre gir blødning i buken hos fisk. Forsøk med amfipoden *A. abdita* gav NOEC verdiene 0,514, 4,63 og 73 mg/kg sediment for henholdsvis tetryl, 2,4-DNT og pikrinsyre (Nipper et al., 2002). Nedbrytningsproduktet av pikrinsyre, 2,4-dinitrofenol, har NOEC-verdier for alger, krepsdyr, fisk og ciliater på henholdsvis 1,0, 2,0, 0,594 og 0,22 mg/l (ECOTOX, 2001). Ingen data for toksisitet av PETN og NQ er funnet for vannlevende organismer. NG gir redusert overlevelse for ørekyte i konsentrasjoner på 0,43 mg/l. EC₅₀ for

algevekst og LC₅₀ for fisk ligger mellom 0,4 og 1,7 mg/l.

4.5.3 Jordlevende organismer

Ingen data er funnet for tetryl, PETN, pikrinsyre, NG og NQ.

4.5.4 Planter

Ingen data er tilgjengelige for tetryl, PETN, pikrinsyre, NG og NQ. Tetryl er rapportert å signifikant redusere friskvekten hos hvete ved en konsentrasjon på 25 mg/kg (Talmage et al., 1999).

4.5.5 Pattedyr og fugler

Basert på dyreforsøk er det foreslått en toksikologisk referanseverdi på 32 mg/kg kroppsvekt/dag for NG og 170 mg/kg kroppsvekt/dag for PETN (USACHPPM, 2001). Det er ikke satt tilsvarende verdier for tetryl, pikrinsyre, og NQ.

4.6 Etyluretan

4.6.1.1 Mennesker

Flere dyreforsøk indikerer at uretan er karsinogent, men det er for få studier til at man har verifisert en risiko for mennesker. Kanadisk EPA har allikevel etablert en inntaksverdi for kreft på 1 mg/kg/dag (HSDB, 1993). Akutt forgiftning gir nyre og leverskader, indre blødninger oppkast og koma (HSDB, 2004). Ingen økotoksikologiske data ble funnet for uretan.

4.7 Difenylamin

4.7.1 Mennesker

Basert på dyreforsøk er det satt en MTDI på 0,00034 mg/kg kroppsvekt/dag (Hayes, 1975).

4.7.2 Vannlevende organismer

EC₅₀ for *Daphnia magna* er på 2,3 mg/l og 1,0 mg/l for alger (*Vibrio fischeri*) (Drzyzga, 2003).

4.7.3 Jordlevende organismer

Ingen data ble funnet.

4.7.4 Planter

Det er observert at difenylamin kan beskytte mot påvirkning av ozon (Berglind og Liljedahl, 1998). Difenylamin virker hemmende på fotosyntesen hos bakterier (Drzyzga, 2003).

4.7.5 Pattedyr og fugler

Den akutte toksisiteten (LD₅₀) for marsvin er på mellom 300 til 1000 mg/kg (Berglind og Liljedahl, 1998). LD₅₀ for 4-amino-difenylamin er 464 mg/kg for rotter (Drzyzga, 2003).

4.8 DNT

4.8.1 Mennesker

Toksisiteten til DNT skyldes en bioaktivering som resulterer i et sulfatkonjugat. Sulfatkonjugatet er ustabil og kan bli dekomponert til karbonium- eller nitreniumioner som kan binde seg til makromolekyler i leveren og forårsake blant annet kreftsvulster. Videre kan metabolitter av DNT som aromatiske aminer oksidere jern ionet i hemoglobin og danne methemoglobin. Dette kan gi anemi. Agency for toxic substances and disease registry (ATSDR) har satt to MTDI verdier for henholdsvis 2,6-DNT og 2,4-DNT på 0,002 mg/kg kroppsvekt/dag og 0,004 mg/kg kroppsvekt/dag. Dette var basert på lesjoner i hunder (ATSDR, 1998). The International Agency for Research on Cancer (IARC) klassifiserer 2,4-DNT og 2,6-DNT som mulige karsinogene for mennesker (IARC, 1996).

4.8.2 Vannlevende organismer

2,4-DNT og 2,6-DNT er akutt toksisk for vannlevende organismer (Tabell 4.2).

4.8.3 Jordlevende organismer

Den akutte toksisiteten (LC_{50}) for 2,4-DNT på meitemark (*Eisenia fetida*) er 536 mg/kg tørr jord. En reduksjon (10%) i reproduksjonen hos spretthaler (*Folsomia candida*) ble observert ved en konsentrasjon på 3,2 mg/kg tørr jord (Berglind og Liljedahl, 1998).

4.8.4 Planter

2,4-DNT reduserer vekst av planter med 50 % ved konsentrasjoner på 4,9, 5,8 og 46 mg/kg tørr jord for henholdsvis *Lactuca sativa*, *Lycopersicon esculentum* og *Avena sativa* (Berglind og Liljedahl, 1998).

4.8.5 Pattedyr og fugler

Ingen toksikologisk referanseverdi ble funnet for DNT. Dyrestudier tyder på at DNT er mindre giftig enn TNT for pattedyr.

4.9 Hydrazin

4.9.1 Mennesker

Dyreforsøk demonstrerer at hydraziner lett opptas opp ved inhalasjon, oral eller ved dermal eksponering, og blir fordelt i kroppen uten preferanse for noe særskilt organ eller kroppsvev. I tilfeller hvor mennesker er eksponert for større doser har man observert oppkast, alvorlig irritasjon av luftveien med påfølgende lungeødem, forstyrrelser av nervesystemet samt lever og nyreskader. Den oksidative metabolismen av hydrazin er etterfulgt av dannelse av frie radikaler inkludert acetyl, hydroxyl, og hydrogenradikaler. Utskillelsen av hydraziner og deres metabolitter er rask hvor mesteparten av en adsorbent dose skilles ut i løpet av 24 timer. Hydraziner kan gi effekter på helse ved to forskjellige mekanismer. For det første kan hydraziner som har en ledig aminogruppe binde seg direkte til cellulære makromolekyler. For eksempel kan de binde seg direkte til endogene alfa-ketosyrer for å danne hydrazoner. Viktige enzymer som vitamin B6 kan inhiberes, noe som igjen fører til diverse symptomer. For det andre resulterer metabolismen av hydraziner til dannelse av frie radikaler som kan forklare den genotoksiske effekten av hydraziner hvor det er påvist at hydraziner kan indusere kreft. Det er satt en grense for inhalasjon på 0,005 mg/m³ for hydrazin og 5×10⁻⁴ mg/m³ for 1,1-dimetylhydrazin. EPA har ikke satt noen grense for oralt inntak basert på akutte og kroniske effekter, men de har satt en karsinogen MTDI på 3,0 mg/kg kroppsvekt per dag basert på forsøk

i mus (ATSDR, 2002).

4.9.2 Vannlevende organismer

Hydrazin er akutt toksisk for akvatiske organismer (Tabell 4.9). En LOEC verdi for cyanbakterier er etablert helt nede i 0,08 µg/l (Tabell 4.9).

| Organisme | Type toksisitetstest | Verdi |
|--|-----------------------------|--------------|
| Cyanbakterie <i>Microcystis aeruginosa</i> | LOEC (18 d) | 0,08 µg/l |
| Anaerobe bakterier | EC ₅₀ (17-10 d) | 145 mg/l |
| <i>Photobacterium phosphoreum</i> | EC ₅₀ (120 min) | 10 µg/l |
| Padde (<i>Xenopus laevis</i>) | NOEC (teratogen) | 1 mg/l |
| Krepsdyr (<i>Daphnia</i>) | LC ₅₀ (48 t) | 0,16 mg/l |
| Ørekyte (<i>Pimephales promelas</i>) | LOEC | 0,1 mg/l |
| Bluegill (<i>Lepomis macrochirus</i>) | LC ₅₀ (96 t) | 1,08 mg/l |
| Bluegill (<i>Lepomis macrochirus</i>) | NOEC (overlevelse) | 0,43 mg/l |
| Zebrafsik (<i>Brachydanio rerio</i>) | NOEC (overlevelse) | 0,00175 mg/l |
| Zebrafsik (<i>Brachydanio rerio</i>) | NOEC (klekking) | 0,0244 mg/l |

Tabell 4.9 Toksisitet av hydrazin på diverse akvatiske organismer

4.9.3 Jordlevende organismer

Det finnes ingen toksisitetsforsøk som relaterer resultatet med konsentrasjoner av hydrazin i jord. En LOEC verdi på 19 µg/l er etablert for *Pseudomonas* (Tabell 4.10).

| Organisme | Type toksisitetstest | Verdi |
|------------------------------|-----------------------------|--------------|
| <i>Pseudomonas putida</i> | LOEC (16 t) | 19 µg/l |
| <i>Nitrobacter sp</i> | EC ₅₀ (3-7 t) | 14,6 mg/l |
| <i>Nitrosomonas sp</i> | EC ₅₀ (3-7 t) | 94,8 mg/l |
| Denitrifiserende bakterier | EC ₅₀ (3-7 t) | 65,2 mg/l |
| <i>Physarum polycephalum</i> | EC ₅₀ (3 d) | 40 mg/l |

Tabell 4.10 Toksisitet av hydrazin på jordlevende mikroorganismer

4.9.4 Planter

Det er ikke funnet data for hydraziners toksisitet på planter.

4.9.5 Pattedyr og fugler

Det er ikke funnet toksikologiske referanseverdier for hydraziner.

4.10 Ammonium perklorat

U.S. Environmental Protection Agency har kommet ut med et foreløpig dokument om perklorat. Normverdiene for helse og miljø er imidlertid ikke slutført, men forventes ferdigstilt i 2005. Det er dermed ikke grunnlag for å gjøre en vurdering av perklorat på det nåværende tidspunkt.

4.11 Andre komponenter i drivladninger

Nitrocellulose har meget lav giftighet (Berglind og Liljedahl, 1998) og vil derfor ikke diskuteres videre. Ftalater og tungmetaller er stoffer som har mange biologiske effekter og høy giftighet, men ettersom de finnes i så mange produkter ved siden av ammunisjon diskuteres de ikke videre i denne rapporten.

5 VURDERING OG ETABLERING AV NORMVERDIER

5.1 Normverdier i jord

5.1.1 Normverdier for beskyttelse av human helse

I dette kapittelet er det gitt forslag til normverdier for jord for ulike sprengstoff. Beregningen er basert på vurderinger utført ved hjelp av veiledning for risikovurdering av forurenset grunn (SFT, 1999). Metoden tar utgangspunkt i alle mulige eksponeringsveier. Tabell 5.1 viser stoffspesifikke inputparametere som er viktig for utregningen. Normverdiene bestemmes av menneskelig helse alene. Da det ikke er tilstrekkelige data for å sette maksimalt tolererbart daglig inntak for alle stoffene er det kun mulig å beregne såkalte normverdier for mest følsomt arealbruk for de stoffer som er listet opp i Tabell 5.1. Resultatene er vist under rubrikken ”normverdi i jord” i samme tabell.

| Stoffnavn | H | K _d jord (l/kg) | K _{oc} (l/kg) | log ₁₀ (K _{ow}) | K _{planter} | BCF _{fisk} | MTDI mg/kg/d | RfD hud mg/kg/d | Normverdi i jord (mg/kg) |
|-----------|----------|----------------------------|------------------------|--------------------------------------|----------------------|---------------------|--------------|-----------------|--------------------------|
| 2,4,6-TNT | 4,6E-7 | | 1834 | 1,6 | 0,56 | 3,4 | 5E-4 | 3E-4 | 0,25 |
| 2,4-DNT | 8,6E-8 | | 282 | 2 | 0,52 | 32 | 2E-3 | 1,7E-3 | 0,55 |
| 2,6-DNT | 1,3E-7 | | 204 | 1,98 | 0,26 | 32 | 1E-3 | 8,5E-4 | 1,1 |
| 1,3,5-TNB | 3E-9 | | 178 | 1,1 | 0,13 | 1 | 3E-2 | 1,95E-2 | 8,2 |
| RDX | 6,32E-8 | 1,2 | 167 | 0,87 | 2,17 | 5,9 | 3E-3 | 3E-3 | 0,32 |
| HMX | 2,6E-15 | | 670 | 0,26 | 0,058 | 3,1 | 5E-2 | 7,5E-3 | 45 |
| 2,4-DNF | 3E-09 | | 371 | 1,37 | 0,196 | 3,9 | 2E-03 | 2E-03 | 0,9 |
| NQ | 1,84E-10 | | 25 | -0,81 | | 3,2 | 0,03 | | 6,0 |

Tabell 5.1 Stoffspesifikke parametere for ulike sprengstoffer og normverdier i jord for mest følsomt arealbruk

Den mest utslagsgivende eksponeringsveien for alle normverdiene er inntak av grønnsaker dyrket på stedet. Inntak av drikkevann kommer på en god andreplass (Tabell 5.2).

| Stoffnavn | Totalt mg/kg | Jordinntak mg/kg | Hudkontakt mg/kg | Støv mg/kg | Gass mg/kg | Drikkevann mg/kg | Grønnsaker mg/kg | Fisk mg/kg |
|-----------|--------------|------------------|------------------|------------|------------|------------------|------------------|------------|
| 2,4,6-TNT | 2,5E-01 | 5,0E+01 | 8,0E+04 | 3,2E+04 | 7,6E+04 | 1,5E+00 | 3,0E-01 | 1,2E+04 |
| 2,4-DNT | 5,5E-01 | 2,0E+02 | 5,6E+04 | 1,3E+05 | 2,6E+05 | 9,6E-01 | 1,3E+00 | 7,9E+02 |
| 2,6-DNT | 1,1E+00 | 4,0E+02 | 2,3E+05 | 2,6E+05 | 2,5E+05 | 1,4E+00 | 5,1E+00 | 1,2E+03 |
| 1,3,5-TNB | 8,2E+00 | 3,0E+03 | 7,4E+04 | 1,9E+06 | 7,1E+07 | 9,3E+00 | 7,7E+01 | 2,4E+05 |
| RDX | 3,2E-01 | 3,0E+02 | 4,8E+04 | 1,9E+05 | 8,2E+03 | 1,0E+00 | 4,6E-01 | 5,3E+04 |
| HMX | 4,6E+01 | 5,0E+03 | 3,2E+05 | 3,2E+06 | 4,9E+14 | 5,6E+01 | 2,8E+02 | 4,7E+05 |
| 2,4-DNF | 9,0E-01 | 2,0E+02 | 4,8E+04 | 1,3E+05 | 9,6E+06 | 1,2E+00 | 3,4E+00 | 8,4E+03 |

Tabell 5.2 Tabell som viser normkonsentrasjoner i jord for de samlede eksponeringsveier og for hver enkelt eksponeringsvei.

5.1.2 Normverdier for beskyttelse av terrestriske organismer

Når man setter normverdier for organismer tar man som regel utgangspunkt i de mest sensitive LOEC eller NOEC verdiene for et utvalg av organismer og benytter en eller annen risikofaktor basert på datautvalg. På tross av snevert datautvalg har Talmage et al. (1999) foreslått normverdier i jord for beskyttelse av planter og jordlevende organismer. I praksis er det den lavest observerte LOEC eller NOEC verdien observert for et utvalg av planter eller evertebrater som han utnytter til dette formålet. Faren ved å sette normverdier basert på få studier og få organismer er at sannsynligheten er ganske stor for at det finnes andre mer sensitive organismer. Spesielt er sannsynligheten høy dersom man ikke utnytter noen form for sikkerhetsfaktor. Resultatene til Talmage et al. (1999) er listet opp i Tabell 5.3. Dataene for RDX og tetryl er basert på kun ett forsøk, noe som er langt fra tilstrekkelig for å kunne fastsette en virkelig verdi.

| Sprennstoff | Normverdi i jord (mg/kg) | Basert på |
|--------------------|---------------------------------|-------------------------------------|
| 2,4,6-TNT | 30 | Planteforsøk (Cataldo et al., 1989) |
| 1,3,5-TNB | Ufullstendige data | |
| RDX | 100 | Planteforsøk (Simini et al 1992) |
| HMX | Ufullstendige data | |
| Tetryl | 25 | Planteforsøk (Fellow et al., 1992) |

Tabell 5.3 *Normverdier i jord for beskyttelse av planter og jordlevende organismer (Talmage et al., 1999)*

For fastsettelse av normverdier for beskyttelse av alle terrestriske organismer, alt fra planter til pattedyr, er det TNT som har det beste datagrunnlaget for å gjøre en slik vurdering. Dog er en vurdering basert på beskyttelse av mikrobiell funksjon ikke mulig å utføre på grunn av manglende data. Renoux et al. (2001) har brukt "The Protocol for the Derivation of Environmental and Human Health Soil Quality Guidelines of the Canadian Council of Ministries of the Environment" for å beregne jordkvalitetskriterier for jordbruksområder og for bolig/park/offentlige/industriområder. For beskyttelse av terrestriske organismer i jordbruksområder beregnet man en verdi på 0,02 mg/kg, mens det for bolig/park/offentlige/industriområder ble beregnet en verdi på 86 mg/kg (Tabell 5.4). Den store forskjellen i verdiene beror på at metoden tillater bruk av en midlere toksikologisk verdi i kommersielle/offentlige områder istedenfor å ta hensyn til den mest konservative NOEC – verdien som man har valgt å gjøre i et jordbruksområde.

| Jordbruksområder | Bolig/park/offentlig/industri |
|-------------------------|--------------------------------------|
| 0,02 mg/kg | 86 mg/kg |

Tabell 5.4 *Normverdier for terrestriske organismer for TNT*

For sammenligningens skyld er det i Tabell 5.5 vist US-EPA sine risikobaserte normverdier for sprengstoffer i jord og vann. Disse verdiene er ikke basert på en kombinasjon av alle mulige eksponeringsveier slik som de norske normverdiene er.

| Medium | 2,4-DNT | 2,6-DNT | NG | RDX | 2,4,6-TNT | 2A,4,6-DNT | 4A,2,6-DNT | TNB | HMX |
|----------------------|----------------|----------------|-----------|------------|------------------|-------------------|-------------------|------------|------------|
| Jord (mg/kg) | 160 | 78 | 46 | 5,8 | 21 | 4,7 | 4,7 | 2300 | 3900 |
| Drikkevann (µg/l) | 73 | 1,0 | 0,17 | 0,6 | 2,2 | 2,2 | 2,2 | 1000 | 400 |

Tabell 5.5 EPAs (1999a) risikobaserte normverdier for sprengstoffer. 2A,4,6-DNT og 4A,2,6-DNT er nedbrytningstoffer av TNT vist i Figur 2.1

5.2 Normverdier for det akvatiske miljø

5.2.1 Normverdier for beskyttelse av human helse

Basert på metodikken beskrevet i rapporten Risikovurdering av sjøforurensninger (Voie og Storstenvik, 2001), ble det beregnet normverdier i sedimenter og vann for sprengstoffene 2,4,6-TNT, 2,4-DNT, 2,6-DNT, TNB, RDX and HMX. Resultatene er vist i Tabell 5.6.

| Stoff | Normverdi sediment (mg/kg) | Normverdi vann (mg/l) |
|--------------|---------------------------------------|------------------------------|
| 2,4,6-TNT | 0,08 | 0,06 |
| 2,4-DNT | 0,07 | 0,03 |
| 2,6-DNT | 0,13 | 0,05 |
| 1,3,5-TNB | 6,0 | 10 |
| RDX | 0,9 | 1,9 |
| HMX | 2,0 | 6,63 |

Tabell 5.6 Normverdier for sprengstoff i akvatiske sedimenter og vann

Ved marine forurensninger er det inntak av fisk som er den viktigste eksponeringsveien for disse stoffene. Hudkontakt med overflatevann utkrystalliserer seg som den nest viktigste.

5.2.2 Normverdier for beskyttelse av akvatiske organismer

Talmage et al. (1999) har tatt utgangspunkt i metodikken til US-EPA- og regnet ut normverdier for beskyttelse av akvatiske organismer (Tabell 5.7).

| Sprengstoff | Vann (mg/l) | Sediment (mg/kg organisk karbon) |
|--------------------|--------------------|---|
| 2,4,6-TNT | 0,09 | 9,2 |
| 1,3,5-TNB | Ufullstendige data | 0,24 |
| RDX | 0,186 mg/l | 1,27 |
| HMX | 0,33 mg/l | 0,474 |

Tabell 5.7 Normverdier for beskyttelse av akvatiske organismer mot ulike sprengstoffer

5.3 Diskusjon

Basert på stoffenes giftighet, spredningsevne og antatt mengde i miljøet er det utført en samlet miljøvurdering i Tabell 5.8.

| Stoff | Giftighet | Spredningsevne | Miljøkonsentrasjon | Miljøfarlig |
|----------------|-----------|----------------|--------------------|-------------|
| TNT | Moderat | Moderat | Høy | Ja |
| RDX | Moderat | Moderat | Høy | Ja |
| HMX | Moderat | Moderat | Moderat | Ja |
| Tetryl | Moderat | Moderat | Moderat | Ja |
| TNB | Moderat | Moderat | Moderat | Ja |
| PETN | Lav | Lav | Lav | Nei |
| Pikrinsyre | Lav | Lav | Lav | Nei |
| Dinitrofenol | Moderat | Lav | Lav | Nei |
| Nitroglycerin | Lav | Høy | Lav | Nei |
| Nitroguanidin | Lav | Høy | Lav | Nei |
| Nitrocellulose | Lav | Lav | Lav | Nei |
| Difenylamin | Moderat | Moderat | Lav | Nei |
| Ftalater | Høy | Høy | Lav | Ja |
| Metaller | Høy | Moderat | Lav | Ja |
| Hydrazin | Høy | Høy | Lav | Ja |
| Perklorat | Høy | Høy | Lav | Ja |
| DNT | Moderat | Moderat | Lav | Nei |

Tabell 5.8 Samlet preliminær miljørisikovurdering av stoffer i ammunisjon. Miljøkonsentrasjon er kun en antatt størrelse basert på kjennskap til ammunisjonens innhold og målinger fra andre land

Vurderingen er kun preliminær og er ment som en indikasjon på om stoffene er verdt en videre oppfølging eller ikke. Målinger av de faktiske konsentrasjoner og omfanget av forurensning er nødvendig å undersøke før en fullstendig vurdering kan gjennomføres.

Beregningen av normverdier i jord ved hjelp av veiledning for risikovurdering av forurenset grunn (SFT, 1999) gav relativt konservative resultater med normative konsentrasjoner i jord på 0,7 og 0,6 for henholdsvis TNT og RDX. Den mest utslagsgivende eksponeringsveien for resultatet var inntak av grønnsaker dyrket på stedet. Inntak av drikkevann hadde også stor betydning. En viktig parameter for disse eksponeringsveiene er hva som faktisk løses i porevannet i jorden. Formelverket baserer dette på jord/vann fordelingskoeffisienten (K_d) som for organiske stoffer avhenger av formelen $K_d = K_{oc} \times f_{oc}$, hvor K_{oc} er organisk karbon/vann fordelingskoeffisienten og f_{oc} er fraksjon organisk karbon i jord. For alle sprengstoffene er dette en verdi som vil være relativt lav. Det vil si at kun en liten del av sprengstoff i jord vil være adsorbent til jordpartikler. Beregningsverktøyet tar høyde for at resten av sprengstoff-fraksjonen vil befinne seg i porevann klar til å opptas av planter eller transporteres til grunnvann og nærliggende resipienter. Dette er nok langt fra sannheten. Vi har diskutert overfor at mye av

sprengstoffet kan forekomme på en langsomt eroderende partikkelform. I tillegg er det ikke alle sprengstoffer som er så lett løselig i vann på tross av lav K_{oc} -verdi. For å beregne mer relevante normverdier i jord er det viktig at den reelle porevannskonsentrasjonen undersøkes og at det utvikles en modell som tar den reelle biotilgjengeligheten med i betraktningen.

Ved å benytte beregningsverktøyet Risikovurdering av sjøforurensninger (Voie og Storstenvik, 2001) ble det også beregnet særdeles konservative normverdier for sedimenter. Årsaken til dette er den tilsvarende fordelingen mellom vann og sediment. Selv om sprengstoff i liten grad bindes til sedimentpartikler betyr ikke dette at resten er løst i vannfasen, men at sprengstoffet kan forekomme i sedimentet i fast form (partikler). Den reelle fordelingen mellom vann og sediment bør undersøkes i et forurenset system.

Basert på målinger andre steder i verden er det sannsynlig at konsentrasjoner av sprengstoff i skyte- og øvingsfelt i Norge vil forekomme i konsentrasjoner som kan gi lokale miljøeffekter. Derfor er det ved avhending og omregulering av øvingsfelt, nødvendig å foreta omfattende analyser av sprengstoffer som TNT, RDX og HMX, og av stoffer som inngår i krutt og drivmidler som tungmetaller, difenylamin og ftalater.

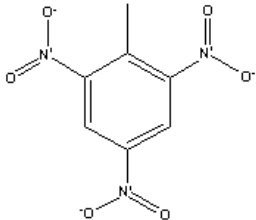
Ved analyse av sprengstoff i jord er problemet den heterogene fordelingen som disse stoffene har. For å løse dette problemet er det anbefalt et system for å ta samleprøver. Resultatet er en blandprøve for et lite subområde. Dette kan være hensiktsmessig for en risikovurdering hvor det er effektene av den helhetlige belastningen som er relevant (Radtke et al., 2002).

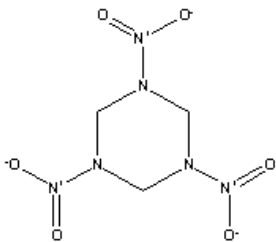
Innsigelsen mot en slik fremgangsmåte er at den faktiske situasjon med heterogen fordeling kan ha spesielle konsekvenser med tanke på eksponering og risiko. I stedet for å gjøre tillempninger ved prøvetakingen kan det derfor være mer hensiktsmessig å foreta tillempninger i risikovurderingen hvor man kan inkludere den heterogene fordelingen av sprengstoffer.

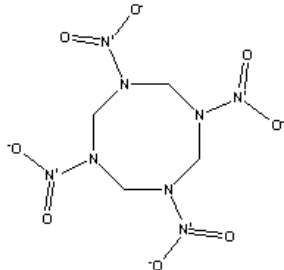
Det burde i fremtiden legges vekt på å studere kontaminerings- og eksponeringspotensialet for eksplosiver. Det er viktig å definere de økologiske og humane endepunkter som kan påvirkes av eventuelle forurensninger.

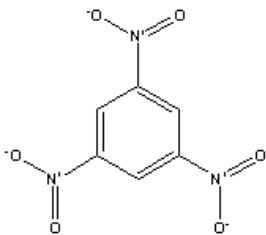
APPENDIKS

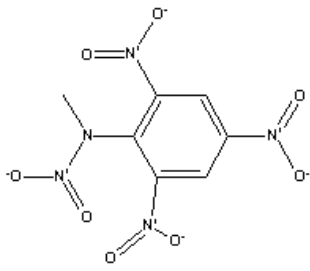
A.1 Kjemiske og fysiske egenskaper

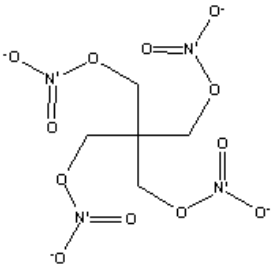
| 2,4,6-Trinitrotoluen (TNT) | |
|-----------------------------------|---|
| Engelske synonymer | 1-methyl-2,4,6-trinitrobenzene; 2,4,6-Trinitrotoluene; 2-methyl-1,3,5-trinitrobenzene; alpha-trinitrotoluol; entsufon; methyltrinitrobenzene; s-trinitrotoluene; s-trinitrotoluol; sym-trinitrotoluene; sym-trinitrotoluol; TNT; tolite; trilit; Trinitrotoluene; Trinitrotoluene, 2,4,6- ; trinitrotoluol; trotyl; |
| Struktur |  |
| CAS nr. | 118-96-7 |
| Molekylvekt | 227,13 |
| Farge | Gul-hvit |
| Fysisk tilstand | Monokliniske nåler |
| Smeltepunkt | 80,1 °C |
| Dekomp.punkt | 240 °C |
| Lukt | Ingen |
| Løselighet i vann | 130 mg/l ved 20 °C |
| Log Kow | 2,2 |
| Log Koc | 1100 |
| Damptrykk | $1,99 \times 10^{-4}$ mm Hg ved 25 °C |
| H | $9,87 \times 10^{-8}$ atm.m ³ /mol ved 25 °C |

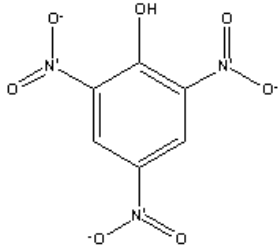
| Heksahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazin (RDX) | |
|--|---|
| Engelske synonymer | 1,3,5-triaza-1,3,5-trinitrocyclohexane; 1,3,5-Trinitro-1,3,5-triazacyclohexane; 1,3,5-trinitrohexahydro-p-triazine; Cyclonite; Cyclotrimethylene trinitramine; RDX; Cyclotrimethylenetrinitramine; Hexahydro-1,3,5-Trinitro-1,3,5-Triazine; Hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine ; Hexahydro-1,3,5-trinitro-s-triazine; Hexogen; Hexolite; Trimethylenetrinitramine; Trinitrohexahydrotriazine; Royal Demolition Explosive; Research Demolition Explosive. |
| Struktur |  |
| CAS nr. | 121-82-4 |
| Molekylvekt | 222,26 |
| Farge | Hvit |
| Fysisk tilstand | Krystallinsk pulver |
| Smeltepunkt | 205-206 °C |
| Dekomp.punkt | 353,4 °C |
| Lukt | - |
| Løselighet i vann | 59,8 mg/l ved 25°C |
| Log Kow | 0,87 |
| Log Koc | 2,291 |
| Damptrykk | $4,1 \times 10^{-9}$ mm Hg ved 25 °C |
| H | $2,8 \times 10^{-3}$ atm.m ³ /mol ved 25 °C |

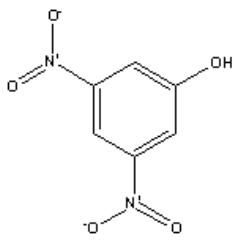
| Oktahydro-1,3,5,7-tetranitro-1,3,5,7-tetrazosin (HMX) | |
|--|---|
| Engelske synonymer | 1,3,5,7-Tetranitro-1,3,5,7-tetraazacyclooctane; cyclotetramethylenetetranitramine; Cyclotetramethylene tetranitramine (HMX); HMX; HW4; LX 14-0; Octahydro-1,3,5,7-tetranitro-1,3,5,7- tetra; Octahydro-1,3,5,7-Tetranitro-1,3,5,7-Tetrazocine; Octahydro- 1,3,5,7-tetranitro-1,3,5,7-tetrazocine ; Octogen; |
| Struktur |  |
| CAS nr. | 2691-41-0 |
| Molekylvekt | 296.16 |
| Farge | Fargeløs |
| Fysisk tilstand | Krystallinsk |
| Smeltepunkt | 276–280 °C |
| Dekomp.punkt | - |
| Lukt | - |
| Løselighet i vann | 5–6,63 mg/l ved 20–25 °C |
| Log Kow | 0,26 |
| Log Koc | 0,54 |
| Damptrykk | $3,33 \times 10^{-14}$ mm Hg ved 25°C |
| H | $2,60 \times 10^{-15}$ atm.m ³ /mol ved 25°C |

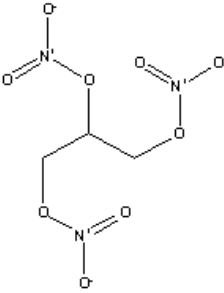
| 1,3,5-Trinitrobenzen | |
|-----------------------------|--|
| Engelske synonymer | 1,3,5-trinitrobenzene; benzite; sym-Trinitrobenzene; trinitrobenzene; Trinitrobenzene, 1,3,5- ; Trinitrobenzol; |
| Struktur |  |
| CAS nr. | 99-35-4 |
| Molekylvekt | 213,11 |
| Farge | Gul-hvit |
| Fysisk tilstand | Rombiske plater |
| Smeltepunkt | 122,5-125,5 °C |
| Dekomp.punkt | 315 °C |
| Lukt | - |
| Løselighet i vann | 340-385 mg/l ved 20-25 °C |
| Log Kow | 1,18 |
| Log Koc | 1,88 |
| Damptrykk | $3,2 \times 10^{-6}$ mm Hg ved 25 °C |
| H | $3,08 \times 10^{-9}$ atm.m ³ /mol ved 25 °C |

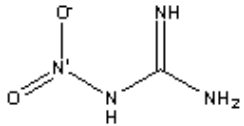
| 2,4,6-trinitrofenylmetylnitramin (Tetryl) | |
|--|---|
| Engelske synonymer | 2,4,6-Tetryl; 2,4,6-trinitrophenylmethylnitramine; nitramine; N-methyl-N,2,4,6-tetranitroaniline; tetralite; Tetryl; N-Methyl-N,2,4,6-tetranitrobenzenamine; Trinitrophenylmethylnitramine; |
| Struktur |  |
| CAS nr. | 479-45-8 |
| Molekylvekt | 287,14 |
| Farge | Fargeløs til gul |
| Fysisk tilstand | Krystallinsk |
| Smeltepunkt | 129 °C |
| Dekomp.punkt | 187 °C |
| Lukt | Ingen |
| Løselighet i vann | 200 mg/l ved 20 °C |
| Log Kow | 1,64 |
| Log Koc | 3,31 |
| Damptrykk | $1,17 \times 10^{-7}$ mm Hg ved 25 °C |
| H | $2,71 \times 10^{-9}$ atm.m ³ /mol ved 25 °C |

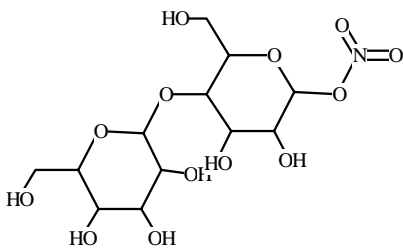
| Pentaeritryl tetranitrat (PETN) | |
|--|--|
| Engelske synonymer | 1,3-dinitrato-2,2-bis(nitratomethyl)propane; 1,3-Propanediol, 2,2-bis[(nitrooxy)methyl]-, dinitrate (ester); 2,2-bis(hydroxymethyl)-1,3-propanediol tetranitrate; angicap; antora; baritrate; CHOT; deltrate-20; nitropentaerythrite; Nitropentaerythritol; Pentaerithrityl tetranitrate; Pentaerythritol tetranitrate; Pentaerythrite tetranitrate; Penthrit; peridex-la; perityl; PETN; PETN, NF; quintrate; vasodiatol; |
| Struktur |  |
| CAS nr. | 78-11-5 |
| Molekylvekt | 316,15 |
| Farge | Hvit |
| Fysisk tilstand | Krystallinsk |
| Smeltepunkt | 140 °C |
| Dekomp.punkt | 180 °C |
| Lukt | Svak |
| Løselighet i vann | 43 mg/l ved 25°C |
| Log Kow | 1,61 |
| Log Koc | 2,25-3,24 |
| Damptrykk | $1,035 \times 10^{-10}$ mm Hg ved 25 °C |
| H | $1,2 \times 10^{-11}$ atm.m ³ /mol ved 25 °C |

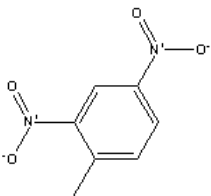
| Pikrinsyre | |
|--------------------|--|
| Engelske synonymer | 2,4,6-Trinitrophenol; 2-hydroxy-1,3,5-trinitrobenzene; Carbazotic Acid; C.I. 10305; lyddite; Melinite; pertite; phenol trinitrate; Picric acid; Picronitric acid; shimose; trinitrophenol; |
| Struktur |  |
| CAS nr. | 88-89-1 |
| Molekylvekt | 229,1 |
| Farge | Gul |
| Fysisk tilstand | Krystallinsk |
| Smeltepunkt | 122-123 °C |
| Dekomp.punkt | 338,5 °C |
| Lukt | Ingen |
| Løselighet i vann | $1,27 \times 10^4$ mg/l ved 25 °C |
| Log Kow | 1,33 |
| Log Koc | 3,263 |
| Damptrykk | $7,5 \times 10^{-7}$ mm Hg ved 25 °C |
| H | $1,7 \times 10^{-11}$ atm.m ³ /mol ved 25 °C |

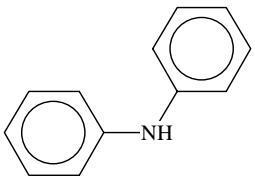
| Dinitrofenol | |
|-----------------------|--|
| Engelske synonymer | Dinitrol (mixed isomers); Dinitrophenol; Dinitrophenol (mixed isomers); Dinitrophenol mixture; Dinitrophenol, solution; |
| Struktur |  |
| CAS nr. | 25550-58-7 |
| Molekylvekt | 184,1 |
| Farge | Gul |
| Fysisk tilstand | Krystallinsk |
| Smeltepunkt | 118 °C |
| Kokepunkt | 332,1 °C |
| Lukt | Ingen |
| Løselighet i vann | 3555 mg/l ved 25 °C |
| Log Kow | 1,37 |
| Log Koc | 2,5 |
| Damptrykk | $4,4 \times 10^{-5}$ mm Hg ved 25 °C |
| H | $3,0 \times 10^{-9}$ atm.m ³ /mol ved 25 °C |

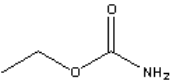
| Nitroglycerin | |
|-----------------------|--|
| Engelske synonymer | 1,2,3-Propanetriol trinitrate; Adesitrin; Nitroglyn; Nitroject; Nitrol; Nitrolingual; Nitronet; Nitrong parenteral; Nitrospan; Nitrostat; S.N.G.; Soup; Transderm-nitro; Tridil sublin; trinitrin; Trinitroglycerin; trinitroglycerol; Angibid; Anginine; Angiolingual; Angorin; Blasting Gelatin; blasting oil; Buccal; Deponit; glonoin; Glycerol Nitric Acid Triester; Glyceryl trinitrate; GTN-Pohl; Minitran; NG; NIONG; Nitradisc; Nitro-Bid; Nitro-disc; Nitrocap; Nitrocine; Nitro-dur; Nitrogard; Nitroglycerin; nitroglycerol; |
| Struktur |  |
| CAS nr. | 55-63-0 |
| Molekylvekt | 227,09 |
| Farge | Svak gul |
| Fysisk tilstand | Viskøs væske, trikline eller rombiske krystaller |
| Smeltepunkt | 13,5 °C |
| Dekomp.punkt | 145 °C |
| Lukt | Søt, brennende lukt |
| Løselighet i vann | 1800 mg/l ved 25°C |
| Log Kow | 1,62 |
| Log Koc | 1,51 |
| Damptrykk | 2.5×10^{-4} mm Hg ved 25 °C |
| H | $9,87 \times 10^{-8}$ atm.m ³ /mol ved 25 °C |


| Nitroguanidin | |
|-----------------------|---|
| Engelske synonymer | Nitroguanadine; nitroguanidine; Nitroguanidine ; |
| Struktur |  |
| CAS nr. | 556-88-7 |
| Molekylvekt | 104,1 |
| Farge | Gul |
| Fysisk tilstand | Nåler |
| Smeltepunkt | 239 °C |
| Dekomp.punkt | - |
| Lukt | - |
| Løselighet i vann | $4,4 \times 10^3$ mg/l ved 25 °C |
| Log Kow | -0,89 |
| Log Koc | 1,4 |
| Damptrykk | $3,43 \times 10^{-4}$ mm Hg ved 25 °C |
| H | $4,49 \times 10^{-12}$ mm Hg ved 25 °C |

| Nitrocellulose | |
|-----------------------|---|
| Struktur |  |
| CAS nr. | 9004-70-0 009004-70-0 Cellulose, nitrate |
| Molekylvekt | 387,3 |
| Farge | Ingen |
| Fysisk tilstand | Viskøs væske |
| Smeltepunkt | 262 °C |
| Dekomp.punkt | 605,7 °C |
| Lukt | - |
| Løselighet i vann | Ikke løselig |
| Log Kow | -4,56 |
| Log Koc | 1,0 |
| Damptrykk | $1,4 \times 10^{-17}$ mm Hg ved 25 °C |
| H | $7,2 \times 10^{-24}$ mm Hg ved 25 °C |

| 2,4-DNT | |
|--------------------|---|
| Engelske synonymer | 1-Methyl-2,4-Dinitrobenzene; 2,4-Dinitrotoluene; 2,4-dinitrotoluol; 2,4-DNT; Dinitrotoluene, 2,4- ; Dinitrotoluol; DNT; |
| Struktur |  |
| CAS nr. | 121-14-2 |
| Molekylvekt | 182.1 |
| Farge | Gul |
| Fysisk tilstand | Pulver |
| Smeltepunkt | 69 °C |
| Dekomp.punkt | 300 °C |
| Lukt | Karakteristisk |
| Løselighet i vann | 446,2 mg/l ved 22°C |
| Log Kow | 1,98 |
| Log Koc | 2,561 |
| Damptrykk | $1,47 \times 10^{-4}$ mm Hg ved 22 °C |
| H | $5,4 \times 10^{-8}$ atm.m ³ /mol ved 25 °C |

| Difenylamin | |
|--------------------|--|
| Engelske synonymer | Anilino benzene; big dipper; Diphenyl amine; Diphenylamine ; C.I. 10355; DFA; DPA; N,N-diphenylamine; No Scald; N-Phenylbenzenamine; N-Phenyl Aniline; (phenylamino)benzene; Phenylbenzenamine; scaldip; |
| Struktur |  |
| CAS nr. | 102-23-4 |
| Molekylvekt | 169,22 |
| Farge | Ingen |
| Fysisk tilstand | Krystallinsk |
| Smeltepunkt | 54,5 °C |
| Kokepunkt | 302 °C |
| Lukt | Blomsterlukt |
| Løselighet i vann | 53 mg/l |
| Log Kow | 3,5 |
| Log Koc | 3,276 |
| Damptrykk | $8,06 \times 10^{-4}$ mm Hg ved 25 °C |
| H | $3,39 \times 10^{-6}$ atm.m ³ /mol |

| Etyluretan | |
|--------------------|--|
| Engelske synonymer | o-Ethyl carbamate; o-ethylurethane; a 11032; Carbamic acid ethyl ester; Ethyl carbamate; Ethyl carbamate ; ethyl ester of carbamic acid; Ethyl urethane; leucethane; leucothane; pracobamin; u-compound; urethane; X 41; |
| Struktur |  |
| CAS nr. | 51-79-6 |
| Molekylvekt | 89,1 |
| Farge | Ingen |
| Fysisk tilstand | Krystallinsk, eller hvitt pulver |
| Smeltepunkt | 48 °C |
| Kokepunkt | 182 °C |
| Lukt | |
| Løselighet i vann | 100 g/l ved 22 °C |
| Log Kow | - 0,15 |
| Log Koc | 1,072 |
| Damptrykk | $2,62 \times 10^{-1}$ mm Hg ved 25 °C |
| H | $6,43 \times 10^{-8}$ atm.m ³ /mol |

| Hydrazin | |
|--------------------|---|
| Engelske synonymer | Diamide; Diamine; Hydrazine; Hydrazine base; Hydrazine ; Hydrazine, hydrazine sulfate |
| Struktur |  |
| CAS nr. | 302-01-2 |
| Molekylvekt | 32,05 |
| Farge | Ingen |
| Fysisk tilstand | Væske |
| Smeltepunkt | 1,4 °C |
| Dekomp.punkt | 113,5 °C |
| Lukt | Svak lukt av ammoniakk |
| Løselighet i vann | Blandbar |
| Log Kow | - 2,07 |
| Log Koc | 1,155 |
| Damptrykk | $1,44 \times 10^1$ mm Hg ved 25 °C |
| H | $1,44 \times 10^{-8}$ atm.m ³ /mol |

LITTERATUR

Beelen P, Burris D R (1995) Reduction of the explosive 2,4,6-trinitrotoluene by enzymes from aquatic sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry* **14(12)**, 2115-2123.

Berthe-Corti L, Jacobi H, Kleihauer S, Witte I (1998) Cytotoxicity and mutagenicity of a 2,4,6-trinitrotoluene (TNT) and hexogen contaminated soil in *S. Typhimurium* and mammalian cells. *Chemosphere* **37(2)**, 209-218.

Boolaky M (1981) Picric acid poisoning. *Nursing Times*. **77**, 1050-1051.

Burton D T, Turley S D, Peters G T (1993) The toxicity of hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine (RDX) to the freshwater green alga (*Selenastrum capricornutum*). *Water Air and Soil Pollution* **76**, 449-457.

Burton D T, Turley S D, Peters G T (1994) The acute and chronic toxicity of hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine (RDX) to the fathead minnow (*Pimephales promelas*). *Chemosphere* **29(3)**, 567-579.

Christopher H J, Boardman G D, Freedman D L (2000) Aerobic biological treatment of 2,4-dinitrotoluene in munitions plant wastewater. *Water Research* **34 (5)**, 1595-1603.

Cooper K R, Burton D T, Goodfellow W L, Rosenblatt D H (1984) Bioconcentration and metabolism of picric acid (2,4,6-trinitrophenol) and picramic acid (2-amino-4,6-dinitrophenol) in rainbow trout *Salmo gairdneri*. *Journal of Toxicology Environmental Health* **14**, 731-747.

Crawford Dobbin M A, (1954) Aplastic anemia due to trinitrotoluene intoxication. *British Medical Journal* **2**, 430-437.

Dave G, Nilsson E, Wernersson A S (2000) Sediment and water phase toxicity and UV-activation of six chemicals used in military explosives. *Aquatic Ecosystem Health Management* **3**, 291-299.

Dilley J V, Tyson C A, Spangord R J, Sasmore D P, Newell G W, Dacre J C (1982) Short term oral toxicity of 2,4,6-trinitrotoluene in mice, rats and dogs. *Journal of Toxicology and Environmental Health* **9**, 565-585.

Dodard S G, Renoux A Y, Hawari J Ampleman G, Thiboutot S, Sunahara G I (1999) Ecotoxicity characterization of dinitrotoluenes and some of their reduced metabolites. *Chemosphere* **38(9)**, 2071-2079.

Eggen T, Stuanes A (2001) Karakterisering av TNT-forurenset jord fra Mellomøya, Horten. Jordforsk rapport nr. 29/01. 13 s.

EPA (U.S. Environmental Protection Agency), (1999a) EPA Region III Risk-based concentration table. <http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/index.htm>

EPA (U.S. Environmental Protection Agency), (2004)
http://www.epa.gov/swerffrr/documents/munition_links.htm

- Fuller M E, Manning J F (1998) Evidence for differential effects of 2,4,6-trinitrotoluene and other munitions compounds on specific subpopulations of soil microbial communities. *Environmental Toxicology Chemistry* **17(11)**, 2185-2195.
- Gong P, Siciliano S D, Greer C W, Paquet L, Hawari J, Sunahara G I (1999) Effects and bioavailability of 2,4,6-trinitrotoluene in spiked and field-contaminated soils to indigenous microorganisms. *Environmental Toxicology Chemistry* **18(12)**, 2681-2688.
- Green A, Moore D, Farrar D (1997) Chronic toxicity of 2,4,6-trinitrotoluene to a marine polychaete and an estuarine amphipod. *Environmental Toxicology Chemistry* **18(8)**, 1783-1790.
- Harvey S D, Fellows R J, Cataldo D A, Bean R M (1991) Fate of the explosive hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine (RDX) in soil and bioaccumulation in bush bean hydroponic plants. *Environmental Toxicology and Chemistry* **10**, 845-855.
- Hewitt A D, Jenkins T F, Ranney T A, Stark J A, Walsh M E, Taylor S, Walsh M R, Lambert D J, Perron N M, Collins N H, Karn R (2003) Estimates for explosives residue from the detonation of army munitions. U.S. Army Engineer Research and Development Center. Cold Regions and Engineering Laboratory. ERDC/CRREL TR-03-xx. New Hampshire, 87 s.
- HSDB (2004) Hazardous Substance Data Bank. <http://toxnet.nlm.nih.gov>
- Jenkins T F, Grant C L, Brar G S, Thorne P G, Schumacher P W, Ranney T A (1997a) Sampling error associated with collection and analysis of soil samples at TNT-contaminated sites. *Field Analytical Chemistry and Technology* **1(3)**, 151-163.
- Johnson M S, Ferguson J W, Holladay S D (2000) Immune effects of oral 2,4,6-trinitrotoluene (TNT) exposure to the white-footed mouse, *Peromyscus leucopus*. *International Journal of Toxicology* **19**, 5-11.
- Johnson M S, Holladay S D, Lippenholz K S, Jenkins J L, McCain W C (2000) Effects of 2,4,6-trinitrotoluene in a holistic environmental exposure regime on a terrestrial salamander, *Ambystoma tigrinum*. *Toxicologic Pathology* **28(2)**, 334-341.
- Junk T, Catallo, J W (1998) Environmental transformation products of 2,4,6-trinitrotoluene. *Chemical Speciation and Bioavailability* **10(2)**, 47-52
- Kaplan A S, Berghout C F, Peczenik A (1965) Human intoxication from RDX. *Archives of Environmental Health* **10**, 877-883.
- Klausmeier R E, Osmon J L, Walls D R (1973) The effects of trinitrotoluene on microorganisms. *Developments in Microbiology* **60(12)**, 308-317.
- Kolb G, Becker N, Scheller S, Zugmaier G, Pralle H, Wahrendorf J, Havemann K (1993) Increased risk of acute myelogenous leukemia (AML) and chronic myelogenous leukemia (CML) in a county of Hesse, Germany. *Soz Präventivmed* **38**, 190-195.

- Kuperman R G, Checkai R T, Simini M, Phillips C T, Kolakowski J E, Kurnas C W, Sunahara G I (2003) Survival and reproduction of *Enchytraeus crypticus* (*Oligochaeta*, *Enchytraeidae*) in a natural sandy loam soil amended with the nitro-heterocyclic explosives RDX and HMX. *Pedobiologia* **47**(5-6), 651-656.
- Lachance B, Robidoux P Y, Hawari J, Ampleman G, Thiboutot S, Sunhara G I (1999) Cytotoxic and genotoxic effects of energetic compounds on bacterial and mammalian cells in vitro. *Mutation Research* **444**, 25-39.
- Levine B S, Rust J H, Barkley J J, Furedi E M, Lish P M (1990) Six month oral toxicity study of TNT in beagle dogs. *Toxicology* **63**, 233-244.
- Levine B S, Rust J H, Barkley J J, Furedi E M, Lish P M, (1990) Toxic interactions of the munitions compounds TNT and RDX in F344 rats. *Fundamental and Applied Toxicology* **15**, 373-380.
- Liljedahl B, Qvafort U (1998) Dumpad ammunition i gruvschakt, Dalkarlsberg. En miljöriskbedömning. FOA-R-97-00651-222—SE. Umeå. 76 s.
- Liu Y, Yao M, Fang J, Wang Y (1995) Monitoring human risk and exposure to trinitrotoluene (TNT) using haemoglobin adducts as biomarkers. *Toxicological letters* **77**, 281-287.
- Nagel D B, Scheffer S, Casper B, Garn H, Drzyzga O, Löw E, Gemsa D (1999) Effect of 2,4,6-trinitrotoluene and its metabolites on human monocytes. *Environmental Science and Technology* **33**, 2566-2570.
- Nipper M, Carr R S, Biedenbach J M, Hooten R L, Miller K (2002) Toxicological and chemical assessment of ordnance compounds in marine sediments and porewaters. *Marine Pollution Bulletin* **44**, 789-806.
- Mariussen E (1997) Evaluation of the health risk and the environmental effects of explosives after demining with reconstructed military tanks. FFI Rapport 97/02691.
- Military Explosives (1984) Department of the Army. TM 9-1300-214. 349 pp.
- Military Explosives (1955) Department of the Army. TM 9-1910.
- Parmelee R W, Wentsel R S, Philips C T, Simini M, Checkai R T (1993) Soil microcosm for testing the effects of chemical pollutants on soil fauna communities trophic structure. *Environmental Toxicology Chemistry* **12**(8), 1477-1486.
- Pennington J C, Brannon J M, (2002) Environmental fate of explosives. *Thermochimica Acta* **384**, 163-172.
- Peters G T, Burton D T, Paulson R L, Turley S D (1991) The acute and chronic toxicity of hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine (RDX) to three freshwater invertebrates. *Environmental Toxicology Chemistry* **10**(8), 1073-1082.
- Pyrotechnic Simulators (1991) Department of the Army. TM 9-1370-207-10.

- Qaisi K M, Ro K S, Reible D, Thibodeaux L J, Valsaraj K T, Constant W D (1996) Transport process of TNT from flooded highly contaminated surface soil bed. *Journal of Environmental Science and Health* **A31(10)**, 2515-2532.
- Qaisi K M, Thibodeaux L J, Adrian D (1996) Aquatic plant augmented TNT degradation - analysis of reaction kinetics. *Journal of Environmental Science and Health* **A31(7)**, 1595-1603.
- Qaisi K M, Thibodeaux L J, Ro K S, Valsaraj K T, Adrian D D (1996) A proposal for a field-scale pilot demonstration unit for bioremediation of TNT contaminated soil. *Journal of Environmental Science and Health* **A31(9)**, 2287-2294.
- Radtke C W, Gianotto D, Roberto F F (2002) Effects of particulate explosives on estimating contamination at a historical explosives testing area. *Chemosphere* **46**, 3-9.
- Reddy G, Reddy T, Chodhury H, Daniel F B, Leach G J (1997) Assessment of environmental hazards of 1,3,5-trinitrobenzene. *Journal of Toxicology and Environmental Health* **52**, 447-460.
- Renoux A Y, Caumartin J, Thiboutot S, Ampleman G, Sunahara G I (2001) Derivation of environmental soil quality guidelines for 2,4,6-trinitrotoluene using the CCMA approach. *Human Ecological Risk Assessment* **7(6)**, 1715-1735.
- Renoux A Y, Sarrazin M, Hawari J, Sunahara G I (2000) Transformation of 2,4,6-trinitrotoluene in soil in the presence of the earthworm *Eisenia andrei*. *Environmental Toxicology Chemistry* **19(6)**, 1473-1480.
- Robidoux P Y, Bardai G, Paquet L, Ampleman G, Thiboutot S, Hawari J, Sunahara G I (2003) Phytotoxicity of 2,4,6-trinitrotoluene (TNT) and octahydro-1,3,5,7-tetranitro-1,3,5,7-tetrazocine (HMX) in spiked artificial and natural forest soils. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **44(2)**, 198-209.
- Robidoux P Y, Hawari J, Thiboutot S, Ampleman G, Sunahara G I (2001) Chronic toxicity of octahydro-1,3,5,7-tetranitro-1,3,5,7-tetrazocine (HMX) in soil determined using the earthworm (*Eisenia andrei*) reproduction test. *Environmental Pollution* **111(2)**, 283-292.
- Robidoux P Y, Hawari J, Thiboutot S, Ampleman G, Sunahara G I (1999) Acute toxicity of 2,4,6-trinitrotoluene in earthworm (*Eisenia andrei*). *Ecotoxicology and Environmental Safety* **44**, 311-321.
- Robidoux P Y, Svendsen C, Caumartin J, Hawari J, Ampleman G, Thiboutot S, Weeks J M, Sunahara G I (2000) Chronic toxicity of energetic compounds in soil determined using the earthworm (*Eisenia andrei*) reproduction test. *Environmental Toxicology and Chemistry* **19(7)**, 1764-1773.
- Robidoux P Y, Hawari J, Bardai G, Paquet L, Ampleman G, Thiboutot S, Sunahara G I (2002) TNT, RDX, and HMX decrease earthworm (*Eisenia andrei*) life-cycle responses in a spiked natural forest soil. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **43(4)**, 379-388.
- Rosenblatt D H, Burrows E P, Mitchel W R, Parmer D L (1991) Organic explosives and related compounds. In *The handbook of environmental chemistry*, Vol 3 part G (Eds. Hutzinger, O) Springer-Verlag, Berlin, 197-234.

- Shcäfer R, Achazi R K (1999) The toxicity of soil samples containing TNT and other ammunition derived compounds in the enchytraeid and collembola-biotest. *Environmental Science and Pollution Research* **6(4)**, 213-219.
- Shreve R N (1967) *Chemical Process Industries*, 3rd ed., McGraw-Hill, NY, NY, 1967.
- Siciliano S D, Gong P, Sunahara G I, Greer C W (2000) Assessment of 2,4,6-trinitrotoluene toxicity in field soils by pollution-induced community tolerance, denaturing gradient gel electrophoresis, and seed germination assay. *Environmental Toxicology and Chemistry* **19(8)**, 2154-2160.
- Smock L A, Stoneburner D L, Clark J R (1976) The toxic effects of trinitrotoluene (TNT) and its primary degradation products on two species of algae and fathead minnow. *Water Research* **10**, 537-543.
- Spiker J K, Crawford D L, Crawford R L (1992) Influence of 2,4,6-trinitrotoluene (TNT) concentration on the degradation of TNT in explosive contaminated soils by white root fungus *Phanerochaete chrysosporium*. *Applied Environmental Microbiology* **58(9)**, 3199-3202.
- Steevens J A, Duke M B, Guilherme R L, Bridges T S (2002) Toxicity of the explosives 2,4,6-trinitrotoluene, hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine, and octahydro-1,3,5,7-tetranitro-1,3,5,7-tetrazocine in sediments to *Chironomus tentants* and *Hyealla azteca*: Low-dose hormesis and high-dose mortality. *Environmental Toxicology and Chemistry* **21(7)**, 1475-1482.
- Sundeeep G R, Chandra A M, Lish J W, Qualls Jr C W (2000) Toxicity of 2,4,6-trinitrotoluene (TNT) in hispid cotton rats (*Sigmoid hispidus*): hematological, biochemical, and pathological effects. *International Journal of Toxicology* **19**, 169-177.
- Sung K J, Corapcioglu M Y, Drew M C, Munster C L (2001) Plant contamination by organic pollutants in phytoremediation. *Journal of Environmental Quality* **30(6)**, 2081-2090.
- Thompson P L, Ramer L A, Schnoor J L (1998) Hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazene translocation in poplar trees. *Environmental Toxicology Chemistry* **18(2)**, 279-284.
- U.S. Department of Health and Human Services. Hazardous Substances Databank (HSDB, online database) (1993) National Toxicology Information Program, National Library of Medicine, Bethesda, MD.
- Valsaraj K T, Qaisi K M, Constant W D, Thibodeaux L J, Ro K S (1998) Diffusive transport of 2,4,6-trinitrotoluene (TNT) from contaminated soil to overlying water. *Journal of Hazardous Materials* **59**, 1-12.
- Voegtlin C, Hooper C W, Johnsen J M (1921-1922) Trinitrotoluene poisoning- Its nature, diagnosis, and prevention. *Journal of Industrial Hygiene* **3**, 280-292.
- Von Oettingen W F, Donahue D D, Yagoda H, Monaco A R, Harris M R (1949) Toxicity and potential dangers of cyclotrimethylenetrinitramine (RDX). *Journal of Industrial Hygiene and Toxicology* **31**, 21-31.

Won W D, Disalvo L H (1976) Toxicity and mutagenicity of 2,4,6-Trinitrotoluene and its microbial metabolites. *Applied Environmental Microbiology* **31(4)**, 576-580.

Won W D, Disalvo L H, Ng J (1976) Toxicity and mutagenicity of 2,4,6-trinitrotoluene and its microbial metabolites. *Applied Environmental Microbiology* **31(4)**, 576-580.

Yi L, Quan-Quan J, Shou-Qi Y, Gao-Jun T, Jing-Wei C (1993) Effects of exposure to TNT on male reproduction. *Biomedical Environmental Science* **6**, 154-160.

Yinon J (1990) Toxicity and metabolites of explosives. CRC Press, Boca Raotn, FL