

Tiltak på eksplosivforurenset grunn – et litteraturstudium

Øyvind Voie

Forsvarets forskningsinstitutt (FFI)

3. februar 2009

FFI-rapport 2009/00257

108903

P: ISBN 978-82-464-1521-5

E: ISBN 978-82-464-1522-2

Emneord

Tiltak

Eksplosiver

Forurenset grunn

Skyte- og øvingsfelt

Miljø

Godkjent av

Kjetil Sager Longva

Prosjektleder

Jan Ivar Botnan

Avdelingssjef

Sammendrag

Rapporten er et litteraturstudium over relevante tiltak som kan benyttes på grunn forurenset med eksplosiver. Litteraturstudiet omtaler metoder som kan utføres på stedet (behandling *in situ*), og metoder som innebærer fjerning av masse og behandling av den forurensete jorden i et egnet anlegg (behandling *ex situ*). Det er publisert mye innenfor biologisk nedbrytning ved hjelp av mikroorganismer, og det er opprettet prosedyrer for tiltak i full skala som kan utføres *in situ*. Metoder innenfor fyto Remediering og kjemisk behandling er mer på utviklingsstadiet. Det er også utviklet flere typer behandlingsanlegg som kan behandle jord forurenset med eksplosiver. Ulempen med disse er at det kreves at man først fjerner massen, noe som er kostbart og som kan være vanskelig på grunn av nedgravde blindgjengere. Det er utført en vurdering av metodene for å finne ut hva som egner seg best til norske forhold. Kjemisk behandling ved alkalisk hydrolyse ved å kalke eksplosivforurensete områder utpeker seg som en billig og effektiv metode som kan egne seg for norske forhold. En viktig fordel er at man slipper å grave i jorden, noe som er et problem ved forekomst av blindgjengere. En annen metode som kan være aktuelt i lavlandet er biologisk nedbrytning på stedet.

English summary

The current report is a review over methods for remediation that are relevant for soil contaminated by explosives. The review includes methods that can be utilized *in situ*, and *ex situ*. Many studies have been published on bioremediation with the use of microorganisms. It has also been established procedures that can be applied in full scale *in situ* remediation. Methods on phytoremediation and chemical treatment are less developed. *Ex situ* facilities for treatment of contaminated soil have been described in the literature. The disadvantage of these methods is that the contaminated mass must be removed and transported to the facility, which is costly and associated by risk due to the problem of unexploded ordnance (UXO) that can be encountered in military training areas. An evaluation of the different methods has been performed in order to find methods that are most suitable for Nordic conditions. Chemical treatment by alkaline hydrolysis by adding lime *in situ* seems to be a cheap and effective method suitable for Nordic conditions. The method avoids digging which is desirable in places containing UXO. Another method relevant for the lowlands is *in situ* composting by adding manure followed by irrigation.

Innhold

	Forord	6
1	Innledning	7
1.1	Hensikt	7
1.2	Bakgrunn	7
2	Behandling av forurenset jord på stedet (<i>in situ</i>)	8
2.1	Biologisk behandling	8
2.1.1	Biologisk nedbrytning av eksplosiver	8
2.1.2	Overvåket naturlig nedbrytning	10
2.1.3	Kontrollert bioremediering <i>in situ</i>	10
2.1.4	Tilføring av mikroorganismer - "bioaugmentation"	11
2.1.5	Fytoremediering	12
2.2	Fysisk og kjemisk behandling	13
2.2.1	Kjemisk behandling	13
2.2.2	Kontrollerte branner	14
2.3	Kriterier for suksess ved <i>in situ</i> remediering av eksplosiver	15
3	Behandling av forurenset jord i anlegg (<i>ex situ</i>)	16
3.1	Biologisk behandling	16
3.2	Fysisk og kjemisk behandling	17
3.2.1	Avanserte oksidasjonsprosesser (AOP) og våt luft oksidering.	17
3.2.2	"Rotary Kiln Incinerator" og "Deactivator Furnace"	17
3.2.3	Jordvasking	18
3.2.4	Ekstraksjon med løsemiddel	18
4	Anbefalinger av metoder for tiltak i norske skyte- og øvingsfelt	18
4.1	Tiltak i demoleringsfelt	20
4.2	Tiltak i flybombefelt	21
4.3	Tiltak i håndgranatbane	21
4.4	Tiltak i panservernbane	21
4.5	Tiltak i øvingsfelt for artilleri	21
4.6	Tiltak i sprengningsfelt	21
4.7	Tiltak på standplass for håndvåpen og stridsvogn	21
	Referanser	22

Forord

Eksplisivforurenset grunn er en relativt ny problemstilling som er spesielt relevant i forbindelse med at militære områder avhendes og omgjøres til sivile formål. Rapporten har i den forbindelse tatt for seg litteratur over relevante tiltak for denne type forurensning. Takk til Kjetil Sager Longva, Helle Kristine Rosland, Tove Engen Karsrud, Marthe Parmer, Arnt Johnsen og Espen Mariussen for korrekturlesning og gode innspill.

1 Innledning

1.1 Hensikt

Hensikten med denne rapporten er å gi en oversikt over hvilke typer tiltak som benyttes på grunn forurenset med eksplosiver med bakgrunn i en litteraturstudie. Det blir også gitt forslag om hvilke typer tiltak Forsvaret bør satse på basert på egnethet i forhold til norske forhold, og praktisk gjennomførbarhet.

1.2 Bakgrunn

Det finnes et stort antall ammunisjonstyper som Forsvaret benytter til sine våpensystemer. Disse ammunisjonstypene inneholder eksplosiver, enten i form av drivladninger, sprengladninger, eller pyrotekniske satser. Eksplosivene omfatter både organiske og uorganiske stoffer, som kan ha forskjellige toksikologiske og økotoksikologiske egenskaper (Voie, 2005). Resultater fra undersøkelser av forurensning av eksplosiver i ulike skytebaner viser at det er 2,4,6-trinitrotoluen (TNT), nedbrytningsproduktene av TNT som 2- og 4-aminodinitrotoluen (2- og 4-ADNT), og eksplosivene 1,3,5-trinitroperhydro-1,3,5-triazin (RDX), 1,3,5,7-tetranitroperhydro-1,3,5,7-tetrazosin (HMX) og 2,4,6-trinitrophenyl-N-metylnitramin (Tetryl) som dominerer i miljøet (Johnsen et al., 2008). I tillegg til sprengladningen i ammunisjon er det også påvist at drivladningen kan utgjøre en kilde for miljøfarlige stoffer ettersom den kan inneholde stoffer som 2,4-dinitrotoluen (2,4-DNT), nedbrytningsprodukter av DNT, nitroglyserin (NG), 1,3-dinitrobensen og perklorater.

Når ammunisjonen detonerer vil mesteparten av eksplosivene omdannes til karbondioksid, vanndamp og nitrogen. Normalt vil restmengden utgjøre under en promille av utgangsmengden. Dette fører ikke til akkumulering av eksplosiver i miljøet. I enkelte tilfeller kan man få en ufullstendig detonasjon, noe som betyr at en større del (opp i titalls prosent) av eksplosivene vil forbli ureagert. Dette kan over tid føre til at betydelige mengder eksplosivresten akkumuleres i miljøet. Restmengdene spres ved detonasjon over et mindre område i partikkelform og blir liggende på jordoverflaten. I naturen kan restmengdene omdannes til en serie av nedbrytningsprodukter med andre fysiske, kjemiske, og toksikologiske egenskaper enn utgangsstoffene. I et helse- og miljørisikoperspektiv er dette interessant ettersom partikler av eksplosiver kan puttes i munnen av barn og beitedyr kan få i seg partikler og forurenset jord under beiting. Risikoen forbundet med helse og miljø gjør at det i enkelte tilfeller kan være nødvendig å utføre tiltak på eksplosivforurenset grunn.

En gjennomgang av litteraturen viser at det er mange forskjellige strategier, metoder og teknologi man kan ta i bruk når man ønsker å rydde opp i eksplosivforurensninger. Eksplosivforurensninger er organiske forbindelser, noe som gjør det mulig å bryte forbindelsene ned til ufarlige stoffer ved å benytte biologiske, kjemiske, eller fysiske agens. Det er naturlig å dele disse metodene inn i ”behandling av forurenset jord på stedet” og ”behandling av forurenset jord i anlegg”, hvor

behandling på stedet foregår ved å tilføre ulike agens i det forurensede området slik at nedbrytningen foregår der. I litteraturen blir disse to behandlingsformene ofte betegnet *in situ* som betyr på stedet, og *ex situ* som betyr utenfor stedet. En utfordring ved behandling *in situ* er at forurensningen forekommer på former som kan være mer persistent enn det som observeres for rene stoffer. Spesielt vil partiklene være persistente mot nedbrytning, både på grunn av liten overflate i forhold til volum og at de kan bestå av andre forbindelser, som voks og plastikk, som kan virke hemmende på nedbrytningen. Behandling i anlegg foregår ved at man først fjerner de forurensede massene fra lokaliteten for så å bringe de til et sted med fasiliteter for nedbrytning av eksplosiver. Utfordringer i forbindelse med dette er høye kostnader og risiko forbundet med blindgjengere. Nedbrytningsmetoder for eksplosiver er et forholdsvis nytt felt innen vitenskapen. Det er gjort få fullskalaforsøk, og under et begrenset antall miljøbetingelser. Dette gjør det vanskelig å komme med konkrete anbefalinger om tiltak ettersom det er uvisst hvor godt disse tiltakene vil fungere under norske forhold.

Eksplosiver kan brytes ned til ufarlige stoffer, men de kan også omdannes til stoffer som kan være mer toksiske enn eksplosivene i seg selv (se f.eks. Nipper et al., 2005). Det er derfor viktig at man forsikrer seg om at en behandling av forurenset jord ikke fører til akkumulering av farlige restprodukter. Dette kan gjøres ved å foreta kjemiske analyser av de mest sannsynlige omdannede stoffene, eller ved å foreta toksisitetstester av jorden før og etter tiltak. Aktuelle toksisitetstester er blant annet plantevekst, reproduksjon av jordlevende organismer, jordrespirasjon og luminescerende bakterier (Frische, 2003). Det er ved litteraturgjennomgangen notert hvor godt nedbrytningen til ufarlige stoffer er dokumentert.

2 Behandling av forurenset jord på stedet (*in situ*)

2.1 Biologisk behandling

2.1.1 Biologisk nedbrytning av eksplosiver

Nedbrytning av eksplosiver ved biologisk behandling blir i hovedsak utført ved hjelp av mikroorganismer, eller planter (se f.eks. Ro et al., 1998; Cunningham et al., 1997). I tillegg er det utført noen preliminære forsøk med nedbrytning ved hjelp av beitedyr (Smith et al., 2008). De fleste organismer inneholder redoks-enzymene nitroreduktaser, som omdanner nitroaromater som TNT til aminer, og nitroaminer som RDX og HMX til nitrosoderivater og videre til hydraziner. Mikroorganismer kan enten benytte eksplosiver som energi-, karbon- eller nitrogenkilder og bryter de ned gjennom katabolisme, eller at eksplosivene ko-metaboliseres, hvor omdanning bare kan foregå dersom det foreligger et annet substrat som mikroorganismene kan utnytte som karbon- og nitrogenkilde. De færreste mikroorganismene gjennomfører en fullstendig mineralisering av nitroaromater som TNT, mens nitroaminer som RDX og HMX kan bli fullstendig mineralisert av flere mikroorganismer. TNT vil av de fleste mikroorganismer bli redusert ved ko-metabolisme. Dette fører imidlertid til produksjon og akkumulering av derivater som 2-amino-4,6-dinitrotoluen (2-ADNT), 4-amino-2,6-dinitrotoluen (4-ADNT), 2,2',6,6'-

tetranitro-4,4'-azoxytoluen og 2',4,6,6-tetranitro-2,4'-azoxytoluen som er like toksiske som TNT (Ro, et al., 1998).

Ved behandling *ex situ* kan det derfor lønne seg å benytte enten spesifikke mikroorganismer hvor fullstendig mineralisering av eksplosiver er dokumentert, eller at man har et variert konsortium av mikroorganismer som sammen kan bryte ned eksplosivene og deres derivater. Det er observert at TNT kan omdannes til produkter som bindes irreversibelt til organiske stoffer i jorden (Hawari, et al., 2000; Lenke et al., 1998). Adsorpsjonen øker med antall aminogrupper i molekylet og når de tre NO₂-gruppene i TNT blir substituert av NH₂-grupper blir bindingen irreversibel. ADNT-derivatene er imidlertid reversibelt bundet til humusstoffer. Det er vist at det er 2-HADNT/4-HADNT (hydroksyl-ADNT) og triaminotoluen (TAT) som står for den irreversible bindingen (Daun et al., 1998; Achtninch et al., 1999). Den irreversible bindingen gjør at forbindelsene får redusert biotilgjengelighet og blir mindre mobile. Dermed kan dette bli betraktet som et tilfredsstillende alternativ for nedbrytning av TNT når mineralisering ikke forekommer (Lenke et al., 1998).

Kulkarni og Chaudhari (2007) har gitt en oversikt over egnede organismer for mikrobiell nedbrytning av nitroaromater, mens Crocker et al. (2006) har gjort en oppsummering av egnede mikroorganismer for nedbrytning av nitroaminer.

Planter har vist seg å kunne ta opp og omsette organiske forurensninger, noe som gjør de meget relevante å benytte i tiltak på eksplosivforurenset grunn. Eksplosiver tas opp gjennom røttene til planten. Hydrofile stoffer med $\log K_{ow} < 1,8$ kan imidlertid ikke passere lipidmembranene til røtter. Hydrofobe forbindelser med $\log K_{ow} > 3,8$ binder seg sterkt til plantevevet i røttene og blir dermed ikke transportert til skuddene (Dietz og Schnoor, 2001). Det virker som om nitroaminer som RDX lettere tas opp i planten og transporteres ut i bladene, mens nitroaromater som TNT binder seg til røttene (Thompson et al., 1998).

Omdannelsen av fremmedstoffer følger generelt tre stadier. Først blir stoffene omdannet av enzymer som cytokrom P450, karboksylestaser, og peroksidase (Sandermann, 1994). Deretter kan disse produktene bli konjugert med D-glukose, glutation, eller aminosyrer (Komoba, et al., 1995) av enzymer som glutation-S-transferaser, glukosyltransferaser og malonyltransferaser, noe som resulterer i enten løselige eller ikke-løselige produkter. Løselige produkter kan så bli lagret i vakuoler, eller som celleveggmaterialer for videre prosessering. Det er antatt at ikke-løselige produkter lagres i celleveggen (Schroder og Collins, 2002).

Studier har vist at planter kan omsette TNT til 2-ADNT, 4-ADNT og uidentifiserte forbindelser som er mer polare enn TNT. En plante (*Catharanthus roseus*) har vist seg å kunne ta opp og binde TNT-metabolitter kovalent, og omdanne TNT oksidativt til 2-amino-4,6-dinitrobensosyre, 2,4-dinitro-6-hydroksybensylalkohol, 2-N-acetoksyamino-4,6-dinitro-benzaldehyd, og 2,4-dinitro-6-hydroksytoluen (Lewis et al., 2004). Andre studier har vist at TNT omdannes til reduktive transformasjonsprodukter og store polymerer, sistnevnte sannsynligvis på grunn av inkorporering i biomasse (Medina et al., 2002). Subramanian et al. (2006) fant bevis for

konjugering av monoaminer og hydroksylaminer med plantesukker. RDX er foreslått å brytes ned i planter til formaldehyd og metanol via di- og mononitro produktene av RDX, eventuelt andre mellomprodukter (Just and Schnoor, 2004; Van Aken et al., 2004).

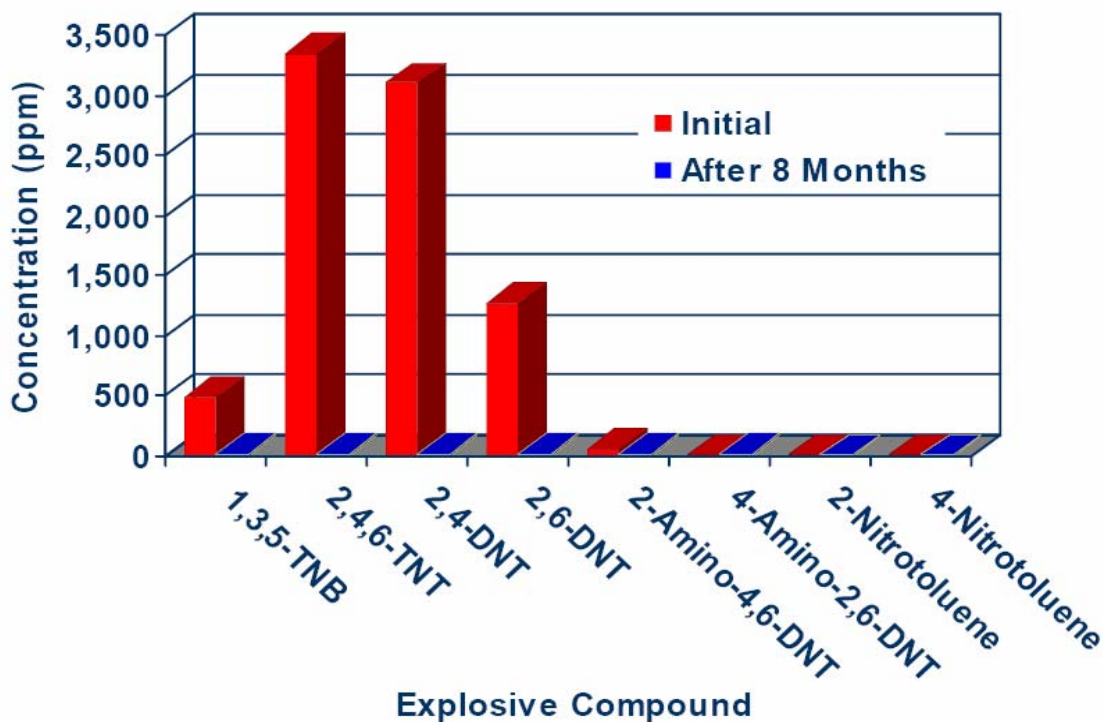
Smith et al. (2008) har foreslått at sau kan benyttes i kombinasjon med fytoremediering ved at sauene beiter på gress som har tatt opp TNT fra jorden slik at TNT omsettes av mikrober i sauemagen. Ved undersøkelser med radioaktivt merket TNT fant de at 95 % av de omdannede produktene skilles ut av dyret med urin og feces. Disse er på en form som er meget sterkt bundet til det organiske materialet. Dette er det samme som skjer i andre sterkt reduktive miljøer. Det er forventet at produktet derfor er lite biotilgjengelig og lite toksisk (Smith et al., 2008).

2.1.2 Overvåket naturlig nedbrytning

Det foreligger ulike definisjoner på ”overvåket naturlig nedbrytning”. Som et eksempel definerer det amerikanske Environmental Pollution Agency (EPA) alle *in situ* metoder som ”overvåket naturlig nedbrytning”. I denne rapporten omtaler vi kun den nedbrytningen som skjer uten menneskelig påvirkning av noe slag som ”overvåket naturlig nedbrytning”. Metoden benytter seg av naturlig forekommende mikroorganismer i grunnen, og stedegne planter for å bryte ned eksplosivene. I tillegg avhenger naturlig nedbrytning av andre prosesser slik som fotodegradering, hydrolyse, reaksjoner med metaller, sorpsjon og migrering (Dillewijn, et al., 2007). Dette krever imidlertid at man overvåker prosessen ved å foreta kjemiske analyser for å sikre at nedbrytningen pågår med en hastighet som tilsier at målsetningene vil bli innfridd innenfor en rimelig tidsramme. Flere lokale fysiske og kjemiske forhold som pH, vanninfiltrasjon, organisk innhold, og temperatur påvirker nedbrytningsraten. For de fleste steder vil det være slik at de naturlige forholdene ikke er gode nok til at eksplosiver blir nedbrutt innenfor en rimelig tidsramme. Kjemiske analyser i norske skyte- og øvingsfelt viser at eksplosiver akkumuleres over tid og at rester kan påvises mange år etter at baner har opphørt å være i bruk (Bolstad, 2008). Overvåking i ett felt viste at det ikke var noen signifikant nedbrytning av TNT i løpet av en periode på 120 dager (van Dillewijn, 2007). Derfor vil det være nødvendig på de fleste stedene å forandre de lokale forholdene, slik at de blir mer optimale for nedbrytning av eksplosiver. Dette kan gjøres på flere måter og blir omtalt i de påfølgende kapitler.

2.1.3 Kontrollert bioremediering *in situ*

Kontrollert bioremediering inkluderer metoder hvor de lokale forholdene blir lagt til rette for mikrobiell nedbrytning av forurensninger ved at man tilfører organisk materiale, eller næringsstoffer og kontrollerer parametere som temperatur og vanninfiltrasjon. Dette kan for eksempel innebære å spre ordinær gjødsel, eventuelt annet jordforbedringsmiddel, og blande dette inn i overflatejorden ved pløying. Eventuelt kan man blande forurenset masse og organisk materiale og dynde det opp i store hauger (biopiles) for kompostering. For å øke overflatetemperaturen og hindre fordampning er det nyttig å legge på høy, eventuelt en perforert presenning på toppen. Høy vanninfiltrasjon har positiv effekt på nedbrytningsraten. Det er derfor vanlig å sette opp et vanningsanlegg dersom jorden ikke er spesielt bløt. Ved å blande inn hestemøkk i forurenset jord ved pløying har man demonstrert en meget effektiv nedbrytning av eksplosiver og perklorater etter 8 måneder (Figur 2.1, Nzengung, 2007).



Figur 2.1 Konsentrasjon i jorden av ulike eksplosiver og nedbrytningsprodukter før (rød søyle) og etter (blå søyle), innblanding med hestemøkk, overdekking med høy, og vanning (Nzengung, 2007).

Fysiske påvirkninger som omveltning av jorden har vist seg å øke nedbrytningsraten. ”Rankekompostering” handler om å legge jorden i ”ranker” som omveltes jevnlig for å tillate økt mikrobiell nedbrytning av eksplosivene. Denne metoden har vist seg å være svært effektiv, hvor reduksjonen av TNT-konsentrasjonen var på 99,7 % i jord etter en periode på 40 dager. Reduksjonen av RDX og HMX var på henholdsvis 99,8 og 96,8 % (Nzengung, 2007). Med bakgrunn i hva man vet om mikrobiell nedbrytning av TNT og andre nitroaromater er det viktig å kontrollere at det ikke har foregått en akkumulering av toksiske derivater. Dette kan gjøres ved å foreta en kjemisk analyse av disse derivatene. I Tabell 2.1 er det foreslått ulike derivater man kan inkludere i en etterkontroll. I Figur 2.1 er det vist eksempel på etterkontroll av viktige derivater av TNT. TNT kan som nevnt i kapittel 2.1.1 omdannes til forbindelser som bindes irreversibelt til jordmatriksen (Lenke et al., 1998). Dette er forventet å være gunstig for miljøet ettersom komplekset ikke er biotilgjengelig og mobilt (Hawari, et al., 2000).

2.1.4 Tilføring av mikroorganismer - ”bioaugmentation”

Målet med ”bioaugmentation” er å tilføre en mikroorganisme til den forurensede lokaliteten som man vet har de egenskapene som trengs for å bryte ned den aktuelle forurensningen. På denne måten sikrer man en effektiv nedbrytning av forurensningen uten at det dannes uønskede toksiske derivater av eksplosivene. Det er imidlertid per i dag store utfordringer med denne metoden. Det man ofte observerer er at de mikroorganismene som man tilfører lokaliteten ikke fører til økt nedbrytning av forurensningen. Dette skjer som en følge av at de ikke klarer å etablere seg, enten

på grunn av at de ikke tåler de lokale fysiske og kjemiske forholdene, eller at de straks utkonkurreres av stedeegne mikroorganismer (Thompson et al., 2005; Gentry et al., 2004). En annen faktor kan være høye nivåer av eksplosiver som er toksiske for mikroorganismen, og som derfor blir begrensende for vekst og etablering. Det finnes imidlertid forslag til løsninger som virker lovende. Disse teknikkene inkluderer blant annet å tilføre bakterier innkapslet i en bærer som f.eks. alginat. Rizhosfæretilføring innebærer å tilføre en plante til lokaliteten, hvis rotsone fungerer som nisje for de mikroorganismene man ønsker å tilføre (se kapittel 2.1.5). Det er også mulig å overføre gener for et nedbrytningsapparat til stedeegne mikroorganismer eller planter (Gentry, et al., 2004). Det er ikke uproblematisk å innføre organismer til steder hvor de ikke naturlig hører hjemme. Derfor er det nødvendig å dokumentere at dette ikke har noen uheldig virkning på det lokale miljøet og avklare problemstillingen med myndighetene.

2.1.5 Fytoremediering

Fytoremediering av eksplosiver utnytter i hovedsak tre prinsipper. Disse kan utnyttes hver for seg og i kombinasjon:

- Fytoekstraksjon – opptak og oppkonsentrering av forurensningen fra jord og vann og inn i plantens biomasse.
- Fytotransformasjon – eksplosivene omdannes som en følge av plantens metabolisme, noe som fører til dannelse av et mindre giftig produkt, degradering, eller immobilisering.
- Fytostimulering – ved å innføre en plante åpner man opp for tilstedeværelsen av mikroorganismer som lever i rotsonen til planten. Dette kalles også for rhizodegradering.

Fytoremediering har generert stor interesse på grunn av at det er en metode forbundet med relativt lave kostnader. Metoden har også relativt liten påvirkning på den forurensede lokaliteten sammenlignet med for eksempel fjerning av masser. Fytoekstraksjon sammen med fytotransformasjon er viktig ved fytoremediering av TNT. Alle planter har mer eller mindre denne evnen til å ta opp og degradere eksplosiver (Gerhardt et al., 2009). Det vil imidlertid være stor variasjon i effektivitet og strategi for nedbrytning fra plante til plante. Eksempler på planter som har vært utnyttet i nedbrytning av eksplosiver er vanlige terrestriske landbruksplanter som gressløk (*Allium schoenoprasum*), matkypergras (*Cyperus esculentus*), hagebønne (*Phaseolus vulgaris*), hvete (*Triticum aestivum*), blåusern (*Medicago sativa*) (Sens et al., 1999; Schoenmuth, og Pestemer, 2004a). I tillegg kan man nevne tusenblad (*Myriophyllum sp.*), rosa gravmyrt (*Catharanthus roseus*), og vårskrinneblom (*Arabidopsis thaliana*) (Subramanian, 2004; Thompson et al., 1998). Best et al. (2000) har utnyttet vanlige våtmarksplanter som vasspest (*Elodea canadensis*), busttjønnaks (*Potamogeton pectinatus*), og kalmus (*Acorus calmus*) til å bryte ned eksplosiver i avrenningsvann fra en sprengstoffabrikk. Planter har vist seg å konjugere TNT-derivater og lagre de i plantevevet (van Dillewijn et al., 2007). Disse derivatene er sannsynligvis de samme som bindes irreversibelt til jordmatriksen, 2-HADNT og 4-HADNT. Enkelte planter som *Populus spp.* er genmodifisert til å uttrykke det bakterielle enzymet nitroreduktase som fjerner nitrogen fra aromatiske strukturer (Gerhardt et al., 2009). Fytoremediering av TNT-forurensning grunn ved hjelp av trær som såtegran (*Picea abies*), og vier (*Salix sp.*) (dendroremediering) har vist seg svært lovende (Gerhardt et al., 2009; Schoenmuth og Pestemer, 2004b). Trærne ser ut til å kunne fytotransformere TNT fullstendig, ettersom det ikke

er gjort funn av kjente derivater etter remedieringsforsøk (Schoenmuth og Pestemer, 2004b). Fytoremediering ved hjelp av maisplanter var meget effektiv i å redusere konsentrasjonen av TNT *in situ* (96 % i løpet av 60 dager) og overskygget effekten av rhizodegradering fullstendig (van Dillewijn et al., 2007). I dette eksperimentet hadde den forurensede jorden blitt omveltet for at jordkonsentrasjonen av eksplosiver skulle være homogen og dermed lett å overvåke. Det er mulig at resultatet kan bli annerledes i en heterogen jordforurensning. Nedbrytning av RDX er påvist i poppel og båndgress (en pryddart av strandrør) (Van Aken et al., 2004; Just and Schnoor, 2004). Rotsonen til en plante, eller rhizosfæren er kjent som et sted med høy mikrobiell aktivitet. Forskere har nettopp begynt å utforske potensialet for å øke populasjonen av spesifikke bioremedierende mikroorganismer, men ikke mange studier er utført i felt ennå. Planting av trær med mycorrhiza viste lovende egenskaper til å detoksifisere TNT etter at grunnen ble testet med et batteri på fem toksisitetstester før og etter remediering (Frische, 2003). Smith et al (2008) har foreslått at sau kan benyttes for å detoksifisere TNT i plantevev som et tillegg til fytoremediering (se kapittel 2.1.1). Spørsmålet er om dette er nødvendig da det virker som om de fleste planter allerede har omdannet TNT til en lite biotilgjengelig form. Det er også betenkelig ettersom man ikke har kartlagt de toksiske effektene av eksplosiver på sau.

2.2 Fysisk og kjemisk behandling

2.2.1 Kjemisk behandling

Ved kjemisk remediering tilsettes det kjemikalier til jorden for å redusere/oksidere eksplosiver. *In situ* kjemisk oksidering er en teknologi hvor kjemiske oksidanter blir sprøytet ned i jorden for å ødelegge forurensninger. Ozon (O_3) er en meget reaktiv oksidant som er spesielt egnet til bruk i den umettede sonen ettersom den kan blåses inn som en gass i poreluften. Ozon er 12 ganger mer løselig i vann enn oksygen, og vil både være aktiv i poreluft og porevann. Kjemisk kan ozon fremstilles som en hybrid av fire resonansstrukturer som har negative og positivt ladede oksygen atomer. Denne elektronkonfigurasjonen gjør ozon i stand til å reagere direkte og indirekte med jordforurensninger. Direkte ozonering skjer via elektrofil substitusjon, mens indirekte ozonering skjer gjennom dannelsen av hydroksyl radikaler ($\cdot OH$) via katalytisk dekomponering i vann. Kjemisk oksidering med ozon gav 50 % mineralisering etter 1 dag og 80 % mineralisering etter 7 dager i et kolonneforsøk med RDX-forurensset jord (Adam et al., 2006). Dessverre er ikke ozon så egnet til remediering av TNT ettersom toksisiteten opprettholdes, muligens på grunn av at man får dannet trinitrobensen (TNB) (McPhee et al., 2003). Ozongenerering må gjøres på stedet og kostnadene ved dette gjør at kjemisk oksidering med ozon er mest lønnsomt i stor skala (Rodgers and Bunce, 2001). Fentons reagens ($H_2O_2 + Fe^{2+}$) kan også benyttes til kjemisk oksidering, men egner seg bedre til behandling av avfalssvann og slurry enn jord. Hydrogenperoksid kan både fraktes til og produseres på stedet (Rodgers and Bunce, 2001; Lee et al., 2001). I det siste er også oksidering med aktivert persulfat aktualisert (Waisner et al., 2008).

Alkalisk hydrolyse er en metode hvor man tilsetter kalk (3-5 %) til den forurensede jorden. Laboratiestudier baserer seg på at det skal være en homogen distribusjon av kalken og innebærer innblanding av kalken i jord. I et fullskalaforsøk vil det være aktuelt å tilsette kalk på

overflaten for så å vente på at nedbør frakter dette ned i toppsjiktet av jorda. I en test av metoden som tok hensyn til at en del av forurensningen er på partikkelform ble TNT i partikkelform brutt ned 83 %, mens andre TNT derivater ble brutt ned 99,9 % etter 21 dagers behandling i et 40 mL prøveglass. Prøven ble mikset daglig, noe som ikke vil være aktuelt *in situ*. For RDX og HMX ble det observert en nedbrytning på henholdsvis 74 og 57 % etter en behandlingstid på 21 dager (Davis et al., 2006). Også nedbrytningsproduktene 2-ADNT og 4-ADNT ble fjernet ved kalking. DNT forbindelser ble ikke redusert under de samme betingelsene (Davis et al., 2006). Imidlertid ble det observert reduksjon av DNT på 75 % i et tilsvarende studie (Waisner et al., 2008). Tilsetning av toverdig jern i kompleks med katekol- og tiolholdige organiske ligander har vist seg å være lovende for *in situ* remediering av RDX, men det er foreløpig bare gjort laboratoriestudier (Kim and Strathmann, 2007). Park et al., (2004) har testet ut remediering av jord forurensset med TNT, RDX og HMX ved hjelp av metallisk jern i laboratoriet. Metallisk jern viste seg å effektivt destruere RDX og TNT, men ikke HMX. Ved tilsetning av tensider slik som didecyl, som øker vannløseligheten av eksplosivene, så man en effektiv destruering av også HMX (Park et al., 2004).

2.2.2 Kontrollerte branner

Eksplosiver er i hovedsak overflateforurensninger og det er gjort studier på om det lar seg gjøre å kvitte seg med disse forurensningene ved kontrollerte branner (Figur 2.2). Metoden går ut på å spre ut brennbart materiale i form av tørket plantemateriale, treflis, barnåler og liknende i kombinasjon med glyserin og KMnO_4 . Denne metoden har vist seg å effektivt redusere overflateforurensninger av TNT og RDX. Utfordringen er at man trenger en temperatur på over 250°C for at eksplosivene brenner opp. En lavere temperatur gjør at TNT kan smelte og migrere til dypere jordlag. Det ble observert en temperatur på over 250°C ved jordoverflaten, men ved jorddyp på bare noen få cm ble ikke denne temperaturen oppnådd. Det betyr at denne metoden er effektiv dersom eksplosivene ligger på overflaten (Foote, et al., 2007). Avhengig av temperatur kan det ta lang tid før planter etableres etter tiltak. I verste fall flere år. Det er i den forbindelse viktig å unngå at det skjer en erosjon av jorden i området.



Figur 2.2 Kontrollert brann for fjerning av eksplosivforurensninger (Foote et al., 2007).

2.3 Kriterier for suksess ved *in situ* remediering av eksplosiver

Selv om *in situ* remediering høres interessant ut med tanke på lave kostnader og praktisk gjennomførbarhet er det også forbundet en del usikre faktorer med disse metodene som kan føre til at tiltaket mislykkes, eller får uheldige konsekvenser. Det er derfor nyttig å sette opp noen kriterier for suksess som er mulig å etterprøve:

1. Konsentrasjonen av eksplosiver bør kunne reduseres i et tilstrekkelig omfang, slik at stedsspesifikk risiko blir akseptabel innen rimelig tid.
2. Det bør ikke akkumuleres giftige derivater.
3. Eksplosiver bør ikke ved omdannelse, eller fysiske og kjemiske påvirkninger gjøres mer mobile slik at de migrerer ned i jorden, eller transporteres bort med overflatevann.
4. Tiltaket bør ikke føre til vesentlige endringer i de lokale miljøforhold.

En viktig forutsetning for å iverksette et tiltak er at metoden virker lovende med tanke på nedbrytningstid. Et perspektiv på flere år vil kanskje være for lang tid med tanke på avhending og etterbruk. Selv om det er dokumentert tilfredsstillende nedbrytningsrater i litteraturen kan det godt forekomme helt andre nedbrytningsrater under naturlige forhold. Dette avhenger av faktorer som jordens egenskaper, lokale mikroorganismer, vanninfiltrasjon, temperatur, konsentrasjon av eksplosiver mm. Dermed kan det være viktig å utføre pilotforsøk for å undersøke om metoden fungerer lokalt. En hovedutfordring, spesielt ved *in situ* bioremediering, er at det er foreløpig usikkert i hvilken grad eksplosivene omdannes/brytes ned, og hvorvidt de omdannes til mindre toksiske produkter. Derivater av eksplosiver kan ha høyere vannløselighet enn utgangstoffene, mindre affinitet for jordpartikler etc. og dermed større mobilitet. Dermed kan konsekvensen av tiltaket bli at man får en spredning av uønskede derivater. I tilfeller hvor det registreres en opphopning av et derivat er det også viktig å undersøke hvordan derivatet oppfører seg i miljøet.

I etterkant av et tiltak er det viktig å foreta en etterkontroll ved å utføre kjemiske analyser av både eksplosivene, og deres sannsynlige derivater. Også i dette ligger det en utfordring, ettersom det kan være vanskelig å vite hvilke derivater man får under ulike forhold. I Tabell 2.1 er det gitt et forslag til hvilke derivater man bør inkludere i en etterkontroll for ulike eksplosiver. Det er derfor viktig at nedbrytningsprosessen er godt dokumentert og alle mulige derivater beskrevet. Som et alternativ, eller tillegg, bør det benyttes et batteri av toksisitetstester for å undersøke om toksisiteten har blitt redusert. Et batteri på fem toksisitetstester (plantevekst, reproduksjon av collemboler, jordrespirasjon, luminescerende bakterier og mutagentest) har blitt benyttet for å evaluere *in situ* bioremediering av TNT forurenset grunn (Frische, 2003). Et batteri av immunotoksikologiske tester har også blitt benyttet for å evaluere bioremediering av TNT forurenset grunn (Beltz et al., 2001). Microtox har blitt benyttet for å verifisere detoksifisering av TNT og RDX ved bruk av cellekulturer fra poppel (Flokstra, et al., 2008). Den primære målsetningen for et tiltak er å redusere helse- og miljørisiko. Derfor kan toksikologiske tester være gode indikatorer på at denne målsetningen er nådd.

TNT	RDX	HMX	2,6-DNT	2,4-DNT
2-ADNT	MNX*	MNX	2-amino-6-nitrotoluen	2,4-diaminotoluen
2-nitrotoluen	DNX**	DNX	2,6-diaminotoluen	4-amino-2-nitrotoluen
1,3-dinitrobensen	TNX***	1,3-dinitroso-5,7-dinitro-1,3,5,7-tetrazin	4,2'-dinitro-2,4'-azoxytoluene	2-amino-4-nitrotoluen
2,4-DANT	Hydrazin	Hydrazin		
3,4-DNT				

Tabell 2.1 Forslag til derivater av eksplosiver som kan være relevant å inkludere i en analyse etter tiltak på eksplosivforurenset jord (*¹) hexahydro-1-nitroso-,3,5-dinitro-1,3,5-triazine, **²) hexahydro-3-dinitroso-5-nitro-1,3,5-triazine, ***³) hexahydro-1,3,5-trinitroso-1,3,5-triazine).

3 Behandling av forurenset jord i anlegg (ex situ)

Ved behandling av forurenset jord *ex situ* benyttes stort sett de samme prinsippene som er beskrevet under *in situ* behandling. Prosessen foregår i spesialiserte anlegg hvor man har bedre muligheter for optimalisering og kontroll av biologiske, fysiske og kjemiske forhold.

3.1 Biologisk behandling

Kompostering foregår på samme vis som ved *in situ* behandling ved hjelp av mikrobiell nedbrytning. Fordelen med en *ex situ* prosess er at man kan få til en bedre ventilering og mekanisk omrøring av komposthaugen for utlufting og for å fordele varme. Resultater viser at TNT bindes irreversibelt til humusforbindelser som er til stede i slutten av komposteringsprosessen (Pennington et al., 1995). RDX og HMX er også demonstrert nedbrutt, men enkelte studier har fått dårlige resultater for HMX (Lewis et al., 2004). Dette kan komme av den lave vannløsligheten til HMX.

En annen metode som utnytter mikrobiell nedbrytning er behandling i bioslurry. Dette er en *ex situ* prosess hvor jord fra det forurensete området legges i en tank eller basseng for å produsere en slurry. Her blir næringsstoffer tilsatt og forhold som pH og temperatur regulert for å optimalisere forholdene for mikroorganismer. Denne metoden har vist seg å være mer effektiv enn *in situ* metoder, dvs. at den bryter ned forurensningen raskere. Resultatet for TNT er det samme som ved kompostering, at TNT bindes kovalent til løst organisk materiale (Lewis et al., 2004). En metode som kalles Fermentative Anaerobic Soil Treatment (FAST) tilsetter stivelse, et biprodukt fra potetforedling, til en 40 % jord/vann slurry som er tilsatt bufferforbindelser (fosfater), og nitrogenholdig gjødsel. Etter miksing blir slurryen inkubert for å tillate anaerobe forhold å utvikle seg ved hjelp av ideoende jordorganismer. Tanken bak denne metoden er å oppnå

en komplett reduksjon av nitrogrupper. Metoden fungerer også for RDX og HMX (Lewis et al., 2004). Bioslurry kan være egnet for "bioaugmentation" hvor man tilsetter og dyrker utvalgte mikroorganismer som er kjent for å bryte ned eksplosiver (Robles-Gonzales, et al., 2008). For en detaljert oversikt over slurry bioreaktorer se Robles-Gonzales et al. (2008).

Det er også gjort pilotforsøk på å bruke knuste planter i en fytoslurry for å bryte ned eksplosiver. Dette viste seg å være effektivt med opp til 100 % reduksjon av TNT og RDX etter 15 dager. Dette er mer effektivt enn fyto remediering som benytter seg av hele planten (Medina et al., 2002).

3.2 Fysisk og kjemisk behandling

3.2.1 Avanserte oksidasjonsprosesser (AOP) og våt luft oksidering.

Avanserte oksidasjonsprosesser egner seg godt for nedbrytning i en slurry. Avanserte oksidasjonsprosesser benytter reaktive oksiderende stoffer som hydrogenperoksid og ozon (Rodgers og Bunce, 2001). Schmelling og Gray (1993) demonstrerte mineralisering av TNT i en vandig løsning med TiO₂.

Hydrotermiske metoder som våt luft oksidering og superkritisk vannoksidasjon er oksidasjonsprosesser som innebærer mineralisering av organiske stoffer med oksygen eller hydrogenperoksid ved høye temperaturer og trykk. I et system som heter NitRem blir en løsning av hydrogenperoksid, ammoniumkarbonat, og den kontaminerte slurrien utsatt for en temperatur på 350°C og et trykk på 24000 kPa. En nedbrytningsprosent på 99,9 er rapportert for TNT uten derivater og uten toksisitet av restproduktet (Hawthorne et al., 2000).

3.2.2 "Rotary Kiln Incinerator" og "Deactivator Furnace"

"Rotary kiln incinerator" (Figur 3.1) brukes primært for å behandle eksplosivforurenset jord. Metoden går ut på å fylle forurenset jord i et forbrenningskammer hvor de organiske forbindelsene blir ødelagt. Temperaturen av gassene i dette forbrenningskammeret varierer fra 430-650°C, og temperaturen i jorden varierer fra 320-430°C. Forbrenningstiden er på ca. 30 minutter. Avgasser fra forbrenningskammeret går så inn i et annet forbrenningskammer, som ødelegger de resterende organiske forbindelsene. Gassene fra det andre forbrenningskammeret føres inn i en kjøletank hvor de avkjøles fra ca 2000 til 200°C. Fra kjøletanken passerer gassene gjennom en venturi væskeutskiller og filtre som fjerner partikler før gassene slippes ut av systemet. Det ferdige produktet fra en Rotary kiln incinerator er aske, og behandlet jord, som slippes ut av det første forbrenningskammeret (FRTR, 2007; Anastos et al., 1988).

"Deactivation furnace" er en metode som eksklusivt benyttes i militære formål for å deaktivere ammunisjon. Denne er bygd opp som Rotary kiln, men er utrustet med en tykk vegg i det første forbrenningskammeret som kan motstå små detonasjoner (FRTR, 2007). Disse to metodene er kostbare og problemer i form av tilstopping av systemet kan oppstå.



Figur 3.1. Rotary kiln incinerator

3.2.3 Jordvasking

En metode som kalles Lurgi Prosess blir utviklet i Stadtalendorf, Tyskland. Metoden skal kunne redusere nivåene av eksplosiver i jorden til lave ppm-nivåer. Lurgi Prosessen produserer avfallsvann og konsentrerte eksplosiver. I Lurgi Prosessen blir forurenset jord fylt inn i en skrubber som løsner eksplosivene fra jordpartiklene. Det gjenværende materialet gjennomgår en ny prosess som separerer rene og forurensete partikler. Rene partikler tilføres vann, separeres i tunge og lette materialer, og returneres til lokaliteten. Metoden er ikke ferdig utviklet (FRTR, 2008).

3.2.4 Ekstraksjon med løsemiddel

I 1985 gjennomførte den amerikanske hæren et pilotforsøk for å se på muligheten av å benytte seg av fullskala ekstraksjon med løsemiddel for rensning av jord forurenset med eksplosiver. Forsøket ble etablert på bakgrunn av ett forsøk i laboratorieskala hvor man vasket jorden med 90 % aceton og 10 % vann og hvor man oppnådde 99 % rensegrad. Det viste seg at for å være økonomisk gjennomførbart måtte antallet vaskinger gå ned og acetonet måtte være mulig å gjenvinne og bruke på nytt. Dessverre er den eneste metoden for å gjenvinne aceton destillering, og dette er en prosess forbundet med risiko (FRTR, 2008).

4 Anbefalinger av metoder for tiltak i norske skyte- og øvingsfelt

Det er visse kriterier som man bør ta hensyn til ved vurdering av remedieringsteknologier for eksplosivforurenset grunn i skyte- og øvingsfelt (Davis et al., 2006).

- De bør være billige, de store arealene tatt i betraktning.
- De bør være gjennomførbare i avsidesliggende områder.
- De bør helst ikke innebære inngrep i miljøet, som graving etc. på grunn av blindgjengerfare.

- Det er hensiktsmessig dersom behandlingen kan bli innlemmet i ordinære prosedyrer for drift og forvaltning av feltene.
- Metoden bør kunne benyttes for et spekter av eksplosiver ettersom det oftest er flere enn ett eksplosiv på de forurensede lokalitetene.
- Metoden bør helst føre til mineralisering, eller omdannelse til ikke-toksiske derivater og komplekser.
- Metoden bør også kunne bryte ned eksplosiver i partikkelform.

Behandling av slike enorme områder med *ex situ* metoder vil i de fleste tilfeller være uoverkommelig på grunn av høye kostnader, og stor blindgjengerfare. Det er imidlertid enkelte steder hvor konsentrasjonen av eksplosiver er spesielt høy innenfor et begrenset område, f.eks. demoleringsfelt, hvor metoder som innebærer fjerning av masser kan lønne seg. På demoleringsfelt vil det også være meget liten risiko for at det finnes blindgjengere.

Fytoremediering kan være vanskelig å få gjennomført på grunn av at det innebærer å finne frem til en plante som kan etablere seg på lokaliteten, noe som kan by på utfordringer. Alkalisk hydrolyse ved kalking og kontrollert biologisk nedbrytning på stedet virker som billige og effektive metoder (Nzengung, 2007; Davis et al., 2006). Det er demonstrert at metodene kan benyttes på flere eksplosiver og derivater, at man får en effektiv renhetsgrad innenfor en rimelig tidsramme, at de er billige og kan gjennomføres på avsidesliggende områder. En fordel er at fytoremediering ikke innebærer graving. Det må tas med i vurderingen av de ulike metodene at lokal flora og fauna kan bli påvirket. Av de metodene som FFI anbefaler vil den moderate kalkingen kunne tolereres av stedegne planter, dessuten vil kalken transporteres bort over tid. Når det gjelder gjødsling og pløying er dette aktiviteter som nødvendigvis vil gå ut over stedegne planter, men ettersom dette er en metode som ikke benyttes i erosjonsutsatte områder er det forventet at plantelivet raskt vil restitueres.

Det bør utføres et pilotforsøk der disse metodene benyttes hver for seg og i kombinasjon. Metodene bør vurderes opp mot et lokalt forurensede område, hvor det foretas opprydning, men hvor konsentrasjonen av eksplosiver overvåkes over tid. I Tabell 4.1 er det oppsummert i hvilke områder man kan forvente å finne eksplosivrester. Tiltak er anbefalt i områder som inneholder konsentrasjoner som overskrider tilstandsklassen for aktuell arealbruk. Dette står beskrevet i Veileder for risikovurdering, tiltak og avhending (Voie et al., 2009).

Lokalitet	Krutt og drivladning	Sprengstoff
Demoleringsfelt	X	X
Sprengningsfelt		X
Standplass – håndvåpen	X	
– artilleri + BK	X	
– panservernraketter	X	
– stridsvogn	X	
Målområde – feltskytebane	?	X
– skoleskytebane		
– håndgranatbane		X
– flyraketter	X	X
– granater og BK		X
– panservernraketter	X	X
– flybomber		X

Tabell 4.1 Kategorisering av ulike områder i skyte- og øvingsfelt med indikasjon av hvilke kjemiske forbindelser det kan finnes rester av i disse områdene. X indikerer at det er stor sannsynlighet for å finne rester, ? indikerer at det er usikkert om det kan finnes rester, mens blankt felt betyr at det er usannsynlig å finne rester (Johnsen et al., 2008).

4.1 Tiltak i demoleringsfelt

I demoleringsfelt ser det ut til å kunne være mye rester av eksplosiver, og i slike felt er det også funnet større klumper med eksplosiver. Det ser ut til at TNT er det dominerende eksplosivet, men også høye nivåer av RDX og noe HMX finnes. I et slikt område vil det foregå detonasjon av mange forskjellige typer ammunisjon hvor også drivladningen er inntakt før detonasjonen. I tillegg vil det i et slikt område forekomme store omveltninger av masser på grunn av kraterdannelse noe om gjør at forurensningen kan forekomme dypere enn i overflatesjiktet. Som tiltak blir det foreslått at synlige biter av eksplosiver fjernes. Deretter fjernes eventuelle hotspots med høye konsentrasjoner av eksplosiver dersom dette innebærer et mindre masseuttak. Til sist kan man kalke feltet. Kalking foreslås spesielt for områder som ligger i høyfjellsområder eller består av grove løsmasser. Et alternativ for demoleringsfelt i lavlandet er kontrollert bioremediering ved gjødsling, overdekking med høy eller presenning, og vanning. I et demoleringsfelt kan det forekomme komponenter sammen med eksplosivene som bindemidler og stabilisatorer som kan gjøre eksplosivene mindre tilgjengelige for mikroorganismer og alkalisk hydrolyse.

4.2 Tiltak i flybombefelt

I flybombefelt er det rester av TNT og RDX som dominerer, og nivåene ser ut til å være moderate. De høyeste konsentrasjonene blir ikke funnet i direkte tilknytning til krater, men i områder med mer eller mindre uberørt topplag. Det foreslås at områdene mellom kratrene kalkes.

4.3 Tiltak i håndgranatbane

I håndgranatbane er det rester av TNT som dominerer, og nivåene ser ut til å være moderate. De høyeste nivåene blir heller ikke her funnet i direkte tilknytning til krater. Det er ikke noen tydelig gradient i konsentrasjonen av eksplosiver i nedslagsområdet i forhold til avstanden fra standplass. Det foreslås at områdene kalkes, eventuelt kontrollert bioremediering *in situ*.

4.4 Tiltak i panservernbane

I panservernbane er det rester av HMX som dominerer, men også noe TNT er påvist. Rester av HMX er funnet både ved standplass og i målområdet, og nivåene er tildels høye. HMX har dårlig vannløselighet noe som gjør den mer persistent enn andre eksplosiver for nedbrytning. Behandling av jorden med tensider som didecyl for å øke vannløseligheten i tillegg til behandling med jern har gitt lovende resultater.

4.5 Tiltak i øvingsfelt for artilleri

I målområder for artilleri er det rester av RDX og TNT som dominerer, og nivåene er stort sett moderate. De høyeste konsentrasjonene er ikke lokalisert til krater, men til mer uberørt overflate i området. Kalking av disse områdene foreslås. På standplass for artilleri er det lite rester av eksplosiver, men i områder der det har vært foretatt brenning av overskuddskrutt er det mye rester av DNT og uforbrent krutt. Det foreslås at synlige rester av uforbrent krutt fjernes og at områder med kruttrester kalkes, eventuelt at man gjennomfører kontrollert bioremediering *in situ*. Også her kan eksplosivene være iblandet tilsetningsstoffer som hemmer nedbrytningen.

4.6 Tiltak i sprengningsfelt

I sprengningsfelt er det rester av HMX og TNT som dominerer, og nivåene er stort sett moderate. Det foreslås at synlige rester av sprengstoff fjernes og at områdene med de høyeste konsentrasjonene kalkes.

4.7 Tiltak på standplass for håndvåpen og stridsvogn

På standplass for håndvåpen blir det funnet mindre mengder med TNT og DNT. Tilsvarende blir det i liten grad funnet rester av eksplosiver på standplass for stridsvogn. En undersøkelse av øvingsområdet for kavaleriet i Hjerkinnskyte- og øvingsfelt viste at det i liten grad ble funnet rester av eksplosiver i de områdene som ville være naturlige steder som standplass for stridsvogn eller i målområder. Tiltak er ikke vurdert som nødvendig i disse områdene.

Referanser

Achtnich, C., Sieglén, U., Knackmuss, H.J., Lenke, H. (1999) Irreversible binding of biologically reduced 2,4,6-trinitrotoluene to soil. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18(11), 2416-2423.

Adam, M., Comfort, S., Snow, D., Cassada, D., Morley, M., Clayton, W. (2006) Evaluating ozone as a remedial treatment for removing RDX from unsaturated soils. *Journal of Environmental Engineering* 132 (12), 1580-1588.

Beltz, L.A., Neira, D.R., Axtell, C.A., Iverson, S., Deaton, W., Waldschmidt, T.J., Bumpus, J.A., Johnston, C.G. (2001) Immunotoxicity of explosives-contaminated soil before and after bioremediation. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 40, 311-317.

Bolstad, M. (2008) Personlig meddelelse.

Clark, B., Boopathy, R. (2007) Evaluation of bioremediation methods for the treatment of soil contaminated with explosives in Louisiana Army Ammunition Plant. *Journal of Hazardous Materials* 143 (2007) 643–648.

Crocker, F.H., Indset, K.J., Fredrickson, H.L. (2006) Biodegradation of the cyclic nitramine explosives RDX, HMX, and CL-20. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 73, 274-290.

Daun, G., Lenke, H., Reuss, M., Knackmuss, H.J. (1998) Biological treatment of TNT-contaminated soil I: Anaerobic cometabolic reduction and interaction of TNT and metabolites with soil components. *Environmental Science and Technology*, 32, 1956-1963.

Davis, J.L., Brooks, M.C., Larson, S.L., Nestler, C.C., Felt, D.R. (2006) Lime treatment of explosives-contaminated soil from munitions plants and firing ranges. *Soil & Sediment Contamination* 15, 565-580.

Dietz, A.C., Schnoor, J.L. (2001) Advances in phytoremediation. *Environmental Health Perspectives* 109, 163-168.

Federal Remediation Technologies Roundtable (FTRT) (2007) <http://www.frtr.gov/>

Flokstra, B.R., Van Aken, B., Schnoor J.L. (2008) Microtox toxicity test: Detoxification of TNT and RDX contaminated solutions by poplar tissue cultures. *Chemosphere*, 71, 1970–1976.

Foote, E., Alleman, B., Hinchee, R. (2007) Impacts of Fire Ecology Range Management (FERM) on the Fate and Transport of Energetic Materials on Testing and Training Ranges. JSEM, Ohio, USA, 2007.

Frische, T. (2003) Ecotoxicological evaluation of in situ bioremediation of soils contaminated by the explosive 2,4,6-trinitrotoluene (TNT). *Environmental Pollution* 121, 103–113

Gentry, T.J., Rensing, C., Pepper, I.L. (2004) New approaches for bioaugmentation as a remediation technology. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 34, 447-494.

Hawari, J., Beaudet, S., Halasz, A., Thiboutot, S., Ampleman, G. (2000) Microbial degradation of explosives: biotransformation versus mineralization. *Applied Microbiology and Biotechnology* 54, 605-618.

Hawthorne, S.B., Lagadec, A.J., Kalderis, D., Lilke, A.V., Miller, D.J. (2000) Pilot-scale destruction of TNT, RDX, and HMX on contaminated soils using subcritical water. *Environmental Science and Technology*, 34(15), 3223-3228.

Just, C.L., Schnoor, J.L. (2004) Photophotolysis of hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine (RDX) in leaves of Reed Canary Grass. *Environmental Science and Technology*, 38(1), 290-295.

Kim, D., Strathmann, T.J. (2007) Role of organically complexed iron(II) species in the reductive transformation of RDX in anoxic environments. *Environmental Science and Technology*, 41, 1257-1264.

Kim, J., Sung, K., Corapcioglu, M.Y., Drew, M.C. (2004) Solute transport and extraction by a single root in unsaturated soils: model development and experiment. *Environmental Pollution*, 131, 61-70.

Kulkarni, M., Chaudhari, A. (2007) Microbial remediation of nitro-aromatic compounds: An overview. *Journal of Environmental Management*, 85, 496–512.

Lee, K.B., Gu, M.B., Moon, S.H. (2001) In situ generation of hydrogen peroxide and its use for enzymatic degradation of 2,4,6-trinitrotoluene. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 76, 811-819.

Lenke, H., Warrelmann, J., Daun, G., Hund, K., Sieglén U., Walker, U., Knackmuss, H.J. (1998) Biological treatment of TNT-contaminated soil. 2. Biologically induced immobilization of the contaminants and full-scale application. *Environmental Science and Technology*, 32, 1964-1971.

Lewis, T.A., Newcombe, D.A., Crawford, R.L. (2004) Bioremediation of soils contaminated with explosives. *Journal of Environmental Management*, 70, 291-307.

Liang, C.J., Lai, M.C. (2008) Trichloroethylene degradation by zero valent iron activated persulfate oxidation. *Environmental Engineering Science*, 25(7), 1071-1077.

- McPhee, W., Wagg, L., Martin, P. (1993) Advanced oxidation processes of the destruction of ordnance and propellant and compounds using Rayox. In Eckenfelder, W.W., Bowers, A.R., Roth, J.A., eds. Chemical Oxidation. Technologies for the Nineties 3, Basel, Technomic Publ. 249-266.
- Medina, V.F., Larson, S.L., Agwaramgbo, L., Perez, W. (2002) Treatment of Munitions in Soils Using Phytoslurries. International Journal of Phytoremediation, 4(2), 143-156.
- Nipper, M., Carr, R.S., Biedenbach, J.M., Hooten, R.L., Miller, K.. (2005) Fate and effects of picric acid and 2,6-DNT in marine environments. Toxicity of degradation products. Marine Pollution Bulletin, 50, 1205-1217.
- Park, C., Kim, T.H., Sangyong, K., Lee, J. (2003) Bioremediation of 2,4,6-trinitrotoluene contaminated soil in slurry and column reactors. Journal of Bioscience and Bioengineering, 96(5), 429-433.
- Renoux, A.Y., Sarrazin, M., Hawari, J., Sunhara, G.I. (2000) Transformation of 2,4,6-trinitrotoluene in soil in the presence of the earthworm *Eisenia Andrei*. Environmental Toxicology and Chemistry, 19(6), 1473-1480.
- Ro, K.S., Preston, K.T., Seiden, S., Bergs M.A. (1998) Remediation composting principles: focus on soils contaminated with explosive compounds. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 28(3), 253-282.
- Robles-González, I.V., Fava, F., Poggi-Varaldo, H.M. (2008) A review on slurry bioreactors for bioremediation of soils and sediments. Microbial Cell Factories, 7(5), doi:10.1186/1475-2859-7-5
- Rodgers, J.D., Bunce, N.J. (2001) Treatment methods for the remediation of nitroaromatic explosives. Water Research, 35(9), 2101-2111.
- Schoenmuth, B.W., Pestemer, W. (2004a) Dendroremediation of trinitrotoluene (TNT) Part 1: Literature overview and research concept. Environmental Science and Pollution Research, 11(4), 273-278.
- Schoenmuth, B.W., Pestemer, W. (2004b) Dendroremediation of trinitrotoluene (TNT) - Part 2: fate of radio-labelled TNT in trees. Environmental Science and Pollution Research, 11(5), 331-339.
- Sens, C., Scheidemann, P., Werner, D. (1999) The distribution of ¹⁴C-TNT in different biochemical compartments of the monocotyledonous *Triticum aestivum*. Environmental Pollution 104,113-119.

- Smith, D. J., Craig, A.M., Durringer, J.M., Chaney, R.L. (2008) Absorption, tissue distribution, and elimination of residues after 2,4,6-trinitro [C-14]toluene administration to sheep. *Environmental Science and Technology*, 42(7), 2563-2569.
- Subramanian, M., Oliver, D.J., Shanks, J.V. (2006) TNT phytotransformation pathway characteristics in *Arabidopsis*: Role of aromatic hydroxylamines. *Biotechnology Progress*, 22(1), 208-216.
- Thompson, I.P., van der Gast, C.J., Cicric, L., Singer, A.C. (2005) Bioaugmentation for bioremediation: the challenge of strain selection. *Environmental Microbiology*, 7, 909-915.
- Thompson, P.L., Ramer, L.A., Schnoor, J.L. (1998) Uptake and transformation of TNT by hybrid poplar trees. *Environmental Science and Technology*, 32(7), 975-980.
- Van Aken, B., Yoon, J.M., Just, C.L., Schnoor, J.L. (2004) Metabolism and mineralization of hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine inside poplar tissues (*Populus deltoides x nigra* DN-34). *Environmental Science and Technology*, 38(17), 4572-4579.
- van Dillewijn, P., Caballero, A., Paz, J.A., Gonzales-Perez, M.M., Oliva, J.M., Ramos, J.L. (2007) Bioremediation of 2,4,6-trinitrotoluene under field conditions. *Environmental Science and Technology*, 41, 1378-1383.
- Waisner, S.A., Medina, V.F., Morrow, A.B., Nestler, C.C. (2008) Evaluation of chemical treatments for a mixed contaminant soil. *Journal of Environmental Engineering*, 143(9), 743-749.