

FFI RAPPORT

AMMUNISJON MED UTARMET URAN - BAKGRUNN OG VIRKNINGER

HØIBRÅTEN Steinar, DULLUM Ove, AAS Pål

FFI/RAPPORT-2001/04471

FFIBM/699/136

Godkjent
Kjeller 2 oktober 2001

Bjarne Haugstad
Forskningsjef

**AMMUNISJON MED UTARMET URAN -
BAKGRUNN OG VIRKNINGER**

HØIBRÅTEN Steinar, DULLUM Ove, AAS Pål

FFI/RAPPORT-2001/04471

FORSVARETS FORSKNINGSINSTITUTT
Norwegian Defence Research Establishment
Postboks 25, 2027 Kjeller, Norge

INNHOOLD

	Side	
1	URAN	7
1.1	Naturlig uran	7
1.2	Anrikning	8
1.3	Gjenvinning	8
1.4	Utarmet uran	9
2	URANAMMUNISJON	9
2.1	Panserbrytende ammunisjon	10
2.2	Kalde prosjektiler	10
2.2.1	Hulladninger	12
2.3	Materialegenskaper	13
2.4	Ammunisjonstyper	15
2.5	Bruk som panser	16
2.6	Produksjon og bruk av ammunisjon med utarmet uran	17
2.7	Priser	19
3	HELSEMESSIGE ASPEKTER VED BRUK AV URAN OG PLUTONIUM	20
3.1	Utarmet uran	20
3.1.1	Uran som strålekilde	22
3.1.2	Uran som kjemisk giftig metall	23
3.1.3	Konklusjoner om skadevirkninger av utarmet uran	25
3.2	Plutonium	27
3.2.1	Plutonium som strålekilde	29
3.2.2	Skader på mennesker	30
3.3	Golfsyndromet – er uran eller plutonium en årsak til dette?	31
4	OPPSUMMERING OG KOMMENTARER	32
APPENDIKS		
A	LISTE OVER FORKORTELSER	36
B	RADIOAKTIVITET	37
C	AMMUNISJON MED UTARMET URAN	40
D	NORGES FORHOLD TIL UTARMET URAN	42
	Litteratur	44
	Fordelingsliste	50

AMMUNISJON MED UTARMET URAN - BAKGRUNN OG VIRKNINGER

Spørsmål omkring bruken av såkalt *utarmet uran* i våpen har dukket opp flere ganger de senere årene. Temaet var spesielt hett omkring årsskiftet 2000/2001, og FFI var da på banen med faglig bistand både til Forsvarsdepartementet og andre. Denne rapporten har ikke til formål å overbringe de endelige svarene på alle spørsmål omkring utarmet uran. Den er først og fremst skrevet for å ta vare på og systematisere det som ble produsert på FFI vinteren 2001. For tidligere bidrag til dette temaet, se (1), (2) og (3).

Rapporten starter med beskrivelser av uran og utarmet uran. Hva dette er, hvor det kommer fra og hva det brukes til. Kapittel 2 inneholder en grundig gjennomgang av militære anvendelser av utarmet uran, og dette følges så av en diskusjon i kapittel 3 omkring mulige medisinske konsekvenser. En kort oppsummering og kommentarer finnes i kapittel 4. Forkortelser og enheter som er benyttet i rapporten er i regelen definert der de forekommer første gang. De er i tillegg samlet i appendiks A.

1 URAN

1.1 Naturlig uran

Uran er et grunnstoff (symbol U) som forekommer naturlig i større eller mindre grad i jordsmonn og berggrunn overalt (noen få milligram uran per kilo jord). Mennesker alle steder får i seg små mengder uran daglig gjennom maten som spises, vannet som drikkes og lufta som pustes. Uran utvinnes ved gruvedrift og påfølgende behandling av malmen, og stoffet omtales da som *naturlig uran*.

Alle atomkjerner er bygd opp av protoner og nøytroner. Grunnstofftypen bestemmes av antall protoner (for eksempel inneholder et hydrogenatom ett proton, et oksygenatom åtte protoner og et uranatom 92 protoner). Det er derved antall protoner som bestemmer et atoms kjemiske egenskaper. Det finnes så en rekke *isotoper* av hvert enkelt grunnstoff. Disse skiller seg fra hverandre ved at antall nøytroner i atomkjernen er forskjellig for de forskjellige isotopene. Det er vanlig praksis å angi hvilken isotop en snakker om ved å oppgi det totale antall protoner og nøytroner i atomkjernen. Den vanligste uranisotopen har atomkjerner med 146 nøytroner i tillegg til de 92 protonene. Denne isotopen angis derfor som *uran-238*.¹ Naturlig uran er en kombinasjon av tre uranisotoper, nemlig uran-238 (99,2745%), uran-235 (0,72%) og uran-234 (0,0055%) (4). Merk at fordi alle isotoper av et gitt grunnstoff har samme kjemiske egenskaper, vil ikke menneskekroppen skjelve mellom de enkelte isotopene ved opptak og distribusjon av stoffene.

Alle uranisotoper er *radioaktive*. Grunnleggende stoff om radioaktivitet finnes i appendiks B. Her forklares blant annet viktige begreper som halveringstid og alfa-, beta- og gammastråling. De tre uranisotopene nevnt ovenfor er alle alfaemittere og har halveringstider på

¹ I faglitteraturen skrives dette gjerne ²³⁸U.

hhv 4,468 milliarder år, 703,8 millioner år og 245 500 år (4).

1.2 Anrikning

Den mest kjente bruken av uran er i kjernevåpen og som brensel i kjernereaktorer. For å kunne utnyttes til slike formål, må konsentrasjonen av isotopen uran-235 i de fleste tilfelle økes fra den naturlig verdien på ca 0,7% (jf avsnitt 1.1). Denne prosessen kalles *anrikning*.

Fordi alle isotoper av et gitt stoff har samme kjemiske egenskaper, må anrikningen ta utgangspunkt i at uran-238-atomer er ca 1,3% tyngre enn uran-235-atomer. Flere metoder for urananrikning har vært benyttet. Felles for dem er at de krever store og kostbare anlegg, og anrikningen finner for det meste sted i mange små trinn.

Etter anrikningen står en igjen med et restprodukt som typisk inneholder 0,2–0,4 % uran-235. Dette produktet kalles *utarmet uran* (engelsk *depleted uranium* – forkortet DU). Uran-235 er langt mer radioaktivt enn isotopen uran-238, som utgjør det alt vesentlige av de resterende 99,6–99,8 %. Som et resultat av dette, er utarmet uran om lag 40% mindre radioaktivt enn naturlig uran, og blant alle radioaktive stoffer en kjenner til, er utarmet uran et av de aller minst radioaktive.

Fordi naturlig uran inneholder så lite uran-235, går det med store mengder uran ved anrikningen, og det produseres derfor ganske store mengder utarmet uran. For eksempel vil produksjon av 1 kg uran til et typisk kjernekraftverk gi 6–7 kg utarmet uran, og produksjon av 1 kg uran til kjernevåpen vil gi over 150 kg utarmet uran. Totalmengden av utarmet uran på verdensbasis har blitt anslått til mer enn 500 000 tonn (5), noe som gjør det til et relativt billig materiale.

1.3 Gjenvinning

Uranbrensel i kjernereaktorer forbrukes ikke fullstendig. Når et brukt brenselement tas ut, er stadig en ikke uvesentlig del av den opprinnelige mengden med uran-235 igjen. I tillegg er det dannet en mengde radioaktive stoffer. Brukt brensel kan leveres til et *gjenvinningsanlegg* (ofte omtalt som *reprosesseringsanlegg*) der gjenværende uran og andre stoffer av interesse (for eksempel plutonium) trekkes ut. (Mange land har valgt å lagre det brukte brenselet direkte som høyradioaktivt avfall uten å foreta noen gjenvinning av gjenværende uran.) I et gjenvinningsanlegg blir brenselet løst opp i sterk salpetersyre hvoretter gjenværende uran blir trukket ut ved hjelp av kjemiske prosesser. Når uran oppholder seg i en kjernereaktor, dannes det blant annet uran-236 og flere plutoniumisotoper. Uran-236 er kjemisk likt alle de andre uranisotopene og vil følge med ved gjenvinningen. Dessuten kan små mengder av andre stoffer, som for eksempel plutonium, følge med.

NATO rapporterer i en pressemelding 18 januar 2001 (6) med referanse til en amerikansk rapport (7) at utarmet uran ”kan inneholde svært små mengder (noen få milliarddeler) med transuranske grunnstoffer (neptunium, plutonium og americium).” Det rapporteres at målinger har påvist at disse stoffene totalt økte stråledosene fra det utarmede uranet med 0,8%. Disse ekstra forurensningene må skyldes at en har tatt utgangspunkt i gjenvunnet uran, men som tallene viser forandrer ikke dette situasjonen for personellet i noen vesentlig grad.

United Nations Environmental Programme (UNEP) har bekreftet at isotopen uran-236 er funnet i utarmet uran i Kosovo (8). Dette funnet indikerer at iallfall noe av det utarmede uranet stammer fra uran som er gjenvunnet fra brukt reaktorbrensel. UNEP rapporterer at det er funnet 0,0028% uran-236 i det utarmede uranet. Altså en forsvinnende liten del.

1.4 Utarmet uran

Utarmet uran er altså et restprodukt fra anrikningsprosessen. Stoffet er så lite radioaktivt at det ikke er foretatt noen registrering av de kvanta som befinner seg her i landet.

Som for mange andre potensielt farlige stoffer, er det etablert grenseverdier for hvor mye uran yrkeseksponerte personer kan utsettes for. Disse verdiene er fastsatt basert på tidligere erfaringer, forsøk med dyr osv. De er vesentlig høyere enn den uranmengden de fleste av oss får på naturlig vis, og de er stort sett de samme i alle land.

Både uran-235 og uran-238 sender ut såkalt alfastråling (jf appendiks B). Denne strålingen har meget kort rekkevidde i luft og kan stoppes av for eksempel et papirark. Den går derfor ikke gjennom huden på et menneske og er også vanskelig å måle uten spesialutstyr. Alfastråling består av relativt tunge partikler som kan være svært skadelige dersom strålekilden ligger inne i kroppen.

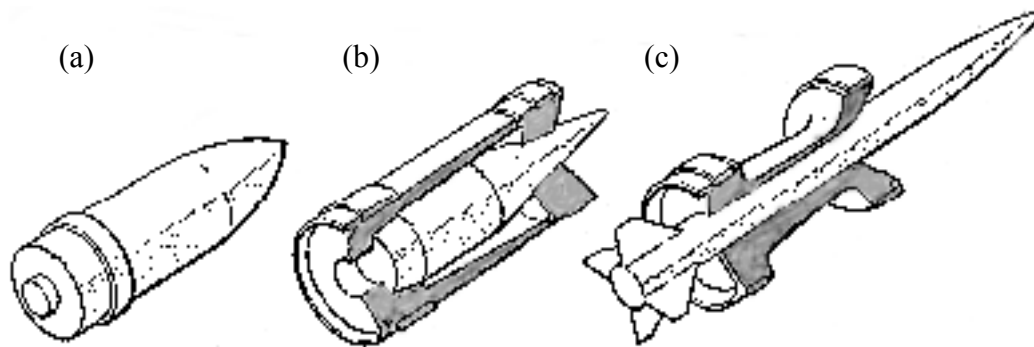
Mange radioaktive stoffer sender i tillegg ut både beta- og gammastråling, som er mer gjennomtrengende, og som kan skade levende celler selv når strålekilden befinner seg utenfor kroppen. Naturlig og utarmet uran sender også ut noe beta- og gammastråling, men i svært små mengder.

Uran er et tungmetall, og i kraft av det også giftig for kroppen på tilsvarende måte som andre tungmetaller (for eksempel bly). Dette beror på uranets kjemiske egenskaper slik at her skjelnes det ikke mellom isotoper. Naturlig uran, anrikt uran og utarmet uran har alle samme giftighet.

Utarmet uran har mange sivile og militære bruksområder. Det brukes til pansring/armering av kjøretøyer, i balansevekt i missiler, fly og båtkjøler og som tyngdestenger i oljeindustrien. Det brukes også en del til inneslutning og innkapsling av kjernevåpen både pga sin høye tetthet og fordi alle nøytronene som er tilstede ved en kjernevåpeneksplosjon gjør det mulig å frigjøre energi også fra uran-238, som ellers ikke kan holde en kjernefysisk kjedereaksjon gående. I Norge er utarmet uran i bruk blant annet til skjerming mot radioaktiv stråling og som ballast i kjølen på seilbåter. Det kan nevnes at i sivile fly av typen Boeing 747 kan det være om lag 250 kg utarmet uran som balansevekt. Men den mest omtalte, og kanskje mest kontroversielle, bruken av utarmet uran er som panserbrytende ammunisjon.

2 URANAMMUNISJON

Uran har egenskaper som gjør det svært godt egnet til panserbrytende ammunisjon, blant annet meget høy tetthet. Tettheten er 1,7 ganger så høy som for bly. Det betyr at høy masse kan kombineres med lav diameter og således gi prosjektilet høy gjennomtrengningskraft. Dessuten



Figur 2.1. Forskjellige prinsipper for kald panserbrytende ammunisjon. (a) viser et massivt fullkaliberprosjektil, (b) er et underkaliberprosjektil (APDS-prosjektil) og (c) er et APFSDS-prosjektil.

er uran selvantennelig ved anslag. Store deler av uranprosjektilet vil da pulveriseres og eksplodere til brennende fragmenter, noe som vil bidra til den ødeleggende effekten.

Det spiller ingen rolle for prosjektillets panserbrytende egenskaper om det benyttes naturlig uran, anriket uran eller utarmet uran til dette formålet. Pga pris og tilgjengelighet er det derfor utarmet uran som benyttes. Som nevnt i kapittel 1 fører dette til også til minst mulig radioaktiv belastning på miljøet.

2.1 Panserbrytende ammunisjon

Helt siden annen verdenskrig har det eksistert to forskjellige måter for effektivt å trenge gjennom panser. Den ene baserer seg på bruk av ”kalde granater,” dvs massive prosjektiler uten sprengstoff. Den andre er såkalte hulladninger, hvor sprengstoff brukes til å forme en tynn metallisk jetstråle som deretter trenger inn i panseret. Utarmet uran har funnet sin anvendelse i begge disse prinsippene.

2.2 Kalde prosjektiler

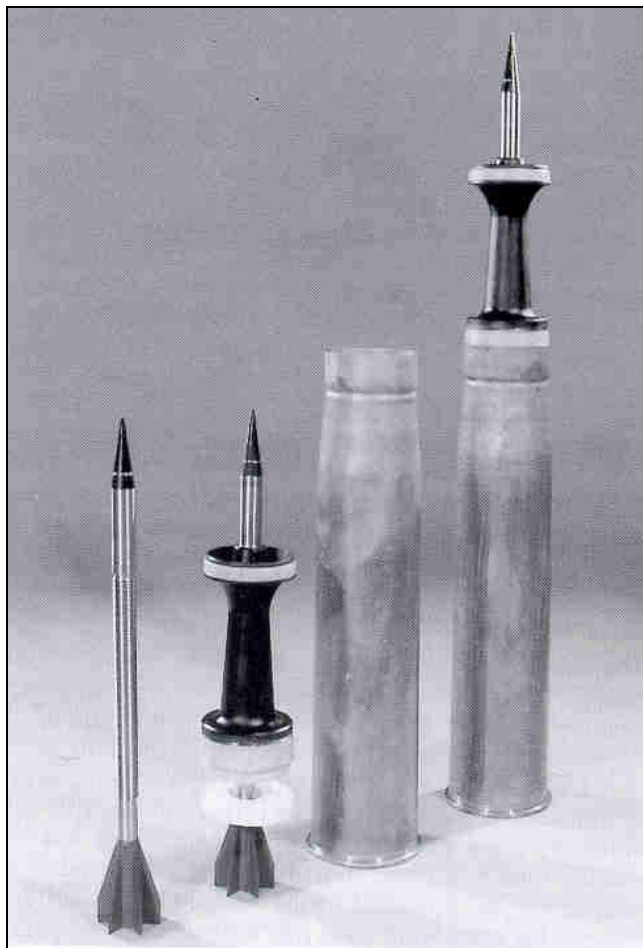
Under annen verdenskrig brukte en massive fullkaliberprosjektiler² skutt fra stridsvogner til å bekjempe fiendtlige stridsvogner (se figur 2.1a). Slike prosjektiler får naturligvis svært høy masse, hvilket innebærer at granatens utgangshastighet blir forholdsvis lav, hvilket igjen betyr at slike granater får lav treffsikkerhet. I 1950-årene begynte en imidlertid å ta i bruk underkaliberprosjektiler.³ Disse var utformet ved at prosjektillet lå nede i en slags kopp, som på grunn av luftmotstanden skilte lag med selve penetratoren etter utskytning. Prosjektilet kunne dermed gjøres lettere, men hadde samme penetrasjonsevne som tidligere prosjektiler. Dette førte til økt utgangshastighet og dermed også økt treffnøyaktighet. Slik ammunisjon brukes ennå i dag i eldre kanoner og er kjent som APDS⁴-ammunisjon (se figur 2.1b).

I 1960-årene gikk en i Russland et steg videre ved å utvikle lange, slanke, finnestabiliserte prosjektiler med et drivspeil som trekker penetratoren gjennom kanonløpet. Dermed kunne en gjøre penetratoren lang og slank og samtidig oppnå meget høy hastighet (ca 1400 m/s) med

² Et fullkaliberprosjektil har diameter lik kanonens kaliber.

³ Et underkaliberprosjektil har en diameter som er mindre enn kanonens kaliber.

⁴ APDS står for Armor Piercing Discarding Sabot (sabot = drivspeil, er den delen av prosjektillet som skiller lag etter munningen).



Figur 2.2. Eksempel på APFSDS-ammunisjon. Fra venstre: penetrator, penetrator med drivspeil, patronhylse, sammensatt patron (9).

tilhørende god treffnøyaktighet og stor penetrasjonsevne.

I Vesten ble dette prinsippet videreutviklet i 1970-årene ved at en fikk det som i dag betegnes som APFSDS⁵-prosjektiler (se figur 2.1c og figur 2.2). I første omgang ble penetratoren laget av stål eller wolframkarbid, men etterhvert ble bruk av rene tungmetaller mer utbredt. Bruk av tungmetaller ble også etter hvert vanlig i den russiske ammunisjonen på 1980-tallet. Hovedtrekkene i utviklingen fant sted i USA, men andre vestlige nasjoner (Tyskland, Frankrike, Storbritannia) kom også raskt med i utviklingen. I USA fulgte en tilsynelatende to parallelle løp, ett basert på bruk av wolfram som penetratormateriale, og et annet basert på bruk av utarmet uran. Utviklingen av det første APFSDS-prosjektilet startet i 1973 med M735 som hadde wolframpenetrator. Deretter fulgte M735A1 med en penetrator av utarmet uran. I Europa var en tidlig skeptisk til bruk av utarmet uran og satset utelukkende på wolfram. Imidlertid har UK og Frankrike senere utviklet ammunisjon basert på utarmet uran.

De første ammunisjonstyper basert på tungmetallpenetratorer kom i bruk mot slutten av 1970-årene. Norge anskaffet slik ammunisjon (med wolfram) for våre Leopard 1-stridsvogner i slutten av 1980-årene.

Figur 2.3 viser penetratoren i det drivspeilene frigjøres umiddelbart etter kanonmunningen.

⁵ APFSDS står for Armor Piercing Fin Stabilized Discarding Sabot.



Fig 2.3. Drivspeil frigjøres fra pilen i et amerikansk prosjektil av typen M829 (utarmet uran, 120 mm kaliber).

Det har som regel alltid vært en viss balanse mellom pansringen hos stridsvogner og penetrasjonsevnen hos panservernammunisjon. For tiden er en imidlertid i stand til å produsere pansertyper som er motstandsdyktige mot de aller fleste ammunisjonstyper. APFSDS-ammunisjon er den typen som setter de største kravene til pansringen. Imidlertid er det hulladninger som tradisjonelt har vært mest effektivt til panserbekjempelse.

2.2.1 Hulladninger

En hulladning er et meget spesielt stridshode. Det er egentlig en granat fylt med sprengstoff. Imidlertid har framre del av granaten en konisk fordypning som er foret med et tynt lag med metall. Som regel er dette kobber. Når granaten detonerer, vil foringen kollapse inn mot granatens akse, med det resultat at det sendes ut en jetstråle av fast metall. Denne strålen har en hastighet i spissen på 8–9 km/s, men den avtar bakover i strålen. Jetstrålen virker på samme måte som et APFSDS-prosjektil, men kanalen som strålen lager i målet er langt smalere enn den et APFSDS-prosjektil lager. Imidlertid har hulladningen evne til å penetrere omtrent dobbelt så langt som et tilsvarende APFSDS-prosjektil med samme kaliber. Hulladninger kan også brukes i lette våpensystemer og er uten tvil den mest effektive måten å bekjempe stridsvogner på for styrker som ikke selv rår over stridsvogner. For en stridsvogn er det imidlertid lettere å beskytte seg mot hulladninger enn mot APFSDS ved hjelp av spesielle pansertyper. Det er slike spesielle pansertyper som har gjort APFSDS til den mest attraktive ammunisjonstypen for bekjempelse av stridsvogner.

Kopper er som regel blitt valgt som foringsmateriale i hulladninger fordi det har ganske høy tetthet og er lett å forme. I den senere tid har en også eksperimentert med andre materialer,



Figur 2.4. Russisk stridsvognsgranat 3BK21B. Dette er den eneste kjente hulladningsammunisjonen med utarmet uran (10).

deriblant er utarmet uran tatt i bruk som foringsmateriale i hulladningsammunisjon for russiske stridsvognskanoner med 125 mm kaliber (se figur 2.4). Utarmet uran er interessant i denne anvendelsen på grunn av sin høye tetthet og fordi det er relativt lett formbart. Det er trolig rent utarmet uran som er brukt her. Legert utarmet uran vil lett bli for sprøtt til å brukes som foring i en hulladning. I forhold til ordinære hulladninger med kopperforing vil en uranforing trolig også gi bedre branneffekt i målet.

2.3 Materialeegenskaper

Utarmet uran er som allerede nevnt et attraktivt materiale i panserbrytende prosjektiler på grunn av sin høye tetthet. Enkle regler for å anslå gjennomslagsevnen i panser innebærer at penetrasjonsdybden er proporsjonal med lengden av prosjektilet og med kvadratroten av tettheten. For lange, slanke prosjektiler kan følgende formel brukes for å anslå penetrasjonsevnen:

$$P = L \sqrt{\frac{\rho_p}{\rho_m}} \exp\left(-\frac{k\sigma}{\rho_p v^2}\right) \quad (2.1)$$

hvor L er lengden av prosjektilet, ρ_p og ρ_m er tettheten av henholdsvis prosjektil- og målmateriale, σ er styrken⁶ i mål materialet og v er treffhastigheten. k er en dimensjonsløs empirisk parameter som i noen grad er avhengig av materialet. For uran er denne faktoren omtrent lik 24. For wolfram er den ca 26.

Når en skal beskrive materialeegenskapene til utarmet uran er det naturlig å trekke

⁶ Dvs strekkfastheten eller flytegrensen, altså den belastningen der materialet får brudd eller blir permanent deformert.

Rent metall	Utarmet uran	Wolfram
Tetthet	19 050 kg/m ³	19 300 kg/m ³
Smeltepunkt	1132 °C	3410 °C
Varmeledningsevne	28 W/Km	173 W/Km
K-modul	98 GPa	311 GPa
E-modul	176 GPa	411 GPa
Hardhet	180–250 HV	360–500 HV
Flytegrense	190–250 MPa	550 MPa
Legert metall	(0,75% Ti)	(7% Ni, 2% Cu)
Tetthet	18 100 kg/m ³	17 600 kg/m ³
Hardhet	400 HV	520 HV
Flytegrense	1100 MPa	1500 MPa

Tabell 2.1. Materialegenskaper for utarmet uran og wolfram og typiske legeringer med disse materialene. Verdiene er hentet fra forskjellige kilder. K- og E-modul gir uttrykk for nødvendig trykk for å komprimere et metall (hhv hydrostatisk og lineært). Blant måleenhetene står K for kelvin (temperaturforskjell), Pa for pascal (trykk) og HV for "Hardness Vickers" (jo større tall, desto hardere materiale; for detaljer se (83)). Forstavelsen mega (M) angir millioner og giga (G) milliarder.

sammenligninger med wolfram som er det eneste reelle alternativet til utarmet uran i rollen som panserbrytende prosjektil.

Ingen av materialene brukes vanligvis i ren tilstand, men i form av legeringer. Utarmet uran blir som regel legert med 0,75% titan for å bedre styrken og redusere oksidering av materialet. Wolfram blir som regel legert med 5% nikkel og mindre mengder kopper, jern eller kobolt. Under den første fasen av utviklingen av uranammunisjon brukte en en legering med 2% molybden.

Tabell 2.1 viser de viktigste materialeegenskapene for både de rene og de legerte metallene. Som en ser er ikke egenskapene hos utarmet uran og wolfram dramatisk forskjellige. Den største forskjellen ligger i smeltepunktet. Dette fører til forskjeller når materialene blir belastet med store hastigheter. I utarmet uran vil deformasjon av materialet være mer lokalisert enn i wolfram. I wolfram vil deformasjonen kunne være jevnt fordelt over et stort område, mens i utarmet uran skjer deformasjonen i smale, atskilte plan. I disse planene, kalt adiabatisk skjærplan, vil det lett oppstå sprekker. Denne forskjellen skyldes kompliserte forhold i materialet, men har i noen grad sammenheng med både smeltepunkt og varmeledningsevne.

Når et prosjektil trenger inn i et materiale, får en generelt en situasjon som vist i figur 2.5. Både penetratormateriale og målmateriale vil flyte, først radielt og deretter bakover i krateret. Spissen av prosjektilet blir stuket (sammenpresset) og får form av en sopp ("mushrooming"). Forskjellen mellom utarmet uran og wolfram ligger i at det i utarmet uran hurtigere oppstår brudd i periferien av denne soppen (se figuren). Dette er et resultat av forskjellene i de dynamiske materialeegenskapene. Resultatet er at spissen på uranprosjektilet blir smalere enn på wolframprosjektilet, hvilket resulterer i mindre motstand og bedre penetrasjonsevne. Årsaken til denne forskjellen er i første rekke den store forskjellen i smeltepunkt mellom utarmet uran og wolfram. Temperaturøkningen under penetrasjonen blir så stor at en lokalt kan få smelting av utarmet uran.



Fig 2.5. Penetrasjon med utarmet uran (*U*) og wolfram (*W*). Forskjellen ligger i radien på den stukede fronten.

Begge de legerte materialene er såpass harde at maskinering av dem er ganske krevende. Særlig wolfram krever bruk av spesialverktøy.

I praksis viser det seg at utarmet uran penetrerer ca 10% bedre enn wolfram (11). Forskjellen er imidlertid avhengig av treffhastigheten. Ved lave hastigheter (500–1000 m/s) kan forskjellen være inntil 20%, men ved høye hastigheter (mer enn 1700–1800 m/s) er forskjellen ubetydelig.

En annen viktig forskjell på utarmet uran og wolfram er at uran er *pyrofor*. Når materialet brytes opp vil det lett danne støv som tar fyr i reaksjon med luft. Denne egenskapen deler det med bl a aluminium, magnesium og zirkonium, mens wolfram ikke har denne egenskapen. Utarmet uran vil derfor gi en brannvirkning i tillegg til de mekaniske effektene når det treffer sitt mål.

Utarmet uran har også en annen viktig militær anvendelse. I tillegg til å være av de beste materialene til å bryte gjennom panser, er utarmet uran også et av de beste materialene til å stoppe den samme gjennombrytingen (se avsnitt 2.5).

2.4 Ammunisjonstyper

Som allerede nevnt brukes utarmet uran primært i pilammunisjon av APFSDS-typen. Prinsippet for slik ammunisjon er beskrevet i avsnitt 2.1. APFSDS-ammunisjon med utarmet uran forekommer i 20 mm, 25 mm, 105 mm, 115 mm, 120 mm og 125 mm ammunisjon. Alle, bortsett fra 20 og 25 med mer, skytes fra stridsvognkanoner. 25 mm skytes fra M2 Bradley stormpanservogn, mens 20 mm i sin tid ble brukt i CIWS (Close-In Weapon System), som er et



Fig 2.6. Hel patron (drivladning og prosjektil) av 30 mm ammunisjon med kjerne av utarmet uran (PGU-14/B) (10).

hurtigskytende system for bekjempelse av innkommende missiler ombord på skip.

Hulladninger finnes det også, men kun i form av den russiske 3BK21B (jf figur 2.4). Denne kan kun skytes fra 125 mm glattboret stridsvognskanon. Dette kaliberet finnes kun på russiskproduserte stridsvogner.

I mellomkaliberklassen (20–50 mm) finnes det også en annen uranholdig ammunisjon. Dette er en fullkalibret ammunisjon hvor kjernen i prosjektilet består av utarmet uran. Et eksempel på slik ammunisjon er den amerikanske PGU-14/B (30 mm) som er vist i figur 2.6.

Ytre og bakre del av prosjektilet består av aluminium hvori det er laget en brønn som urankjernen stikker ut av. Foran ligger et tynt skall av stål som tjener som en vindskjerm. Rundt spissen av prosjektilet ligger det også en ring av aluminium for å holde kjernen på plass. PGU-14/B brukes i flykanonen GAU-8/A som bl a finnes i flyet A-10 Thunderbolt (også kalt Warthog). Det finnes også en 25 mm PGU 20 med tilsvarende utforming som brukes i kanonen GAU 12. Denne finnes blant annet i Harrier-flyene til US Marines.

USA har eller har hatt utviklingsprogrammer som omfatter styrte KE-missiler.⁷ I midten av 1990-årene ble det arbeidet i firmaet Hercules med en pilammunisjon kalt X-ROD som skulle styre seg inn mot målet ved hjelp av en millimeterbølgesøker. Ammunisjonen skulle være en uranpenetrator med rakettdrift (12). To senere prosjekter, kjent som HATM (High-velocity Anti Tank Missile) og CKEM (Compact Kinetic Energy Missile) bygger på de samme prinsippene, men det er ikke kjent hvorvidt utarmet uran skal brukes i disse.

En mer detaljert oversikt over kjente ammunisjonstyper er gitt i appendiks C.

2.5 Bruk som panser

I 1988 offentliggjorde USA at de brukte komponenter av utarmet uran i sin mest moderne stridsvogn M1A1. Utarmet uran ble brukt i form av innleggsplater mellom to lag konvensjonelt panser. Slik lagdeling av panser er fordelaktig mot hulladninger og til en viss grad også mot pilammunisjon. Lagdelingen blir mest effektiv når det er store forskjeller mellom de spesifikke impedansene⁸ i de enkelte lagene.

Svært lite er kjent om dette panseret. For at det skal ha noen virkning, bør tykkelsen trolig være

⁷ KE står for ”kinetisk energi” (bevegelsesenergi). Dette er missiler uten sprengladninger.

⁸ Spesifikk impedans er produktet av materialets tetthet og dets lydshastighet.

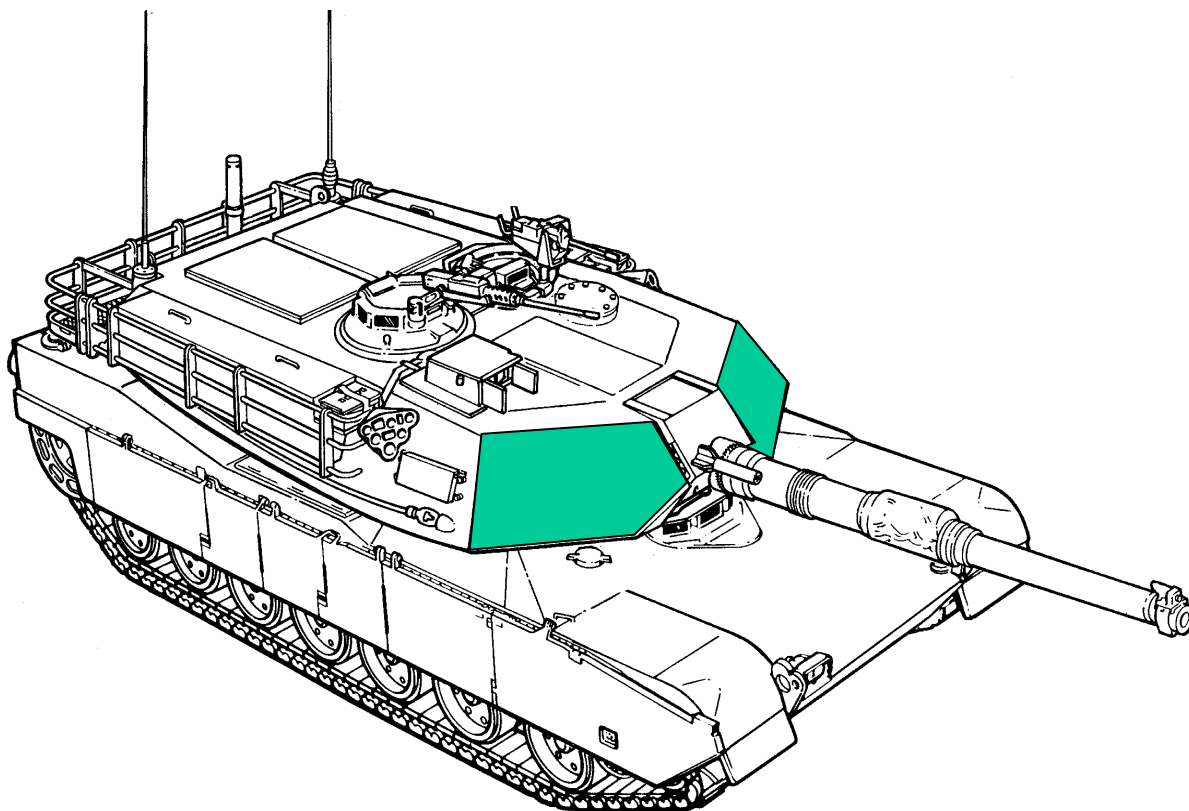


Fig 2.7. De amerikanske stridsvognene M1A1 og M1A2 har innleggsplater av utarmet uran. Det fargete området viser lokaliseringen av disse platene.

minst 30–40 mm. I så fall dreier det seg om minimum ett tonn med utarmet uran på hver vogn. Lokaliseringen av dette panseret er vist i figur 2.7.

Den samme effekten kunne en trolig ha oppnådd med wolfram, men her kan prisen ha hatt en viss betydning, fordi det kreves så store mengder materiale. Dessuten kan en sannsynligvis klare seg med ulegert uran som trolig har ganske lav kostnad.

I alt skal ca 4500 stridsvogner av typen M1A1 ha slikt panser. Det hevdes at den nyere M1A2 har dobbelt så mye utarmet uran i pansringen som M1A1 (13).

2.6 Produksjon og bruk av ammunisjon med utarmet uran

Ammunisjon med utarmet uran produseres av Primex Tech i USA, GIAT i Frankrike og Royal Ordnance i UK. Det er noe uklart hvor den russiske ammunisjonen produseres, men en fabrikk i Kazan oppgis som produsent av en av ammunisjonstypene. Dessuten produserer Heliopolis Company i Egypt sine versjoner av både amerikansk og russisk ammunisjon.

Det finnes mye informasjon om USAs bruk av uranholdig ammunisjon. Det samme kan ikke sies om forholdene i Storbritannia og Frankrike og i særdeleshet ikke om forholdene i Sovjetunionen/Russland.

I Russland finnes uranammunisjon i kaliber 115 mm og 125 mm. Kanoner med kaliber 115 mm finnes kun på stridsvognen T-62. Dette er en gammel stridsvogn som er i ferd med å bli utfaset. Den er imidlertid eksportert til en rekke land i Asia og Afrika. Kaliber 125 mm finnes på stridsvogner av type T-64, T-72, T-80, T-84 og T-90. Dette er moderne vogner som er

Ammunisjon/kaliber	Land/Enhet	Antall	Total masse med utarmet uran (tonn)
M900	US Army	504	2,1
M829	US Army	6700	35,8
M829A1	US Army	9552	51,1
L26	Royal Army	<100	0,4
PGU-14/B	US Air Force	783514	236,6
PGU-20	US Marines	67435	10,0

Tabell 2.2. Forbruk av ammunisjon med utarmet uran i Golf-krigen.

eksportert til svært mange land, deriblant samtlige østeuropeiske land unntatt Albania, men inkludert Finland. De finnes også i stort antall i India og Syria. Det foreligger imidlertid ikke noen pålitelig informasjon om hvilke land det er eksportert uranholdig ammunisjon til.

Det er kjent at USA har eksportert uranholdig ammunisjon til Egypt, Israel, Jordan, Pakistan, Saudi-Arabia og Tyrkia. En del andre land faller i kategorien mulige eller sannsynlige mottakere.

Sannsynligvis har verken Storbritannia eller Frankrike eksportert uranholdig ammunisjon.

Visse kilder (14) hevder at 105 mm amerikanskprodusert APFSDS-ammunisjon med utarmet uran ble brukt av Israel allerede under Yom Kippur-krigen i 1973. Dette er lite sannsynlig. USA startet utvikling av 105 mm APFSDS-ammunisjon i 1972. Denne ammunisjonen hadde wolframpenetrator (M735). Senere kom en utgave med uranpenetrator kalt M735A1. Denne var neppe ferdig utviklet så tidlig som høsten 1973. I følge (15) foregikk et prøveprogram hvor en sammenlignet utarmet uran og wolfram i 1973–1974. Selve utviklingen av ferdig uranammunisjon fant sted i tidsrommet 1975–1980.

Andre kriger og konflikter hvor utarmet uran kan ha vært brukt er

- krigen i Afghanistan 1979–1989
- krigen mellom Iran og Irak i 1980-årene
- konfliktene i Tsjetsjenia 1994–1999

Det er ikke påvist kilder som kan verifisere dette, men særlig i Tsjetsjenia er sannsynligheten for at det har vært brukt utarmet uran rimelig høy.

I hvilken grad USA har brukt uranammunisjon i kampanjene i Libanon (1982), Grenada (1983), Panama (1988), Somalia (1992) eller Haiti (1994) er ukjent. Grovkalibret ammunisjon har neppe vært brukt fordi disse aksjonene så vidt vites ikke omfattet utstrakt bruk av stridsvogner. I hvilken grad mellomkalibret ammunisjon har vært brukt, er ukjent.

Bruken av uranholdig ammunisjon under Golfkrigen (1990–1991) framgår av tabell 2.2. Under aksjonen i Bosnia og Herzegovina i 1994–1995 ble det avfyrt 10 800 skudd med PGU-14/B, hvilket tilsvarer 3,3 tonn utarmet uran (16). Under Kosovo-konflikten i 1999 ble det avfyrt ca 31 000 skudd med PGU-14/B. Dette tilsvarer ca 9,4 tonn med utarmet uran (16). Se også figur 2.8.

Det er ikke noe som tyder på at Norge noen gang har anskaffet eller benyttet ammunisjon med



Figur 2.8. Steder der ammunisjon med utarmet uran ble brukt under Kosovo-konflikten i 1999. Disse er angitt som oransje sirkler med grønn omkrets. Kartet er fra United Nations Environmental Programme (17).

utarmet uran. Det skal heller ikke være blitt anvendt slik ammunisjon av andre på norsk territorium. Se appendiks D.

2.7 Priser

Det er vanskelig å si noe sikkert om prisen på utarmet uran. I utgangspunktet er det et avfallsmateriale, og det er produksjonskostnadene som vil dominere prissettingen. Imidlertid er det metallurgiske problemer med å få til en homogen legering med titan. Dette gir en viss størrelse på anskaffelseskostnadene for materialet.

Prisen på leget og sintret wolfram ser ut til å variere og er inntil USD 200 pr kg, avhengig av kvalitet og kvantitet. Et emne til en 30 mm pil (150–200 g) koster ca NOK 300 (18). Wolfram med høy grad av renhet for laboratorieformål koster imidlertid det mangedobbelte.

En skudd med grovkalibret APFSDS-ammunisjon av utarmet uran koster USD 200–400 (10).

I følge (19) er produksjonskostnadene for utarmet uran til bruk i pilammunisjon så høye at

prisforskjellen på wolfram og utarmet uran blir relativt liten. Dette skyldes i så fall trolig legeringsprosessen. Selve maskineringen skulle være lettere i uran enn i wolfram fordi uranlegeringen er noe mindre hard enn wolframlegeringen, men det er mulig at uranets radioaktive egenskaper kan føre til ekstra håndteringskostnader.

3 HELSEMESSIGE ASPEKTER VED BRUK AV URAN OG PLUTONIUM

Dette er et omfattende kapittel som tar for seg det som er kjent omkring helsemessige effekter som kan forårsakes av uran (spesielt utarmet uran) og plutonium.

3.1 Utarmet uran

Uran er et tungmetall som ligner på wolfram, bly og kadmium. Det er viktig å være klar over at i motsetning til de radioaktive egenskapene til et element, er de kjemiske egenskapene uavhengig av hvilken isotop metallet foreligger i (jf kapittel 1). Utarmet uran er både et tungmetall og et radioaktivt materiale og begge egenskaper kan være skadelige for mennesker (se (20) for omfattende omtale av utarmet uran). Som nevnt i kapittel 1, er *utarmet* uran mindre radioaktivt enn *naturlig* uran og betydelig mindre radioaktivt enn *anriket* uran som brukes i kjernekraftverk og i kjernefysiske våpen. Strålekilder som inneholder utarmet uran må i praksis komme inn i kroppen for å ha skadelige effekter. Det er derfor svært liten fare forbundet med håndtering av ueksplodert ammunisjon med utarmet uran eller med å trå på biter av utarmet uran (21). På bakgrunn av at utarmet uran er et lite radioaktivt metall er det gjort få risikovurderinger av forurensninger med utarmet uran. Svært mye av den informasjonen som er tilgjengelig i internasjonal litteratur er derfor basert på erfaringer med naturlig uran.

Sikkerhetskrav til beskyttelse mot radioaktivitet er angitt i mottatt stråledose uttrykt i måleenhetene grey (Gy) og sievert (Sv) (jf appendiks B). Antall sievert gir et mål på forventet helseserisiko ved strålingen, og det er da i prinsippet helsemessig uinteressant hvor strålingen kommer fra (uran, plutonium eller andre elementer), bare den ikke totalt sett overskrider gitte grenseverdier. International Commission on Radiological Protection (ICRP) har satt en anbefalt øvre grenseverdi på stråledose til befolkningen på 1 mSv pr år.⁹ For personer som arbeider med radioaktiv stråling, og som derfor forventes å være klar over risikoen, skal ikke gjennomsnittlig dose over fem år overskride 20 mSv pr år (og ikke mer enn 50 mSv i ett enkelt år). Til sammenligning er bakgrunnsstrålingen som alle mennesker utsettes for typisk i størrelsesorden 2–4 mSv pr år.

Arbeidstilsynet har fastsatt ”administrative normer for forurensning i arbeidsatmosfære.” Normene ble senest endret i 1996 (22). Her heter det at luft ikke skal inneholde mer enn 0,2 mg uran pr m³. Arbeidstilsynet angir ingen norm for plutonium. The American Conference of Governmental Industrial Hygienists angir også en grenseverdi for uran på 0,2 mg/m³ luft, men tillater dessuten korttids eksponering for opptil 0,6 mg/m³. Nivåene for plutonium er lavere og av de lavest mulige for alle radioaktive stoffer. US Agency for Toxic Substances and Disease Registry viser til en standard grenseverdi for plutoniumeksponering av befolkningen generelt på 5 mSv/år (1 mSv/år ved kronisk eksponering) (23). Ved eksponering av arbeidere i industrien er

⁹ mSv står for millisievert, dvs. tusendels sievert.

det anbefalt en grense på 50 mSv/år. Dette er de samme grenseverdiene som er fastsatt av ICRP.

Det er ikke på grunn av de radioaktive egenskapene at utarmet uran brukes i panserpenetrerende ammunisjon. Som nevnt i kapittel 2, er grunnlaget for dette metalllets effektivitet hovedsakelig dets høye egenvekt. Dessuten er det pyrofort. Ved bruk av slik ammunisjon vil det utarmede uranet penetrere gjennom ulike typer panser for deretter å antennes med høy temperatur. Uranet vil forbrenne og forstøves slik at det dannes partikler i forskjellige størrelser. De fleste partiklene vil bestå av forskjellige uranoksider og spres i nærområdet rundt det objektet som er truffet. Konsentrasjonen av uranoksider vil være størst inne i det ødelagte objektet og i dets umiddelbare nærhet. Vind vil selvsagt kunne medvirke til å spre støv med utarmet uran til nærområdene. Dette medfører at personer som oppholder seg inne i eller i umiddelbar nærhet av et objekt som er ødelagt med uranholdig ammunisjon vil kunne bli eksponert for uranstøv. Konsentrasjonen av utarmet uran vil avta med avstanden fra det ødelagte objektet. Det er viktig å unngå eksponering for urankontaminert støv. Det er derfor nødvendig at tilstrekkelig verneutstyr benyttes når ødelagte pansrede kjøretøyer og faste installasjoner skal undersøkes. En eventuell eksponering av soldater og lokalbefolkning for utarmet uran under og etter Kosovo-konflikten i 1999 og i forbindelse med andre kamphandlinger hvor slik ammunisjon har vært brukt, bør undersøkes nærmere for å kartlegge omfanget og om personer har vært utsatt for helseskadelige konsentrasjoner av utarmet uran. I løpet av 1990-tallet er det i flere forskningsmiljøer diskutert om bruk av utarmet uran og eksponering av soldater for dette metallet kan være årsaken til det såkalte "Golfyndromet" (se avsnitt 3.3).

Det er få tilgjengelige internasjonale studier omkring helsemessige virkninger av utarmet uran. Svært mange av de studiene som er utført er gjort på naturlig uran, som jo er mer radioaktivt enn utarmet uran. To omfattende undersøkelser ble publisert i hhv 1999 (24) og i 2001 (20). Disse rapportene inneholder en gjennomgang av vitenskapelig litteratur blant annet for å undersøke en mulig sammenheng mellom utarmet uran og eventuelle helseskader.

I gjennomsnitt finnes det 0,09 mg uran i menneskekroppen. Dette kommer fra normalt inntak av mat, vann og luft. Ca 66% av uranet finnes i skjelettet, 16% i lever, 8% i nyrer og 10% i andre vev. Det er beregnet at mennesket i gjennomsnitt pr år tar opp ca 0,46 mg uran fra mat og drikke og ca 0,0006 mg uran ved inhalasjon (20).

For at mennesker skal utvikle skader på grunn av eksponering for ulike uranforbindelser, må disse stoffene først komme inn i menneskekroppen. Helsefaren er så en funksjon av partiklenes karakteristika, og hvilken eksponeringsvei de kommer inn i kroppen mm. Eksponering for fremmede giftstoffer skjer gjennom lungene ved inhalasjon, gjennom opptak i mage og tarm ved inntak av mat og drikke, ved direkte opptak gjennom huden eller via sår i huden. Normalt skiller ca 70–95 % av det uran som kommer inn i kroppen ut via urin og avføring (20).

Det er viktig å skjelne mellom biologiske effekter av *løselige* uranforbindelser og effekter av *ikke-løselige* uranforbindelser, siden disse kompleksene tas opp i kroppen i forskjellig grad og håndteres på forskjellig måte. Opptak av lite løselige uranforbindelser ved inhalasjon vil føre til at den andelen av uranpartiklene som ikke pustes ut igjen eller hostes opp, ca 25%, i det alt vesentlige lagres i lengre tid i lungevevet eller i lymfekjertler i det omkringliggende vevet (25).

Opptak av løselige uranforbindelser ved inhalasjon vil føre til at uranet distribueres også til andre organer i kroppen (26). Dette kan føre til at disse andre organene påføres skader i større grad enn ved opptak av lite løselige uranforbindelser.

Generelt er det slik at inhalasjon av støv og opptak via lungene er den klart viktigste eksponeringsveien for ulike uranforbindelser (til tross for at langt større kvanta som nevnt ovenfor tas opp gjennom mat og drikke). Dette er også tilfelle ved eksponering for utarmet uran etter bruk av panserpenetrerende ammunisjon mot kjøretøyer og andre ”harde” mål, da mesteparten av det utarmede uranet da vil bli omgjort til støv og partikler av forskjellig størrelse og med forskjellige kjemiske forbindelser. En vesentlig del av disse støvpartiklene vil ha en størrelse som gjør at de kan innåndes og penetrere dypt ned i lungene. En del av partiklene vil bli hostet opp fra lunger og luftveier og enten bli svelget eller spyttet ut. Ved svelging vil det utarmede uranet gå gjennom mage/tarm-trakten. Absorpsjonen av utarmet uran herfra vil være avhengig av uranets kjemiske form og av hvilke andre elementer som er tilstede i maten. Det er imidlertid vist at svært lite uran (og dermed også svært lite utarmet uran) absorberes fra mage/tarm-trakten (27). Opptaket er i størrelsesorden 1–2 %.

Uraneksponering kan også skje ved inntak av forurenset mat, for eksempel frukt og grønnsaker hvor utarmet uran enten dekker overflaten eller er kommet inn i plantene gjennom opptak via røttene. Det kan også skje gjennom inntak av melk og kjøtt fra dyr som er foret med grønnsaker eller planter som er forurenset med utarmet uran. Uran kan videre tas opp gjennom drikkevann. I Norge er konsentrasjonen av uran i drikkevann typisk i området 0,02–170 µg/l vann¹⁰ (28). Generelt er det slik at uranforbindelser, spesielt de lite løselige forbindelsene, kun i liten grad tas opp i mage/tarm-systemet.

3.1.1 Uran som strålekilde

Det er først og fremst en eventuell fare for utvikling av stråleskader etter eksponering for utarmet uran og andre uranforbindelser som bør vurderes i forbindelse med bruk av uranholdig ammunisjon. Det er gjort mange epidemiologiske studier av personell fra atomindustrien i kjernevåpenlandene. Slikt personell kan ha vært utsatt for en rekke ulike radioaktive materialer, men det er hittil ikke observert klare negative helseeffekter hos arbeidere etter inhalasjon av utarmet eller naturlig uran. Utvikling av kreft hos arbeidere i urangruver ser ut til å skyldes andre radioaktive stoffer, som for eksempel radon, thorium mm (29) (30) (31) (32) (33) (34) (35) (24). Det er utført omfattende undersøkelser av forekomsten av lunge- og hudkreft hos arbeidere i den amerikanske uranindustrien. Disse arbeiderne har ikke høyere forekomst av lungekreft enn resten av befolkningen. I en undersøkelse av en gruppe på ca 100 arbeidere som ble eksponert for konsentrasjoner på 0,5–2,5 mg uran pr m³ luft i fem år samt enkeltpersoner som ble eksponert for opptil 10 mg uran pr m³ luft, er det ikke påvist utvikling av respiratoriske sykdommer eller nyreskader, og det ble heller ikke påvist endringer i de blodprøvene som ble analysert i løpet av de 13 årene som var gått siden eksponeringen startet (36). De undersøkte arbeiderne hadde vært eksponert for naturlig uran, som er mer radioaktivt enn utarmet uran, i forhøyede konsentrasjoner over lang tid. Blant ca 19 000 arbeidere som var ansatt i uranindustrien i tiden 1943–1947, ble det ikke målt noen økning i antall krefttilfeller fram til

¹⁰ µg står for mikrogram, dvs milliondels gram.

1974 da epidemiologiske undersøkelser ble gjennomført. Det ble heller ikke påvist noen økt forekomst av beinkreft. Derimot er det hos arbeidere i urangruver påvist utvikling av en rekke kreftformer, og som nevnt ovenfor antas dette å skyldes andre radioaktive forbindelser enn uran. Observasjonene fra urangruvene kan derfor ikke anvendes i forbindelse med eksponering for utarmet uran (29) (37).

Det er utført flere risikovurderinger av eksponering for utarmet uran etter bruk av panserpenetrerende ammunisjon (38). En rekke av de amerikanske soldatene som ble utsatt for utarmet uran i Golfkrigen i 1991 og som stadig har fragmenter av dette i kroppen, er under kontinuerlig medisinsk oppfølgende kontroll. Flere av disse soldatene har en rekke helseproblemer, men få av problemene er typiske for uranforgiftning (24) (39). Tilsvarende gjelder for lokalbefolkningen og for soldatene som deltok i Kosovo-konflikten i 1999 (38).

En rekke reportasjer i media har i løpet av 2001 påstått at soldater som har tjenestegjort i Kosovo-provinsen i Jugoslavia skal ha en høyere risiko for å utvikle leukemi pga eksponering for utarmet uran. I en normalbefolkning på én million mennesker oppstår omkring 50 tilfeller av leukemi hvert år i aldersgruppen 20–45 år. Ut i fra undersøkelsene som er utført i Kosovo er sannsynligheten for at leukemi skal utvikles meget liten av følgende årsaker (40):

- Forholdsvis høye stråledoser er påkrevet for at slike skader skal oppstå. I Tsjernobyl-området er det 15 år etter at ulykken inntraff i kjernekraftverket ikke påvist et forhøyet antall tilfeller av leukemi.
- Generelt oppdages ikke leukemi før 2–5 år etter eksponering for radioaktiv stråling, slik at en ikke ville forvente slike symptomer før noe tid etter Kosovo-konflikten.
- Det er ikke påvist noen strålingsassosiert økning i leukemi hos arbeidere i uranindustrien.
- Inhalasjon eller annet inntak av uranstøv, selv under ekstreme situasjoner som etter et angrep, er beregnet til kun å resultere i stråledoser på opptil 10 mSv. Dette representerer omkring 50% av den høyeste tillatte årsdose for personer som arbeider med radioaktive stoffer og vil antakelig ikke resultere i noen signifikant økning i antall tilfeller av leukemi. Hvis alt dette utarmede uranet hadde vært løselig, ville en ved slike doser kunnet observere alvorlige nyreskader.

I følge Verdens helseorganisasjon (WHO) (40) er sannsynligheten liten for at leukemi skal utvikles etter eksponering for utarmet uran etter krigen i Kosovo, men WHO har i dag ikke nødvendig informasjon til å kunne trekke endelige konklusjoner om eventuelle skader.

3.1.2 Uran som kjemisk giftig metall

De tillatte eksponeringsnivåene for løselige og uløselige uranforbindelser er fastlagt ut i fra uranets kjemiske og radiologiske giftighet. En person kan derfor eksponeres for høyere doser ved inhalasjon av løselige uranforbindelser enn av uløselige, siden de løselige forbindelsene skilles raskere ut av kroppen (jf tabell 3.1). Tilsvarende kan en person innta langt større mengder uløselige uranforbindelser via mat og drikke enn av løselige forbindelser uten at dette har negative helseeffekter siden uløselige forbindelser i liten grad tas opp i mage/tarm-kanalen (42) (43). Løselige uranforbindelser tas forholdsvis lett opp i blodbanen i løpet av timer eller

Grenseverdi for uraneksponering ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		Referanse
Uløselige uranforbindelser	Løselige uranforbindelser	
250	50	(41)
50	50	(20)

Tabell 3.1. Grenseverdier for tillatte eksponeringsnivåer for uranaerosoler (basert på kontinuerlig eksponering ved inhalasjon i 8 timer pr dag, 5 dager pr uke, 50 uker pr år). Verdiene for løselige forbindelser er tilsvarende som for bly.

dager og vil derved bli distribuert til kroppens ulike organer. Uranet vil i hovedsak utskilles gjennom nyrene, mens en mindre del blir absorbert i kortere eller lengre tid i ulike vev i kroppen. Siden radioaktiviteten til utarmet uran er meget lav, kan den kjemiske giftigheten være mer signifikant og bidra mer til utvikling av skader hos mennesker. Utarmet uran og naturlig uran har de samme kjemiske egenskaper og giftighet. Derfor er all tidligere informasjon som er framkommet om giftigheten til uran også gyldig for utarmet uran. Uran er et metall og eksponering resulterer ofte i utvikling av nyreskader slik tilfellet er for andre tungmetaller som for eksempel bly, kvikksølv og kadmium (44), selv om uran er mindre skadelig for nyrene enn disse metallene (45). Etter at løselige uranforbindelser er kommet inn i blodbanen, er det vist at ca 75% av det absorberte uranet raskt skilles ut av nyrene, normalt innen 24 timer. Det resterende uranet vil kunne erstatte kalsium i blant annet beinsubstansen i skjelettet, og dette uranet vil det derfor ta lengre tid å skille ut av kroppen (43) (46).

Inhalasjon av høye konsentrasjoner av løselige uranforbindelser kan føre til akutte nyreskader og tilslutt nyresvikt, men dette har kun i sjeldne tilfelle dødelig utgang (47) (26). Årsaken til at nyrene er spesielt følsomme for metaller er blant annet at nyrene har en høy blodgjennomstrømning i forhold til sin vekt og at metaller skader membrantransportmekanismer for forskjellige ioner, aminosyrer, proteiner og andre stoffer. De grunnleggende mekanismene for at uran er skadelig for nyrene er likevel ikke fullt ut klarlagt (47). Skader fra lavere konsentrasjoner av uranforbindelser repareres normalt av kroppen i løpet av kort tid, slik at det da sjelden oppstår permanente skader. Det er i USA og andre steder registrert enkelte uhell i uranindustrien hvor personer her vært eksponert for forhøyede nivåer av blant annet uranforbindelser. I enkelte tilfeller har uranarbeidere vært eksponert for urankonsentrasjoner på opptil 10 mg uran pr m^3 luft, noe som er langt høyere enn de gjeldende tillatte standarder for grenseverdier for uran i arbeidsatmosfæren. Til tross for disse høye verdiene er det ikke observert uheldige skadevirkninger hos disse personene (31). Det er videre gjennomført undersøkelser for å belyse problemer forbundet med nyreskader i USA, hvor personer som i lang tid har arbeidet på utprøvningssteder for panserpenetrerende ammunisjon av utarmet uran, har vært evaluert. Det er ikke påvist noen økning i utviklingen av nyresvikt hos disse personene i løpet av 15–20 år etter eksponering (24). I følge US Army Environmental Policy Institute er det generelt akseptert at dersom det kan måles mer enn 1–3 μg uran pr gram nyrevev, kan det ikke utelukkes at det kan utvikles nyreskader (21). En kan derfor slutte at lite løselige uranforbindelser generelt sett har relativt lav kjemisk giftighet, men at giftigheten øker med løseligheten av uranforbindelsene (36) (48).

I motsetning til løselige uranforbindelser, deponeres ikke-løselige uranforbindelser i luftveiene og lungene ved innånding. Inhalasjon av ikke-løselige eller lite løselige uranforbindelser kan resultere i at en del av uranforbindelsene avsettes i lungevevet og blant annet transporteres til

Tolererbart daglig inntak ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Årlig inntak (mg)	Drikkevannsnorm ($\mu\text{g}/\text{l}$)	Referanse
2	51,1	20	(53) (48)
Løselige forbindelser: 0,6 Uløselige forbindelser: 5,0	15,3	2	(50) (20)
0,7	17,9	36	(54)

Tabell 3.2. Tolererbart daglig **oralt** inntak av uran for mennesker basert på **kjemisk** giftighet. Årlig inntak er basert på 70 kg kroppsvekt. Drikkevannsnormen er generelt basert på 500 l/år, men verdien i den midterste linjen forutsetter en person på 60 kg som drikker 2 l pr dag. Verdien på 20 $\mu\text{g}/\text{l}$ i den øverste linjen er under vurdering for endring til 30 $\mu\text{g}/\text{l}$ av praktiske årsaker.

Type uran	Stråledose (mSv/g)	Årlig maksimalt inntak (mg)	Drikkevannsnorm ($\mu\text{g}/\text{l}$)
Naturlig uran	1,23	813	1630
Anriktet uran (3,5%)	3,98	251	500
Utarmet uran (0,2%)	0,71	1410	2820

Tabell 3.3. Akseptabel grense for **oralt** opptak av uran for mennesker basert på **radiologisk** giftighet. Årlig inntak er basert på en stråledose på 1 mSv pr år. Drikkevannsnormen er basert på 1 mSv/år pr individ og et vanninntak på 500 l/år (utdrag av tabell fra (55) (basert på dosetall fra (52))).

lymfekjertler ved hjelp av makrofager, som er viktige beskyttelsesceller i kroppen mot bakterier og virus. En stor del av de inhalerte uranpartiklene, spesielt større partikler, fjernes av kroppens eget forsvarssystem ved at de hostes opp og fjernes på naturlig måte. En del av de svært små partiklene blir pustet ut igjen, men en stor del av uranpartiklene vil også bli avsatt i lengre tid i lungevevet og vil derved kunne føre til en kronisk eksponering i opptil flere år. Hvor effektivt uranpartikler fjernes fra lungene er avhengig av en rekke faktorer. Kroppen har utviklet et effektivt forsvarssystem mot fremmedpartikler og mikrober ved at luftveiene i lungene blant annet er dekket med et fint lag av flimmerhår som transporterer et tynt slimlag med fremmedpartikler opp i munnhulen. Sigarettøykere har en svakere naturlig beskyttelse mot giftstoffer enn ikke-røykere, siden røykere vanligvis har skadet eller ødelagt denne forsvarsmekanismen. Derfor er det vist at røykere blant urangruvearbeidere har større mulighet for å utvikle blant annet lungekreft (29).

US Agency for Toxic Substances and Disease Registry har revidert alle data om uranets giftighet fra eksperimentelle studier på dyr (48). WHO (50) (20), ICRP (51) (52) og US Occupational Safety and Health Administration (41) har fastsatt anbefalte grenseverdier for eksponering av mennesker for uranforbindelser. Det er derigjennom etablert akseptable grenseverdier for hvilke mengder uran som kan tilføres mennesker gjennom innåndingsluft og gjennom mat og drikke. Siden uranforbindelser er både kjemisk og radiologisk giftige, er det viktig å fastsette akseptable nivåer med hensyn til begge disse egenskapene. Eksempler på slike grenseverdier for eksponering er gitt tidligere i tabell 3.1, og flere finnes i tabellene 3.2 til 3.6.

3.1.3 Konklusjoner om skadevirkninger av utarmet uran

Utarmet uran utgjør ingen alvorlig trussel mot sivilbefolkningen eller mot soldater som skal patruljere eller rydde opp i områder der det er benyttet uranholdig ammunisjon under forutsetning av at nødvendige forholdsregler blir fulgt. Ved gjennomføring av arbeid i slike

Akseptabel maksimal grense for konsentrasjon i luft ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Referanse
Løselige forbindelser: 0,4 Uløselige forbindelser: 0,8	(48)
0,07	(54)

Tabell 3.4. Akseptabel grenseverdi for **inhalasjon** av uran hos mennesker basert på **kjemisk** giftighet. Verdiene er basert på kontinuerlig eksponering.

Type uran	Uløselige uranforbindelser			Løselige uranforbindelser		
	Stråledose (mSv/mg)	Årlig maks inntak (mg)	DAC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Stråledose (mSv/mg)	Årlig maks inntak (mg)	DAC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Naturlig uran	0,2	100	34,7	0,013	1520	530
Anriket uran (3,5%)	0,676	29,6	10,3	0,044	450	159
Utarmet uran (0,2%)	0,110	183	63,4	0,0073	2740	950

Tabell 3.5. Akseptabel grense for **inhalasjon** av uran for arbeidere basert på **radiologisk** giftighet (utdrag av tabell fra (55) (basert på dosetall fra (51))). Årlig inntak av uran er basert på en stråledose på 20 mSv/år. DAC (Derived Air Concentration) er den akseptable grenseverdien for konsentrasjon i luft basert på 20 mSv/år (inhalasjonsvolumet er 26,7 l/min i 1800 arbeidstimer/år).

Type uran	Uløselige uranforbindelser			Løselige uranforbindelser		
	Stråledose (mSv/mg)	Årlig maks inntak (mg)	DAC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Stråledose (mSv/mg)	Årlig maks inntak (mg)	DAC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Naturlig uran	0,22	4,5	0,58	0,013	74,5	9,4
Anriket uran (3,5%)	0,75	1,34	0,17	0,045	22,3	2,8
Utarmet uran (0,2%)	0,12	8,3	1,05	0,0075	134	17

Tabell 3.6. Akseptabel grense for **inhalasjon** av uran for befolkningen generelt basert på **radiologisk** giftighet (utdrag av tabell fra (55) (basert på dosetall fra (52))). Årlig inntak av uran er basert på en stråledose på 1 mSv/år. DAC (Derived Air Concentration) er den akseptable grenseverdien for konsentrasjon i luft basert på 1 mSv/år (inhalasjonsvolumet er 15 l/min, kontinuerlig eksponering).

områder, bør personellet benytte adekvat fysisk beskyttelse for å unngå unødvendig uraneksponering. Siden det fortsatt er usikkerhet forbundet med langtidseffekter av slik eksponering (40) (20), bør områdene som er kontaminert med utarmet uran merkes av slik at lokalbefolkningen ikke benytter dem før de er kontrollert og godkjent for bruk. Det er spesielt viktig å hindre barn i å komme inn i slike områder da barn i større grad kan bli eksponert under lek.

Det kan ikke utelukkes at akutt eksponering for høye konsentrasjoner av utarmet uran ved inhalasjon kan føre til kortvarige negative helseeffekter, blant annet reversible nyreskader. Kronisk (langvarig) eksponering ved innånding av små mengder støv fra utarmet uran er generelt ansett å resultere i små negative helseeffekter, men kronisk eksponering for luft med relativt høye urankonsentrasjoner må så langt som mulig unngås. Inhalert utarmet uran deponert i lungene vil kunne utgjøre en trussel og innebære en reell risiko for utvikling av kreft lang tid etter eksponering. På grunn av den lave radioaktiviteten i utarmet uran vil stråledosene ved

eksponering likevel i de fleste tilfelle være lave og risikoen for utvikling av kreft vil være tilsvarende lav. Slike konklusjoner støttes av uttalelser fra organisasjoner som blant annet Verdens helseorganisasjon (40).

Det er derimot ingen kjente alvorlige helseeffekter forårsaket av uranstøv ved eksponering på hud, og risikoen for skader antas derfor å være lav (21) (48). Omkring 20 soldater som fikk fragmenter fra utarmet uran i kroppen etter bruk av uranholdig ammunisjon under Golfkrigen, vil bli fulgt opp i amerikanske medisinske studier for å undersøke eventuelle helseskader etter langvarig eksponering (24).

Det er heller ikke påvist at uraneksponering fører til nevrologiske effekter eller skader. Dette omfatter effekter i det sentrale (hjernen) og det perifere nervesystem på grunn av både kjemiske og radiologiske påvirkninger av uran (48). Enkelte personer er fulgt opp i lang tid (opptil 38 år) etter at slik eksponering inntraff.

Det er i litteraturen ingen bevis for at soldater under Golfkrigen i 1991 ved innånding eller via mat og drikke skulle ha blitt utsatt for nivåer av utarmet uran som kan føre til negative helseeffekter. Dette skyldes at generelt sett er kroppens forsvar mot og eliminering av uranforbindelser effektiv. I tillegg er utarmet uran et mindre radioaktivt materiale enn naturlig uran, slik at det skal forholdsvis store mengder til før skadelige effekter kan observeres. Strålingsrelaterte effekter fra fragmenter i kroppen vil være avhengig av størrelsen på fragmentene og om disse er lokalisert i nærheten av vitale organer. En kan ikke utelukke at enkeltpersoner kan være blitt eksponert for høyere doser av utarmet uran etter bruk av panserpenetrerende ammunisjon i krig eller konflikter og at noen av disse derfor kan ha blitt påført skader. Dette gjenstår å undersøke i framtidige studier av konflikter hvor slik ammunisjon er blitt benyttet.

Mye er altså kjent når det gjelder virkningene av utarmet uran. En har imidlertid stadig noe mangelfull kunnskap på enkelte områder hvor det er nødvendig med ytterligere forskningsinnsats. Eksempler på slike områder er effekter av utarmet uran på reproduksjon og utvikling, effekter på arvestoffet, effekter på nervesystemet og effekter på bloddannende organer. Det bør foretas undersøkelser og kartlegging av områder hvor uranholdig ammunisjon er blitt benyttet slik at adekvat opprensning kan bli foretatt. Dette gjelder spesielt områder hvor barn har tilgang.

3.2 Plutonium

Gjennom kjemiske analyser ble det i februar 2001 bekreftet at panserpenetrerende ammunisjon som ble brukt i Kosovo-provinsen i Jugoslavia i 1999 inneholdt meget lave konsentrasjoner av plutonium (56). Som nevnt i kapittel 1, innebærer dette at (noe av) det utarmede uranet som ble benyttet må ha stammet fra gjenvunnet reaktorbrensel. De aktuelle mengdene av plutonium er så små at de neppe er relevante for mulige helseeffekter, men for å dokumentere dette bedre følger likevel en diskusjon om plutoniumets egenskaper nedenfor.

Plutonium refereres ofte til i ulike media som ”det giftigste stoffet en kjenner til” og at det kun skal ”ørsmå mengder” til for å ta livet av et menneske. Det er en myte at plutonium er svært

giftig. Plutonium er ikke akutt giftig for mennesker, unntatt i relativt høye konsentrasjoner. Derimot er kronisk plutoniumeksponering alvorlig, primært på grunn av strålingsfaren og dermed muligheten for utvikling av kreft. Siden bruk av plutonium har vært økende i mange land i de senere år, både for fredelige formål som for eksempel i eksperimentell produksjon av elektrisk kraft og for formål rettet mot forsvarssektoren, er det rimelig å anta at antall personer med plutonium deponert i kroppen vil kunne øke internasjonalt. Plutoniumeksponering skjer vanligvis ved inhalasjon av plutoniumstøv. Det er mindre sannsynlighet for at eksponering skal skje gjennom drikkevann. Skadene kommer i det alt vesentlige fra alfastrålingen som plutonium sender ut (se appendiks B). Slik stråling vil komme fra plutonium som er deponert i ulike organer i kroppen. Plutonium har lang fysisk og biologisk halveringstid. Stoffet vil derfor utgjøre en trussel over lang tid, og skader kan oppstå forholdsvis lang tid etter eksponeringen.

Plutonium kan foreligge som ulike typer plutoniumoksider og plutoniumsalter. Disse har forskjellig løselighet i vann og kroppsvæsker. Dette er av betydning for hvordan disse forbindelsene tas opp i menneskekroppen. I luft reagerer plutonium kraftig med oksygen, og ved høye temperaturer vil metallet antennes. Oksidene som dannes er forholdsvis uløselige i vann. Plutoniumoksid (PuO_2) er foreslått brukt som brensel i enkelte typer kjernekraftreaktorer. Eksempler på andre mindre løselige forbindelser er plutoniumfluorider og plutoniumhydroksider. Nitratforbindelser av plutonium er noe mer løselige i vann. Generelt er det akseptert at plutonium penetrerer biologiske membraner i forholdsvis liten grad (57).

Ved injeksjon av løselige plutoniumforbindelser, som for eksempel plutoniumsitratt, intravenøst i forsøksdyr, er det vist at ca 60–80 % av det absorberte plutoniumet deponeres i beinvev, ca 10–20 % i lever og mindre mengder i andre organer i kroppen (58). I forsøk hvor hunder har inhalert forholdsvis høye konsentrasjoner av lite løselig plutoniumoksid (PuO_2), er det vist at plutonium da fordeles med ca 1–15 % i beinvevet, ca 10–15 % i leveren og ca 50–70 % i lungene, spesielt i trakeobronkiale lymfeknuter¹¹ (59) (60) (61).

I dyreforsøk er det vist at den løselige forbindelsen plutoniumsitratt utskilles i urin og avføring med ca 0,6% i løpet av de første 24 timene etter eksponering. I tiden etter dette elimineres plutonium meget langsomt, og 90% av det deponerte plutoniumet vil fortsatt være tilstede etter 10 år. Ved død antas det at det fortsatt vil være 80% tilstede i kroppen.

Trusselen mot mennesker kommer hovedsakelig fra inhalasjon av plutoniumstøv eller ved at fragmenter av plutonium blir inkorporert i huden. Det er publisert flere rapporter som beskriver giftigheten til plutonium (en oversikt gis i (62)). Inhalasjon av plutoniumstøv vil kunne føre til at plutonium tas opp i lungene. Plutonium vil da bli lagret i ulike celler i lungene, og noe vil kunne bli løst opp og transportert til mange av kroppens andre organer. Løselige plutoniumforbindelser som er deponert i lungene, vil fjernes av kroppen i løpet av 1–2 år og bli transportert til lever og beinvev hvor det blir deponert (57). Mindre løselige plutoniumpartikler vil bli værende i lungene i lengre tid og vil til slutt bli transportert til lymfeknuter i nærliggende vev.

I blodbanen blir oppløste plutoniumforbindelser transportert ved at de bindes til såkalte

¹¹ Lymfeknuter rundt de øvre luftveiene i lungene.

”transferrin” transportproteinmolekyler i blodet. Disse molekylene binder normalt jernatomer. Fra blodbanen blir plutonium tatt opp i kroppens forskjellige organer, i hovedsak lunge, lever og beinvev, men plutonium blir også deponert i lymfekjertler. Lever og beinvev alene tar opp ca 90% av en absorbert dose plutonium. Plutoniumet vil sannsynligvis forbli deponert i disse vevene i mange år. Halveringstiden for plutonium er på bakgrunn av nyere undersøkelser fastslått å være omkring 50 år i skjelettet og ca 20 år i leveren (63).

Plutonium kan også komme inn i kroppen via mat og drikke. Forholdsvise små mengder absorberes fra mage/tarm-trakten, og det antas at relativt høye konsentrasjoner av plutonium må til for å gi skade (58). Det er tidligere vist at gastrointestinal absorpsjon av plutonium er meget lav, og disse resultatene er benyttet for å beregne de tillatte grenseverdiene i drikkevann (64) (65) (63). Faktorer som vil kunne påvirke absorpsjonen av plutonium fra mage/tarm-trakten er blant annet typen av plutoniumforbindelse, den eksponerte personens alder, surhet i miljøet og kompleksdannende elementer som er tilstede i kroppen. Barn absorberer ofte mer metaller fra tarmen enn voksne personer (63).

3.2.1 Plutonium som strålekilde

Plutonium sender i all hovedsak ut alfastråling som har en meget kort rekkevidde, slik at stoffet i praksis må komme inn i kroppen for å være skadelig. Plutonium skader derfor ikke på hudoverflaten. Skader forårsaket av plutonium skyldes hovedsakelig dets radioaktivitet, og effekter etter eksponering vil derfor normalt først oppdages lang tid etter at eksponeringen fant sted. Den vanligste plutoniumisotopen (plutonium-239) har svært mye kortere fysisk halveringstid (ca 24 000 år) enn uran-238 (ca 4,5 milliarder år) og har da tilsvarende mer intens stråling.

Løselige forbindelser av plutonium, thorium og americium tas forholdsvise lett opp i organismen og konsentreres i hovedsak i beinvev (66). De cellene i beinvevet som er spesielt utsatt for skader er de cellene som danner bein, de bloddannende cellene og enkelte celletyper på beinoverflaten. Alfastråling fra plutonium kan skade produksjonen av celler i alle disse delene av beinsubstansen og forårsake utvikling av kreft (66).

De første skadelige symptomer etter akutt plutoniumeksponering, vist ved injeksjon av plutoniumsalter i forsøksdyr, er et resultat av radioaktiv bestråling av de bloddannende cellene i beinmargen (57). Leukemi eller andre forandringer i det blodcelledannende systemet oppstår etter akutt eksponering for relativt høye doser. Utvikling av beinkreft er en sensitiv parameter etter eksponering for lavere doser av plutonium hvor det ikke skjer endringer i det bloddannende systemet eller utvikling av leukemi (57).

Informasjon fra en rekke studier viser at lungekreft er en sensitiv parameter for å oppdage inhalasjon av lite løselige plutoniumforbindelser som for eksempel PuO_2 (61). Inhalasjon av mer løselige forbindelser kan blant annet indusere beinkreft i tillegg til kreft i flere andre organer (67). Hvilke vev som affiseres av plutonium er generelt avhengig av om organismen eksponeres ved inhalasjon, via mat og drikke eller gjennom splinter i huden, og av hvilke plutoniumforbindelser som er involvert. Ved deponering av plutonium i åpne sår, vil absorpsjonen være avhengig av blant annet de fysikalsk-kjemiske egenskapene til de aktuelle

plutoniumforbindelsene.

3.2.2 Skader på mennesker

Etter absorpsjon og transport av plutonium rundt i kroppen blir det vanligvis lagret i relativt lang tid (mange år). Plutoniumeksponering vil derfor normalt være mer skadelig hvis eksponeringen skjer i ung alder enn i høy alder.

Blant de relativt få personene som er blitt eksponert for plutonium under arbeid med dette stoffet i kjerneindustrien (for eksempel under Manhattan-prosjektet¹² i USA i perioden 1943–1945), var det da undersøkelsene ble publisert rundt 1980 ikke funnet bevis for at de hadde fått kortere levetid eller økt forekomst av kreftrelaterte sykdommer. Den mest omfattende studien som er gjennomført av arbeidere i Manhattan-prosjektet, som arbeidet under svært dårlige forhold, ble publisert i 1973 etter en oppfølgingsperiode på 27 år (68). Arbeiderne ble i det alt vesentlige eksponert for plutonium gjennom inhalasjon av plutoniumstøv i arbeidsatmosfæren. Hver enkelt inhalerte anslagsvis 200–15 000 Bq. Det ble ikke observert andre helseeffekter hos disse arbeiderne enn hva som var normalt ellers i befolkningen (69). I 1997 ble en oppfølgende studie av disse arbeiderne offentliggjort (70). Denne studien viste at det ikke var et statistisk høyere antall krefttilfeller i gruppen som hadde vært eksponert for plutonium. Det ble observert ett tilfelle av beinkreft.

Det er etter hvert blitt kjent at det i tiden 1945–1947 ble gjennomført forsøk i USA der små mengder plutonium ble injisert i 18 eldre personer. Dette ble gjennomført for å undersøke omsetningen av plutonium hos mennesker. Injeksjonene varierte fra 1,9 kBq til 220 kBq med plutonium.¹³ I følge publisert dokumentasjon kunne ingen dødsfall knyttes til disse injeksjonene (71).

I dyreforsøk er det vist effekter av plutonium i lunge, beinvev, blod og lymfekjertler ved høyere eksponeringsnivåer og høyere innhold av plutonium i ulike vev enn det som mennesker har vært utsatt for ved yrkeseksponering. Det er utvikling av kreft som er hovedproblemet, og i dyreforsøk er det vist at forholdsvis høye konsentrasjoner av plutonium induserer kreft hos blant annet hunder (72).

Det er gjort forskjellige beregninger vedrørende utvikling av kreft etter plutoniumeksponering. Ved inhalasjon kan det forventes ett krefttilfelle etter inhalasjon av ca 0,2 mg plutonium. Tilsvarende tall for inntak gjennom mat eller drikke er ett forventet krefttilfelle ved inntak av ca 1,0 g løselig plutonium eller 2,8 g uløselig plutonium (73).

Flere celletyper i beinvevet er spesielt utsatt ved eksponering for plutonium (og thorium, americium og en del andre radioaktive elementer). Det er derfor i enkelte land etablert svært lave grenseverdier for hva som er tillatt av plutoniumeksponering. Dette er noe av årsaken til at plutonium gjerne omtales som et ekstremt giftig stoff. Ved en eventuell plutoniumeksponering er det anbefalt å fjerne partiklene så raskt som mulig. Det anbefales å fjerne plutoniumpartikler som kommer inn under hudoverflaten ved kirurgiske inngrep. Plutoniumforbindelser som er tatt

¹² Manhattan-prosjektet stod for utviklingen av de første kjernevåpnene.

¹³ Dette tilsvarer hhv ca 0,8 µg og ca 100 µg plutonium dersom alt er plutonium-239.

opp i blodbanen kan til en viss grad (ca 50%) kun fjernes ved å benytte såkalte kelateringsreagenser. Slike medikamenter binder metaller som plutonium, og det hele skilles så ut via nyrene (62).

G L Voelz har sammenfattet og publisert informasjon om biologiske effekter av plutonium på mennesker og konkludert at det ikke er vist signifikante skadelige effekter i de undersøkelsene som er gjennomført (74). De eneste klinisk-patologiske endringene som er funnet måneder til år etter en eksponering er utvikling av fibrøse kapsler rundt plutoniumpartiklene.

3.3 Golfsyndromet – er uran eller plutonium en årsak til dette?

I Europaparlamentets rapport om miljøskader etter krigen i Jugoslavia i 1999 (49) står det skrevet at "Depleted uranium is probably one of the causes of so-called Gulf-syndrome" og "About 3000 have died of cancer and many of the survivors have children with birth defects. Similar effects have been ..."

Golfsyndromet ("The Gulf War Syndrome") er ikke en betegnelse på én veldefinert sykdom. I engelsk/amerikansk terminologi brukes betegnelsen "Gulf War Illnesses" som illustrerer at dette omfatter en rekke forskjellige tilstander som også kan være forårsaket av eksponering for forskjellige andre stoffer eller ha helt andre årsaker. Begrepet Golfsyndromet er derfor misvisende, og det er så langt en kjenner til ikke vist noen sammenheng mellom uran- eller plutoniumeksponering og sykdommer som er påvist hos personer som deltok i Golfkrigen i 1991. Det er heller ikke bevist at 3000 personer er døde av kreft som en direkte følge av Golfkrigen slik det hevdes i Europaparlamentets rapport. Det er ikke sannsynlig at det er en sammenheng mellom fødselsskader og utarmet uran (38) (40). En økning i dødeligheten blant befolkningen i Sør-Irak kan skyldes en rekke andre, mer sannsynlige årsaker. Det er tilsvarende lite sannsynlig at det skal komme en økning i antall fødselsskader i befolkningen på Balkan som et resultat av at utarmet uran ble brukt på 1990-tallet (40). Agency for Toxic Substances and Disease Registry i USA, har konkludert med at siden radioaktiviteten til naturlig uran og utarmet uran er lav, er det svært lite sannsynlig at det skal forekomme helseskader hos mennesker etter eksponering for disse stoffene. Sannsynligheten for at en skal pådra seg kromosomforstyrrelser og fødselsskader er derfor meget lav (48).

Det er gjort undersøkelser av genetiske skader og fosterskader etter eksponering for radioaktiv stråling. Det er ikke påvist noen signifikant økning i skadelige effekter på det genetiske arvematerialet etter slik stråling (75). Tilsvarende er det gjort studier av overlevende etter kjernevåpeneksplosjonene i Japan i 1945, og heller ikke her er det påvist skader på arvestoffet (76) (77). I tillegg er det gjort studier på personer som har gjennomgått kjemoterapi ved kreftbehandling, og personer som har vært utsatt for andre kjemiske stoffer. Der er så langt ikke vist noen økning i genetiske skader som kommer til uttrykk i neste generasjon etter en eksponering, men endelige konklusjoner kan ennå ikke trekkes siden det er vist enkelte endringer hos forsøksdyr (78). I følge FNs "Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation" (UNSCEAR) er det ikke vist epidemiologisk at det oppstår skader på arvestoffet hos mennesker etter radioaktiv stråling (79). UNSCEAR hevder likevel at siden radioaktiv stråling kan ha negative effekter på arvemateriale og derigjennom føre til forandringer i arvestoff og kjønnsceller, kan det ikke utelukkes at slike skader kan oppstå.

Fra et toksikologisk synspunkt finnes det forbindelser med utarmet uran som også er kjemisk reaktive, og som derved potensielt kan skade arvemateriale. Konsentrasjonen som må til for å få slike skadelige effekter vil nødvendigvis måtte være høyere enn hva som er et normalt eksponeringsnivå for uran der utarmet uran har vært benyttet i militære operasjoner. Det er derfor ingen holdepunkter for reproduksjonsskadelige effekter i form av misdannelser hos barn av veteraner fra Golfkrigen i perioden 1991–1997.

Det er funnet utarmet uran i sædprøver isolert fra noen av veteranene fra Golfkrigen (24). Disse personene hadde fragmenter av utarmet uran i kroppen. Det refereres i den amerikanske RAND rapporten (24) til 33 menn med slike fragmenter i kroppen. Ingen av disse personene har senere fått barn med fødselsskader. Kromosomforandringer (arvestoff-forandringer) som tidligere er påvist hos urangruvearbeidere (80), er *ikke* funnet hos veteraner fra Golfkrigen med fragmenter av utarmet uran i kroppen (24).

Flere av soldatene som stadig har fragmenter av utarmet uran i kroppen har en rekke helseproblemer, men få av problemene er typiske for uranforgiftning (24) (39). Symptomer hos personer som har vært utsatt for forholdsvis store doser med uranforbindelser ville vært utvikling av ulike typer nyreskader eller utvikling av typiske stråleeffekter. En rekke av helseproblemene hos en del av disse soldatene er av ukjent årsak. Det er klart at mange soldater har pådratt seg forskjellige typer senskader i forbindelse med Golfkrigen, men de fleste av de symptomene som er beskrevet kan vanskelig knyttes til eksponering for utarmet uran. Tilsvarende gjelder for lokalbefolkningen og for soldatene som deltok i Kosovo-konflikten i 1999 (38).

Det er derfor så langt *ikke* påvist at utarmet uran i mengder som tilsvarer de eksponeringsnivåer som kan ha funnet sted under Golfkrigen i 1991 eller under Kosovo-konflikten i 1999, kan føre til fødselsskader. Ytterligere undersøkelser på dette feltet synes nødvendig.

4 OPPSUMMERING OG KOMMENTARER

Utarmet uran er aktuelt i forbindelse med mulige helseskader først og fremst fordi det forekommer i noen typer av panserbekjempende pilammunisjon. Slik ammunisjon brukes i stridsvognskanoner og i mellomkaliber maskinkanoner. Utarmet uran brukes også som pansring i den amerikanske stridsvognen M1A1 (Abrams) hvor uranet er plassert som et innlegg mellom to lag av stålpanser.

Det er etter hvert utviklet en rekke typer ammunisjon basert på utarmet uran, og dette produseres i flere land, blant annet USA, Russland, Storbritannia, Frankrike og Egypt. USA har trolig produsert mange millioner prosjektiler med 30 mm-ammunisjon av typen PGU-14/B. Hvert prosjektil inneholder ca 300 g utarmet uran. Ca 780 000 skudd med i alt om lag 230 tonn uran ble avfyrt fra det panserbekjempende flyet A-10 under Golfkrigen. I samme krig avfyrt amerikanske stridsvogner av typen M1A1/A2 rundt 9000 skudd av typen M829 (kaliber 120 mm). Hvert skudd inneholdt 5,35 kg utarmet uran, slik at totalmengden blir nærmere 50 tonn. En må anta at ammunisjon med utarmet uran kan ha vært brukt i operasjoner med

panser mot panser hvor USA eller Sovjetunionen/Russland har deltatt etter ca 1975–1980.

Ammunisjon med utarmet uran lagres trolig på samme måte som annen ammunisjon. I 25 mm- og 30 mm-ammunisjon er urankjernen omgitt av aluminium. I stridsvognsammunisjon vil den framre tredjedelen av uranpilen stikke ut av patronen. På enkelte typer ser det ut som denne delen er dekket av en kappe som tas av før bruk. Forøvrig vil selve metallet være dekket av maling eller lakk. Dette er trolig tilstrekkelig til å stoppe alfastrålingen.

Forsvaret har aldri seriøst vurdert å anskaffe ammunisjon basert på utarmet uran. Så vidt vites har det heller aldri vært testskytinger med slik ammunisjon i Norge. Ammunisjon med utarmet uran forekommer sannsynligvis i de væpnede styrker i Egypt, Frankrike, Israel, Jordan, Pakistan, Russland, Saudi-Arabia, Storbritannia, Taiwan, Tyrkia, Ukraina og USA, og kanskje forekommer det også i noen andre land.

I moderne panserbrytende ammunisjon er prosjektilet ofte laget av wolfram i stedet for utarmet uran. NAMMO på Raufoss utvikler 30 mm-ammunisjon for maskinkanoner på Hærens nye stormpanservogner, med pil laget av wolfram. Denne ammunisjonen har vakt internasjonal interesse.

Det er kjent at ammunisjon med utarmet uran ble brukt i Golfkrigen (1990–1991) og i krigen i Bosnia (1995) og Jugoslavia (1999). I Golfkrigen ble det avfyrt ca 944 000 panserbrytende granater av forskjellige kalibre med til sammen rundt 300 tonn utarmet uran. Områdene som ble berørt var sentrale, vestlige og sydvestlige deler av Irak. I Bosnia i 1994 og 1995 ble det skutt ca 10 800 granater med 30 mm-ammunisjon fra amerikanske A-10 fly, primært i eksklusjonssonen rundt Sarajevo (om lag tre tonn utarmet uran). I Serbia og Kosovo i 1999 ble det ble avfyrt 31 000 granater med 30 mm-ammunisjon, i alt 9,3 tonn utarmet uran.

I den grad kvanta forbrukt uranholdig ammunisjon er relevant for vurderingen av mulig helsefare, kan en med andre ord konstatere at under konfliktene på Balkan (Bosnia 1995 og Jugoslavia 1999) utgjør den samlede mengden utarmet uran under 5% av det som ble brukt under Golfkrigen.

Det er gjort meget få risikovurderinger av forurensninger med utarmet uran. Svært mye av den informasjonen som er tilgjengelig i internasjonal litteratur er basert på eksponering for naturlig uran, ikke utarmet uran. Det er viktig å være klar over at utarmet uran er mindre radioaktivt enn naturlig uran eller og enda mindre radioaktivt enn anriket uran til bruk i kjernekraftverk eller i kjernefysiske våpen. Uranet må i praksis komme inn i kroppen for å ha skadelige effekter. Det er derfor i praksis ikke farlig å håndtere ueksplodert ammunisjon med utarmet uran eller å trække på biter av utarmet eller naturlig uran.

En eventuell eksponering av soldater og lokalbefolkning for utarmet uran i Kosovo-provinsen i Jugoslavia og andre områder hvor uranholdig ammunisjon har vært brukt bør undersøkes nærmere for å kartlegge omfanget av dette og om noen kan ha vært eksponert for mulig helseskadelige konsentrasjoner av utarmet uran. Ved bruk av slik ammunisjon vil det utarmede uranet penetrere panseret og i denne prosessen antennes med høy temperatur. Uranet vil da forstøves slik at det dannes uranholdige partikler i forskjellige størrelser. De fleste partiklene vil

spres i nærområdet rundt det objektet som er truffet, og konsentrasjonen av ulike uranoksider vil være størst inne i det ødelagte objektet og i dets umiddelbare nærhet. Vind vil selvsagt kunne medvirke til å spre støv med utarmet uran til nærområdene. Dette medfører at personer som oppholder seg inne i eller i umiddelbar nærhet av et objekt som er ødelagt med utarmet uran, vil kunne bli eksponert for uranstøv.

Generelt er det slik at inhalasjon og opptak via lungene er den dominerende og viktigste eksponeringsveien for ulike uranforbindelser. De tillatte eksponeringsnivåene for *løselige* uranforbindelser er satt ut i fra uranets kjemiske giftighet, mens eksponeringsnivåene for *ikke-løselige* forbindelser er satt ut i fra dets radioaktive stråling. Løselige uranforbindelser tas forholdsvis lett opp i blodbanen i løpet av timer eller dager og blir derved transportert rundt i kroppen. Uranet vil deretter i hovedsak utskilles gjennom nyrene, mens en mindre del blir absorbert i kortere eller lengre tid i ulike vev i kroppen. Giftigheten til naturlig uran sammenlignes ofte med giftigheten til andre tungmetaller som for eksempel bly og kadmium. Omkring 60% av det absorberte (løselige) uranet skilles raskt ut av nyrene, normalt innen 24 timer, mens noe vil kunne erstatte kalsium i beinsubstansen i skjelettet og derfor tar lengre tid å skille ut.

Inhalasjon av høye konsentrasjoner av løselige uranforbindelser kan føre til akutte nyreskader. Nyrene er et spesielt utsatt organ fordi de har en høy blodgjennomstrømning i forhold til den totale kroppsvekten, de inneholder vev som lett ødelegges av giftstoffer, og giftstoffene samles der i stadig høyere konsentrasjoner. Skader fra lavere konsentrasjoner repareres automatisk av kroppen, slik at det da sjelden oppstår permanente skader i nyrene. Enkelte uranarbeidere i blant annet USA har vært eksponert for urankonsentrasjoner på opptil 10 mg/m³ luft, noe som er langt høyere enn gjeldende standarder, uten at det er observert uheldige skadevirkninger.

I motsetning til løselige uranforbindelser, deponeres ikke-løselige uranforbindelser ved innånding. Inhalasjon av ikke-løselige eller lite løselige uranforbindelser kan resultere i at en del av uranforbindelsene avsettes i lungevevet eller transporteres til lymfekjertler med makrofager, som er en viktig beskyttelsesmekanisme i kroppen og som blant annet dreper bakterier og virus. En stor del av det inhalerte uranet, spesielt større partikler, fjernes av kroppens eget forsvarssystem ved at dette hostes opp og fjernes på naturlig måte. Svært små partikler blir gjerne pustet ut igjen, men en stor del av uranpartiklene vil også kunne avsettes i lengre tid i lungevevet og vil derfor kunne representere en kronisk eksponering i opptil flere år. Hvor effektivt uranpartikler fjernes fra lungene er avhengig av en rekke faktorer. Sigarettroøkere har en svakere naturlig beskyttelse mot inhalerte giftstoffer enn ikke-røykere.

Det er hittil ikke observert negative helseeffekter etter inhalasjon av utarmet eller naturlig uran. Derimot er det ved eksponering for *anrikt* uran påvist utvikling av en rekke kreftformer, men *utarmet* uran er langt mindre radioaktivt enn anrikt uran, og resultatene kan derfor ikke sammenlignes.

Utvikling av kreft er den eneste strålingsassosierte sykdom som kan forbindes med inhalasjon av radioaktive partikler. Det er imidlertid ingen bevis i litteraturen for at kreft eller andre negative helseeffekter utvikles etter at naturlig uran er inhalert, spist eller drukket, selv ved eksponering for høye doser. De biologiske effektene av uran i kroppen og dets absorpsjon fra

mage og tarm er forholdsvis godt klarlagt fra yrkesrelatert eksponering, fra normalt inntak av mat og drikke og fra dyreforsøk.

I følge WHO er sannsynligheten liten for at leukemi skal utvikles etter eksponering for utarmet uran, men organisasjonen har ikke all nødvendig informasjon for å kunne trekke endelige konklusjoner om dette.

Soldater som skal patruljere eller rydde opp i områder der det er benyttet utarmet uran, bør benytte adekvat beskyttelse for å unngå unødvendig uraneksponering. Områdene som er kontaminert med utarmet uran bør merkes av slik at lokalbefolkningen ikke benytter dem før de er kontrollert og godkjent. Dette er spesielt viktig med hensyn på barn som i større grad kan bli eksponert under lek i de berørte områdene.

Alt i alt kan en altså ikke utelukke at eksponering for høye konsentrasjoner av utarmet uran kan føre til kortvarige negative helseeffekter, og disse gir seg mest sannsynlig uttrykk i reversible nyreskader. Det er ingen kjente alvorlige helseeffekter fra uranstøv ved eksponering på hud. Innånding av små mengder støv fra utarmet uran er også generelt ansett å ha små negative helseeffekter, men eksponering for luft med høy konsentrasjon av uran må så langt som mulig unngås. Om lag 10–20 % av uløselige uranforbindelser vil kunne bli værende i lungene i mer enn ett år etter eksponering. På grunn av den lave radioaktiviteten i utarmet uran vil stråledosene likevel i de fleste tilfelle være lave. Slike konklusjoner støttes også av uttalelser fra organisasjoner som blant annet Verdens helseorganisasjon. Det er i litteraturen ingen bevis for at soldater under Golfkrigen, ved innånding eller via mat og drikke, skulle ha vært utsatt for nivåer av utarmet uran som kan føre til negative helseeffekter. Dette skyldes at generelt sett er kroppens forsvar mot og eliminering av uranforbindelser meget effektivt. Strålingsrelaterte effekter fra fragmenter i kroppen vil være avhengig av størrelsen på fragmentene og om disse er lokalisert i nærheten av vitale organer. En kan ikke utelukke at enkeltpersoner kan ha blitt påført skader. Dette gjenstår å vise i framtidige undersøkelser.

APPENDIKS

A LISTE OVER FORKORTELSER

APDS	Armor Piercing Discarding Sabot (panserbrytende prosjektil som skiller lag med drivspeilet etter avfyringen)
APFSDS	Armor Piercing Fin Stabilized Discarding Sabot (som APDS, men prosjektilet har finner)
Bq	bequerel: måleenhet for radioaktivitet (antall desintegrasjoner pr sekund); erstatter den tidligere måleenheten curie (Ci) (1 Ci = 37 milliarder Bq)
CIWS	Close-In Weapon System (hurtigskyttende system for bekjempelse av innkommende missiler ombord på skip)
DU	Depleted Uranium (utarmet uran)
FD	Forsvarsdepartementet
Giga (G)	forstavelse som angir milliard
Gy	grey: måleenhet for absorbert stråledose (egentlig absorbert energi fra strålingen); erstatter den tidligere måleenheten rad (1 Gy = 100 rad)
HV	Hardness Vickers: måleenhet for hardhet (definert i (83))
ICRP	International Commission on Radiological Protection
K	kelvin: måleenhet for absolutt temperatur (0 K ved det absolutte nullpunkt) og temperaturforskjell (1 K = 1 °C)
kilo (k)	forstavelse som angir tusen
mega (M)	forstavelse som angir million
mikro (μ)	forstavelse som angir milliondel
milli (m)	forstavelse som angir tusendel
nano (n)	forstavelse som angir milliarddel
NATO	North Atlantic Treaty Organization (Atlanterhavspakten)
NOK	norske kroner
Pa	pascal: måleenhet for trykk
Pu	kjemisk symbol for plutonium
Sv (mSv)	sievert (millisievert): måleenhet for effektiv og ekvivalent stråledose; sistnevnte er et direkte mål for helserisikoen ved bestrålingen; erstatter den tidligere måleenheten rem (1 Sv = 100 rem)
U	kjemisk symbol for uran

UNEP	United Nations Environmental Programme
UNSCEAR	United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation
USD	amerikanske dollar
W	kjemisk symbol for wolfram (“tungsten” på engelsk)
WHO	World Health Organisation (Verdens helseorganisasjon)

B RADIOAKTIVITET

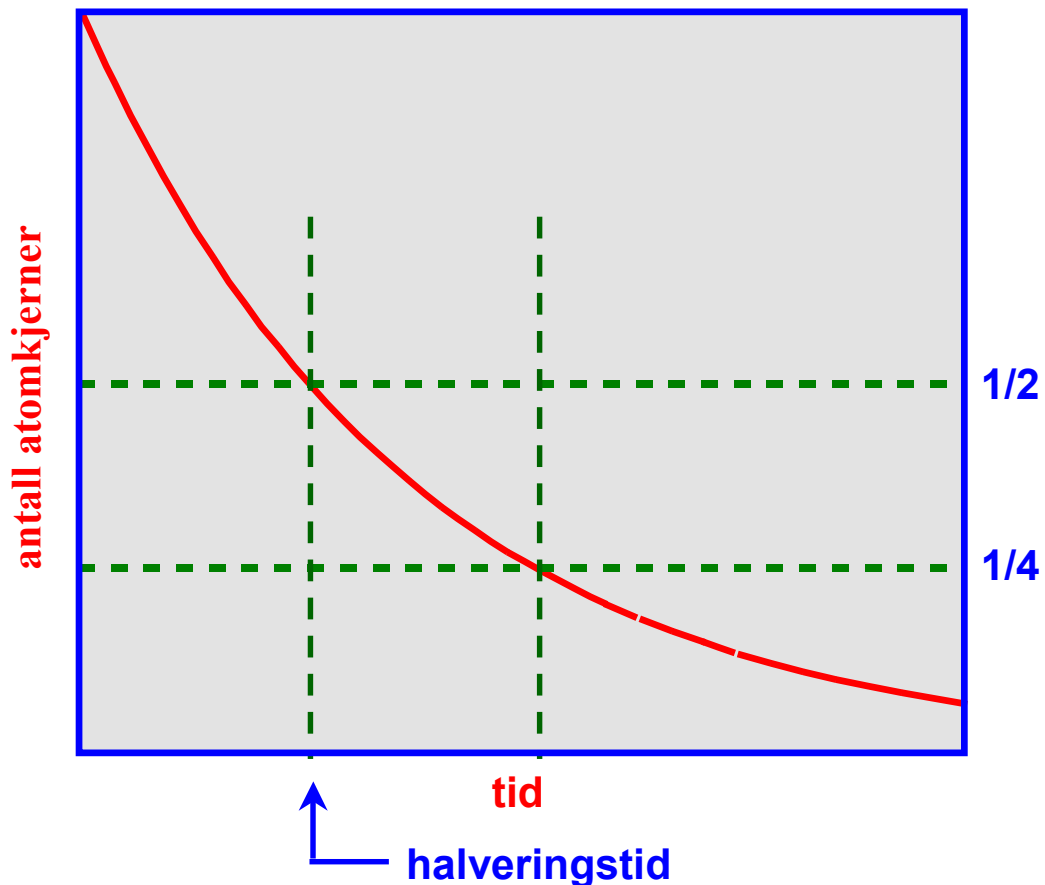
En del atomkjerner er ustabile, dvs de omdannes etter hvert til andre atomkjerner. Denne omdannelsen foregår ved at overflødige partikler og overflødig energi utskilles. Dette er kjent som *radioaktiv stråling*,¹⁴ og de ustabile atomkjernene omtales ofte som *radioisotoper*. Et stoff som består av radioisotoper (for eksempel uran) kalles et *radioaktivt stoff*.

Normalt utsettes mennesker nærmest kontinuerlig for forskjellige typer radioaktiv stråling fra ulike kilder hver eneste dag året igjennom. Strålekildene omfatter blant annet radongass, som utgjør omkring 50% av all naturlig eksponering i en rekke land (79). Radongass er vist å være et problem i ulike områder i Norge (81) (82). Mennesker utsettes også for kosmisk stråling, som utgjør ca 10–20 % av den totale strålebelastningen. Stråling fra stoffer i mat og drikke utgjør ca 10% av den totale strålingen. I tillegg kommer stråling fra ulike medisinske kilder, for eksempel røntgenstråling ved røntgenfotografering (79).

Det er umulig å forutsi når et gitt atom vil bli omdannet (desintegrere). Men sannsynligheten pr tidsenhet for at dette vil skje er konstant og er en karakteristisk egenskap for de enkelte radioisotopene. Tar en utgangspunkt i en gitt mengde av en gitt radioisotop, vil altså de enkelte atomene etter hvert desintegrere slik at en står igjen med en stadig mindre mengde av det opprinnelige stoffet. Etter en tid, som avhenger av desintegrasjonssannsynligheten, er bare halvparten av den opprinnelige mengden tilbake. Denne tiden kalles *halveringstiden* for den aktuelle radioisotopen og er en mye brukt parameter. Etter nok en halveringstid er stoffmengden redusert til halvparten av det nye utgangspunktet, eller en firedel av det opprinnelige, osv (se figur B.1). Halveringstiden varierer mye fra en radioisotop til en annen, fra en liten brøkdel av et sekund til milliarder av år.

Radioaktiv stråling inndeles etter strålingstypen som det radioaktive stoffet sender ut. Alfastråling (α -stråling) består av relativt store partikler (heliumkjerner, også kalt alfapartikler) med elektrisk ladning og har derfor svært kort rekkevidde. Stoffet som sender ut alfastråling må i praksis komme inn i kroppen for å være skadelige. Betastråling (β -stråling) består av elektroner som har en masse på under en sjutusendel av en heliumkjerne. Betastråling har lengre rekkevidde enn alfastråling og trenger gjennom for eksempel klær og hud. En betastrålekilde kan altså være skadelig også når den befinner seg utenfor kroppen. Gammastråler (γ -stråling) består av høyenergetiske fotoner (masse- og ladningsløse, elektromagnetiske strålekvanter). Gammastråler har en langt høyere evne til å penetrere ulike materialer enn alfa- og betastråler.

¹⁴ Ofte brukes betegnelsen *ioniserende stråling* i stedet, men dette begrepet omfatter også annen stråling som er energisk nok til å ionisere atomer (dvs rive løs elektroner) eller bryte i stykker molekyler (sammensetninger av to eller flere atomer).

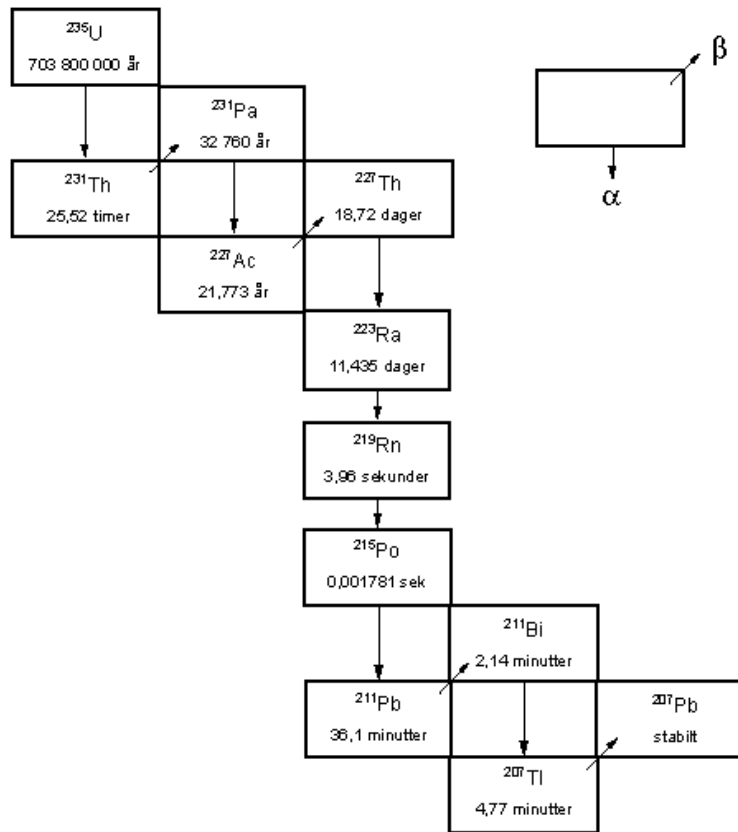


Figur B.1. Halveringstid. Den røde kurven viser hvordan mengden av et radioaktivt stoff avtar (eksponentielt) med tiden. Etter én halveringstid (markert med pil) er halvparten av den opprinnelige stoffmengden tilbake, etter nok en halveringstid er en firedel av den opprinnelige stoffmengden tilbake osv. Etter ti halveringstider er bare om lag en tusendel av den opprinnelige stoffmengden igjen.

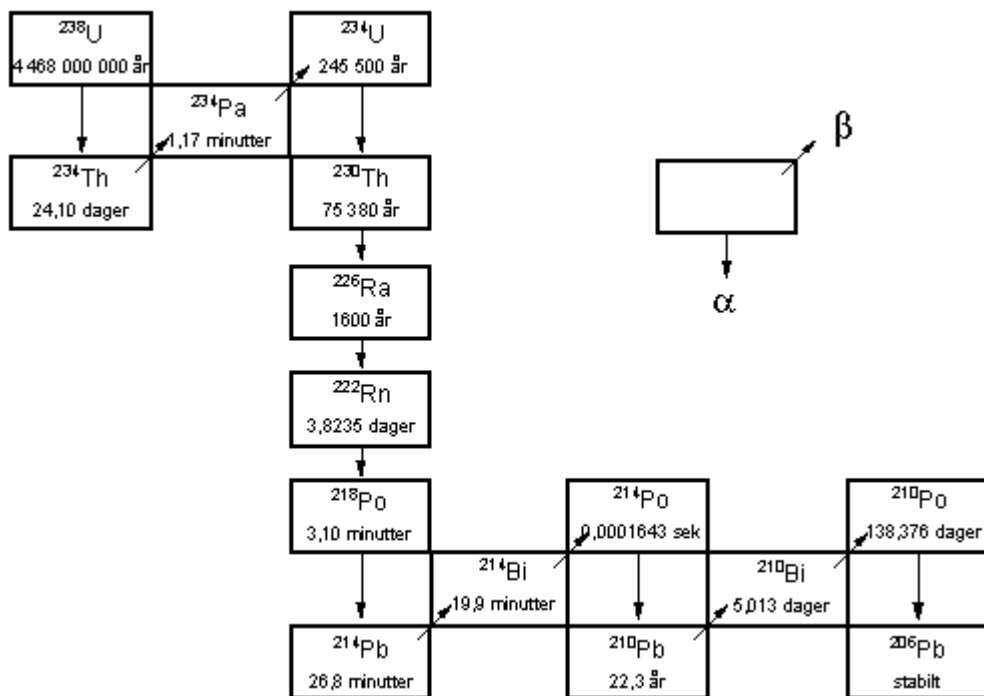
Uran (og utarmet uran) sender hovedsakelig ut alfastråling. Noe beta- og gammastråling sendes ut fra de nye radioisotopene ("datterproduktene") som dannes når uranatomer (og datteratomene i sin tur) desintegrerer. Desintegrasjonsskjeden for uran-235 og uran-238 er vist hhv i figur B.2 og i figur B.3.

Radioaktiviteten til en gitt mengde av et radioaktivt stoff angis gjerne i form av antall desintegrasjoner som finner sted i denne stoffmengden pr tidsenhet. Måleenheten *becquerel* (Bq) angir antall desintegrasjoner pr sekund. Merk at antall becquerel er et uttrykk for mengden av et radioaktivt stoff ved et visst tidspunkt. Dersom en dobler størrelsen på uranclumpen, dobles også antall becquerel, og etter én halveringstid er antall becquerel halvert.

Standard måleenheter for *stråledoser* er grey (Gy) og sievert (Sv). Førstnevnte er et mål for *absorbert dose* og angir hvor mye energi som er absorbert pr masseenhet. Ekvivalent dose og effektiv dose måles i sievert. *Ekvivalent dose* er produktet av absorbert dose og en vektfaktor som skal gi et mål for strålefare (avhenger av stråletype og energi). *Effektiv dose* er ekvivalent dose multiplisert med nok en vektfaktor, denne gang for å uttrykke strålebelastningen som om hele kroppen hadde blitt bestrålt og ikke bare enkelte deler av den. Effektiv dose blir da et kvantitativt mål for risikoen ved bestrålingen.



Figur B.2. Desintegrasjonsskjede som viser den vanligste nedbrytningen av uran-235 (øverst). Desintegrasjon med alfastråling er angitt med pil nedover mens desintegrasjon med betastråling er angitt med pil på skrå oppover. Tidsangivelsene viser halveringstidene til de enkelte isotopene. Sluttproduktet er den stabile isotopen bly-207. Figuren er basert på tilsvarende illustrasjon i (24).



Figur B.3. Desintegrasjonsskjede som viser den vanligste nedbrytningen av uran-238 (øverst til venstre). Desintegrasjon med alfastråling er angitt med pil nedover mens desintegrasjon med betastråling er angitt med pil på skrå oppover. Tidsangivelsene viser halveringstidene til de enkelte isotopene. Sluttproduktet er den stabile isotopen bly-206. Figuren er basert på tilsvarende illustrasjon i (24).

C AMMUNISJON MED UTARMET URAN

Det er kjent i alt 16 ammunisjonstyper som inneholder utarmet uran:

1. Betegnelse: M149-2
 Kaliber: 20 mm APFSDS
 Innhold av utarmet uran: 70 g
 Produsent: Allient Tech(?), USA
 Til bruk i M61 Phalanx Close-in Weapon System (CIWS) for U S Navy. Denne typen var i bruk fram til 1988 da den ble erstattet av ammunisjon med wolframpenetrator.
2. Betegnelse: M919
 Kaliber: 25 mm APFSDS
 Innhold av utarmet uran: 97 g
 Produsent: Primex Tech, USA
 Brukes i stormpanservognen Bradley M2/M3. Utviklet i 1990-årene. Har neppe vært i bruk i strid. Ca 250 000 skudd er bestilt av US Army eller US Marines.
3. Betegnelse: PGU-20
 Kaliber: 25 mm
 Innhold av utarmet uran: 148 g
 Produsent: Primex Tech, USA
 Brukes i GAU-12 Gatling gun på US Marines AV-8 Harrier fly. Ca 67 000 skudd ble avfyrt under Golfkrigen.
4. Betegnelse: PGU-14/B
 Kaliber: 30 mm
 Innhold av utarmet uran: 302 g
 Produsent: Primex Tech, USA
 Brukes i kanonen GAU-8A i det panserbekjempende flyet A-10 Thunderbolt (Warthog). Det er trolig produsert mange millioner av denne typen. Ca 780 000 skudd ble avfyrt under Golfkrigen.
5. Betegnelse: M900
 Kaliber: 105 mm
 Innhold av utarmet uran: 4,25 kg
 Produsent: Primex Tech, USA
 Dette er den mest moderne utgaven av slik ammunisjon. Den er ikke eksportert, men ble brukt i Golfkrigen i et mindre antall (ca 500 skudd).
6. Betegnelse: M833
 Kaliber: 105 mm
 Innhold av utarmet uran: 3,67 kg
 Produsent: Primex Tech, USA
 Eksportert til Israel, Jordan, Pakistan, Saudi-Arabia og Tyrkia. Brukes kun i strid, ikke ved øvelser. Hovedammunisjon for amerikanske stridsvogner med 105 mm kanon, f eks M60 og M1. Trolig produsert i meget stort antall.
7. Betegnelse: M735A1
 Kaliber: 105 mm
 Innhold av utarmet uran: 2,2 kg

- Produsent: Helipolis Company, Egypt
Opprinnelig produsert i USA. Eksportert til flere land, men det er uklart hvilke. Dette er en uranutgave av M735 som er laget i wolfram.
8. Betegnelse: M774
Kaliber: 105 mm
Innhold av utarmet uran: 3,36 kg
Produsent: Primex Tech, USA
Utviklet til erstatning for M735/M735A1. Eksportert til Taiwan og Tyrkia.
9. Betegnelse: OFL 105E2
Kaliber: 105 mm
Innhold av utarmet uran: ca 3,5 kg
Produsent: GIAT, Frankrike
I produksjon i begrenset antall til bruk i den franske stridsvognen AMX-30.
10. Betegnelse: 3VBM-5
Kaliber: 115 mm
Innhold av utarmet uran: 4,36 kg
Produsent: Engineering Research Institute, Moskva og Helipolis Company, Egypt
Brukes kun i den russiske stridsvognen T-62, som er eksportert til flere land.
11. Betegnelse: M829/M829A1/M829A2
Kaliber: 120 mm
Innhold av utarmet uran: 5,35 kg
Produsent: Alliant Techsystems (A1) og Primex Tech (A2), USA
Kan brukes av de fleste stridsvogner med 120 mm kanon. Kun A2-versjonen er i produksjon. Dette er hovedammunisjon for den amerikanske M1A1/A2-stridsvognen. Det må antas at i størrelsesorden 100 000 skudd er produsert. Brukt i betydelige mengder under Golfkrigen (ca 16 000 skudd).
12. Betegnelse: L26 (CHARM1)
Kaliber: 120 mm
Innhold av utarmet uran: ca 4 kg
Produsent: Royal Ordnance, UK
Til bruk i den britiske stridsvognen Challenger. Et lite antall (mindre enn 100) ble brukt under Golfkrigen. En etterligning kan være produsert i Iran.
13. Betegnelse: L27 (CHARM3)
Kaliber: 120 mm
Innhold av utarmet uran: ca 5 kg
Produsent: Royal Ordnance, UK
Til bruk i den britiske stridsvognen Challenger. Ble innført i 1999.
14. Betegnelse: OFL 120F2
Kaliber: 120 mm
Innhold av utarmet uran: 4,4 kg
Produsent: GIAT, Frankrike
I produksjon i begrenset antall. Den skal brukes i den franske stridsvognen Leclerc. En modernisert versjon kalt PROCIPAC er under utvikling.

15. Betegnelse: 3VBM13
 Kaliber: 125 mm
 Innhold av utarmet uran: 7,05 kg
 Produsent: State Scientific Research Institute, Kazan, Russland
 Den eneste uranammunisjonen til bruk i de moderne russiske stridsvognene. Trolig i bruk i Russland, Hviterussland og Ukraina. Den kan også brukes i jugoslaviske stridsvogner.
16. Betegnelse: 3VBK17
 Kaliber: 125 mm
 Innhold av utarmet uran: ca 150 gram
 Produsent: Rosvoorouzjenie(?), Russland
 Til forskjell fra de andre typene i denne listen er dette en hulladningsammunisjon. Den sender ut et jetstråle med utarmet uran i en hastighet på inntil 8 km/s. Mengden utarmet uran er imidlertid beskjeden og neppe over 500 gram. Det er uklart hvor utbredt denne ammunisjonen er. Kan være i bruk i Russland, Hviterussland og Ukraina. Den kan også brukes i jugoslaviske stridsvogner.

D NORGES FORHOLD TIL UTARMET URAN

Den 9 oktober 1997 henvendte Norsk rikskringkasting seg til Forsvarsdepartementet (FD) med en serie spørsmål om Norges forhold til ammunisjon med utarmet uran (84). Disse ble besvart av Forsvarets overkommando 14 oktober samme år (85). Spørsmål og svar er gjengitt nedenfor.

1. Er ammunisjon av denne typen i bruk i det norske forsvaret?
 – Ammunisjon av denne typen er ikke i bruk i det norske forsvar.
2. Er slik ammunisjon i bruk i NATO-enheter som er øremerket for innsats i Norge?
 – I eksisterende planverk for innsetting av NATO-styrker i Norge er det ikke gjort noen unntak som forhindrer at denne type ammunisjon vil bli tatt med av de NATO-styrker som blir satt inn i Norge ved krise, beredskap eller krig.
3. Er slik ammunisjon forhåndslagret i Norge?
 – Denne type ammunisjon er ikke forhåndslagret i Norge av NATO-styrker. Jfr forhåndslagring av ammunisjon til NALMEB,¹⁵ COB¹⁶ mv.
4. Har denne typen ammunisjon blitt avfyrt under militære øvelser i Norge?
 – Etter det Forsvarets overkommando kjenner til har slik ammunisjon ikke blitt avfyrt under allierte skarpskytingsøvelser i Norge. A-10-fly har imidlertid ved flere anledninger avfyrt panserbrytende øvingsprosjektiler, men ikke med ammunisjon som inneholder utarmet uran.
5. Har norske myndigheter eventuelt reservert seg mot bruk av slik ammunisjon i Norge?
 – Forsvaret har i sitt planverk ikke reservert seg mot bruk av slik ammunisjon i Norge.

¹⁵ Forkortelse for Norway Air Landed Marine Expeditionary Brigade, avtale om forhåndslagring av materiell til en marineinfanteribrigade.

¹⁶ Forkortelse for Collocated Operating Base, avtale om at fem norske flyplasser er forhåndsklarert for å motta amerikanske flyforsterkninger.

6. Har norske myndigheter evt noen offisiell mening om denne ammunisjonstypen?
 - I bruk som hardmetallkjerne i panserbrytende ammunisjon (kinetisk energi) har utarmet uran (depleted uranium) svært gode egenskaper. Det har høy egenvekt, stor hardhet, høy tetthet og brannstiftende egenskaper. Dette er sjølsagt kun de militære egenskaper/kvaliteter denne type ammunisjon representerer, mao er utarmet uran et materiale som egner seg svært godt som kjerne i panserbrytende ammunisjon. Strålingsfaren for utarmet uran, iflg ekspertene, er tilnærmet lik null. Uten på nåværende tidspunkt å kjenne til alle egenskapene, vil det være rimelig å anta at utarmet uran (som de fleste tungmetaller) i store konsentrasjoner vil være giftig. FFI, ved forskningssjef Thoresen vil imidlertid være i stand til å belyse disse sider i detalj. Utover dette har Forsvarets overkommando ingen offisielle meninger om denne ammunisjonstypen.

7. Forskningssjef Per Thoresen ved FFI har opplyst til meg at han sendte FD et notat eller en rapport om denne ammunisjonstypen på slutten av 1970-tallet. Kan jeg få tilgang til dette dokumentet, evt annen dokumentasjon om dette emnet som FD måtte ha?
 - Bekrefter at FFI har gjort seg noen betraktninger om det omtalte materiale. Til opplysning er rapporten fra FFI som det refereres til, datert 6 aug 1979.

Etter litt arkeologi i FFIs arkiver, fant avdelingskontoret ved avd BM et internt notat fra daværende forskningssjef Per Thoresen til daværende direktør Finn Lied datert den aktuelle dagen (1). Dette har tittelen "Ammunisjon med depleted uranium" og diskuterer hvorfor uran er så velegnet i panserbrytende ammunisjon. Det ser ut til å være skrevet som respons på en eller annen engelskspråklig, populærvitenskapelig artikkel, men referanse til denne oppgis ikke. Ingen andre "eldre" FFI-dokumenter om utarmet uran er kjent.

Litteratur

- (1) Thoresen P (1979): *Ammunisjon med depleted uranium*, internt notat til direktør F Lied, ref 40931/79/B/FFIVM/PTh/LH/130, datert 6 august 1979.
- (2) Voie Ø A (2000): *Miljøkonsekvenser av utarmet uran i ammunisjon*, FFI/NOTAT-2000/05929.
- (3) Blanch J H, Voie Ø A (2001): *Risikovurdering av helikopteroperasjoner i områder forurenset med utarmet uran (DU)*, FFI/RAPPORT-2001/00776.
- (4) Tuli J K (1995): *Nuclear Wallet Cards*, Brookhaven National Laboratory, Upton, NY, USA.
- (5) Wozniak C (1999): *Issue Brief: Depleted Uranium Weapons*, Physicians for Social Responsibility, Washington, DC, USA, http://www.psr.org/Nuclear_Security/DU/du_vweb8.htm.
- (6) NATO (2001): *Statement by the NATO Spokesman*, Press Release (2001)006, datert 18 januar 2001, <http://www.nato.int/docu/pr/2001/p01-006e.htm>.
- (7) US Department of Defense (2000): *Environmental Exposure Report: Depleted Uranium in the Gulf (II)*, Office of the Special Assistant for Gulf War Illnesses, http://www.gulflink.osd.mil/du_ii.
- (8) United Nations Environment Programme (2001): *UNEP Confirms Uranium-236 Found in DU Penetrators*, UNEP News Release 2001/4, datert 16 januar 2001, <http://www.enn.com/direct/display-release.asp?id=3128>.
- (9) Ogorkiewicz R M (1991): *Technology of Tanks*, Jane's Information Group, Coulsdon, UK.
- (10) Jane's Information Group (2000): *Jane's Ammunition Handbook 2000 – 2001*, Jane's Information Group, Coulsdon, UK.
- (11) Magness L, Leonard W (1993): *Scaling Issues for Kinetic Energy Penetrators*, 14th International Symposium on Ballistics, Quebec City, Canada.
- (12) Pengelley R (1994): *Tank Ammunition Development – less spectacular, but smarter*, International Defense Review 4/1994, s 39-46.
- (13) Bukowski G, Lopez D A, McGehee F M (1993): *Uranium Battlefields – Home & Abroad*, Citizen Alert & Rural Alliance for Military Accountability.
- (14) Rokke D (1999): *Depleted Uranium, Uses and Hazards*, presentert i det britiske underhuset, <http://www.iacenter.org/depleted/duupdate.htm>.
- (15) Davitt R P (1975): *A Comparison of the Advantages and Disadvantages of Depleted Uranium and Tungsten Alloys as Penetration Materials*, Tank Ammo Section Report No 107, US Army Tank-Automotive and Armaments Command, Armament Research Development and Engineering Center.
- (16) Preylowski P (2001): *Abgereichertes Uran*, Soldat und Technik, Februar 2001, s 18-19.

- (17) United Nations Environmental Programme (2001): <http://balkans.unep.ch/du/maps/>.
- (18) Hasslid J G (2001): Nammo Raufoss, muntlig kommunikasjon.
- (19) Lidén E, Holmberg L, Mellgard I, Westerling L (1994): *Stridsdelar, skydd, växelverkan*, rapport nr FOA-R-94-00035-2.3-SE, Försvarets Forskningsanstalt, Stockholm, Sverige.
- (20) World Health Organization (2001): *Depleted uranium: Sources, exposure and health effects*, rapport nr WHO/SDE/PHE/01.1.
- (21) US Army Environmental Policy Institute (1995): *Health and Environmental Consequences of Depleted Uranium Use in the U.S. Army*, Technical Report, AEPI, Atlanta, GA, USA.
- (22) Arbeidstilsynet (1996): *Veiledning om administrative normer for forurensning i arbeidsatmosfære*, best nr 0361, Arbeidstilsynet, Oslo.
- (23) US Agency for Toxic Substances and Disease Registry (1990): *Plutonium*, <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp143.html>.
- (24) Harley N H, Foulkes E C, Hilborne L H, Hudson A, Anthony C R (1999): *A review of the scientific literature as it pertains to Gulf War Illness. Volume 7, Depleted Uranium*, Document no MR-1018/7-OSD, RAND Corporation, <http://www.rand.org/publications/MR/MR1018.7/MR1018.7.html>
- (25) Langham W H (1956): *Determination of internally deposited radioactive isotopes from excretion analysis*, *Am Indust Hyg Ass J* **17**, 305-311.
- (26) Duraković A (1999): *Medical effects of internal contamination with uranium*, *Croatian Med J* **40**, 1, 49-66.
- (27) Wren M E, Durbin P, Willis D (1985): *Metabolism of ingested uranium and radium*, *Health Physics* **48**, 601-633.
- (28) Banks D, Reimann C, Royset O, Skarphagen H (1995): *Natural concentration of major and trace elements in some Norwegian bedrock ground water*, *Appl Geochem* **10**, 1-16.
- (29) Archer V E, Wagoner J K, Lundin F E (1973): *Lung cancer among uranium miners in the United States*, *Health Physics* **25**, 351-371.
- (30) Poldenak A P, Frome E L (1981): *Mortality among men employed between 1943 and 1947 at a uranium processing plant*, *J Occup Med* **23**, 169-178.
- (31) Poldenak A P, Keane A T, Beck W L (1982): *Estimation of radiation doses to the lungs of early uranium processing plant workers*, *Environmental Res* **28**, 313-328.
- (32) Reyes M, Wilkinson G S, Tietjen G, Voelz G L, Acquavella J F, Bistline R (1984): *Brain tumors at a nuclear facility*, *J Occup Med* **26**, 721-724.
- (33) Hadjimichael C C, Ostfield A M, D'Atri D A (1983): *Mortality and cancer incidence experience of employees in a nuclear fabrication plant*, *J Occup Med* **25**, 48-61.

- (34) Carpenter A V, Flanders W D, Frome E L, Tankersley W G, Fry S A (1988): *Chemical exposures and central nervous system cancers: A case-control study among workers at two nuclear facilities*, *Am J Ind Med* **13**, 351-362.
- (35) Cragle D L, Burnett W C, Qualters J R (1988): *Mortality among workers at a nuclear fuels production facility*, *Am J Ind Med* **14**, 379-401.
- (36) Eisenbud M, Quigley J A (1956): *Industrial hygiene of uranium processing*, *Arch Indust Health* **14**, 12-22.
- (37) Archer V E, Wagoner J K, Lundin F E (1973): *Cancer mortality among uranium mill workers*, *J Occup Med* **15**, 11-14.
- (38) Fetter S, von Hippel F N (1999): *The hazard posed by depleted uranium munition*, *Science and Global Security* **8**, 2, 125-161.
- (39) McDiarmid M A, Engelhardt S M, Oliver M (2001): *Urinary uranium concentrations in an enlarged gulf war veteran cohort*, *Health Physics* **80**, 3, 270-273.
- (40) World Health Organization (2001): *Depleted uranium*, Fact sheet no 257.
- (41) US Occupational Health and Safety Administration (1999): *Chemical sampling information, Fact Sheet on Uranium*, datert 19 januar 1999, Department of Labor.
- (42) Sullivan M F (1980): *Absorption of actinide elements from the gastro-intestinal tract of rats, guinea-pigs and dogs*, *Health Physics* **38**, 159-171.
- (43) International Commission on Radiological Protection (1995): *Age dependent doses to members of the public from intake of radionuclides, Part 3*, ICRP Publication no 69, Pergamon Press, Oxford, UK.
- (44) Bowman F J, Foulkes E C (1970): *Effect of uranium on rabbit renal tubules*, *Toxicol Appl Pharmacol* **16**, 391-399.
- (45) Goodman D R (1985): *Nephrotoxicity. Toxic effects in the kidneys*, i Williams P L, Burson J L (red): *Industrial toxicology safety and health applications in the workplace*, Van Nostrand Reinhold Company, New York, NY, USA.
- (46) International Commission on Radiological Protection (1995): *Age dependent doses to members of the public from intake of radionuclides, Part 4*, ICRP Publication no 71, Pergamon Press, Oxford, UK.
- (47) Leggett R W (1989): *The behaviour and chemical toxicity of U in the kidney: A reassessment*, *Health Physics* **57**, 365-383.
- (48) US Agency for Toxic Substances and Disease Registry (1999): *Toxicological profile for uranium (update)*, datert september 1999.
- (49) Europaparlamentet (2001): *Environmental impact of the war in Yugoslavia on south-east Europe*, Document 8925, datert 10 januar 2001.
- (50) World Health Organization (1998): *Uranium, Guidelines for drinking-water quality*, 2nd edition, s 81-94.

- (51) International Commission on Radiological Protection (1994): *Dose coefficients for intakes of radionuclides by workers*, ICRP Publication no 68, Pergamon Press, Oxford, UK.
- (52) International Commission on Radiological Protection (1996): *Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides, Part 5*, ICRP Publication no 72, Pergamon Press, Oxford, UK.
- (53) US Environmental Protection Agency (1990): *Occurrence and exposure assessment for uranium in public drinking water supplies*, prepared by Wade Miller Associates Inc for the Office of Drinking Water, EPA, Washington DC, USA, datert 26 april 1990.
- (54) Jacob P, Pröhl G, Schneider K, Voß J-U (1997): *Machbarkeitsstudie zur Verknüpfung der Bewertung radiologischer und chemischer-toxischer Wirkungen von Altlasten*, Umweltbundesamt Texte 43/97, Berlin, Tyskland, 145s
- (55) World Information Service on Energy & Nuclear Information and Resource Service (2001): *Uranium toxicity*, <http://www.antenna.nl/wise>.
- (56) United Nations Environmental Programme (2001): *UNEP Confirms Plutonium Found in DU Ammunition*, pressemelding fra UNEP datert 16 februar 2001, <http://www.unep.org/documents/default.asp?documentid=192&articleid=2773>.
- (57) Bair W J, Thompson R C (1974): *Plutonium: Biomedical Research*, *Science* **183**, 715-722.
- (58) Norwood W D (1972): *Plutonium (^{239}Pu) toxicity – diagnosis and therapy*, *J Occup Med* **14**, 1, 37-44.
- (59) Bair W J, Willard D H, Herring J P, George L A (1962): *Retention, translocation and excretion of inhaled $^{239}\text{PuO}_2$* , *Health Physics* **8**, 639-649.
- (60) Park J F, Clarke W J, Bair W J (1964): *Chronic effects of inhaled plutonium in dogs*, *Health Physics* **10**, 1211-1217.
- (61) Park J F, Bair W J, Busch R H (1972): *Progress in beagle dog studies with transuranium elements at Batelle-Northwest*, *Health Physics* **22**, 803-810.
- (62) Nenot J C, Stather J W (1979): *The toxicity of plutonium, americium and curium. A Report under contract for the Commission of the European Communities within its research and development program on "Plutonium Recycling in Light Water Reactors"*, Pergamon Press, Oxford, UK.
- (63) International Commission on Radiological Protection (1986): *The metabolism of plutonium and related elements*, ICRP Publication no 48, Pergamon Press, Oxford, UK.
- (64) Katz J, Kornberg H A, Parker H M (1955): *Absorption of plutonium fed chronically to rats*, *Am J Roentgenol* **73**, 303.
- (65) Weeks M H, Katz J, Oakley W D, Ballou J E, George L A, Bustad L K, Thompson R C, Kornberg H A (1956): *Further studies in the gastrointestinal absorption of plutonium*, *Radiation Research* **4**, 339-347.

- (66) International Commission on Radiological Protection (1968): *A review of the radiosensitivity of the tissues in bone*, ICRP Publication no 11, Pergamon Press, Oxford, UK.
- (67) Moskalev Y I (1972): ^{239}Pu : *Problems of its biological effect*, *Health Physics* **22**, 723-729.
- (68) Hepelman L H, Langham W H, Richmond C R, Voelz G L (1973): *Manhattan project workers: a twenty-seven year follow up study of selected cases*, *Health Physics* **25**, 461-479.
- (69) Voelz G L, Lawrence J N P (1991): *A 42-y medical follow-up of Manhattan project plutonium workers*, *Health Physics* **61**, 2, 181-190.
- (70) Voelz G L, Lawrence J N P, Johnson E R (1997): *Years of plutonium exposure to the Manhattan Project plutonium workers: An update*, *Health Physics* **73**, 4, 611-619.
- (71) Rowland R E, Durbin P W (1976): *Survival, causes of death, and estimated tissue doses in a group of human beings injected with plutonium*, i Webster S S J (red), *Proceedings Symposium: The Health Effects of Plutonium and Radium*, University of Utah, J.W. Press, s 329-336.
- (72) Clarke W J, Park J F, Palatoy J L, Bair W J (1966): *Plutonium inhalation studies – VII. Broncho-alveolar carcinomas of the canine lung following plutonium particle inhalation*, *Health Physics* **12**, 609-613.
- (73) Cohen B L (1977): *Hazards from plutonium toxicity*, *Health Physics* **32**, 359-379.
- (74) Voelz G L (1975): *What we have learned about plutonium from human data*, *Health Physics* **29**, 551-561.
- (75) Hoffmann G R (1996): *Genetic toxicology*, i Klaassen C D, Amdur M O, Doull J (red), *Cassarett and Doulls Toxicology – The Basic Science of Poisons*, s 269-300.
- (76) Neel J V, Satoh C, Myers R (1993): *Report of a workshop on the application of molecular genetics to the study of mutation in the children of atomic bomb survivors*, *Mutation Res* **291**, 1, 1-20.
- (77) Upton A C, Shore R E, Harley N H (1992): *The health effects of low-level ionizing radiation*, *Ann Rev Public Health* **13**, 127-150.
- (78) Shelby M D (1994): *Human germ cell mutagens*, *Environ Mol Mutagen* **23**, suppl 24, 30-34.
- (79) United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) (1993): *Sources and effects of ionizing radiation*, rapport til FNs Hovedforsamling, s 1-28.
- (80) Brandom W F G, Saccomanno V E, Archer P G, Bloom A D (1978): *Chromosome aberrations as a biological dose-response indicator of radiation exposure in uranium mines*, *Radiat Res* **76**, 159-171.
- (81) Statens strålevern (1994): *Måling av radon i inneluft og undersøkelser av byggegrunn*, Strålevernhefte nr 3, <http://www.nrpa.no/dokumentarkiv/StraalevernHefte3.pdf>.

- (82) Statens strålevern (1998): *Kartlegging av radon i boliger*, Strålevernhefte nr 17, <http://www.nrpa.no/dokumentarkiv/StraalevernHefte17.pdf>.
- (83) Nygren E, Folke G, Modin S (1970): *Järnets och stålets metallografi*, Sandvikens Jernverks Aktiebolag, Sandviken, Sverige, tredje opplag, s 105-107.
- (84) Nicolaysen A (1997): brev til byråsjef K Skjerven, Forsvarsdepartementet, fra Dokumentarredaksjonen, NRK P2, datert 9 oktober 1997.
- (85) Andersen D K (1997): *Vedrørende spørsmål om ammunisjon som inneholder utarmet uran*, telefaks til fkons H Nordås, Forsvarsdepartementet, fra Forsvarets overkommando/Operasjonsstaben, datert 14 oktober 1997.

FORDELINGSLISTE

FFIBM **Dato:** 2 oktober 2001

RAPPORTTYPE (KRYSS AV) <input checked="" type="checkbox"/> RAPP <input type="checkbox"/> NOTAT <input type="checkbox"/> RR	RAPPORT NR. 2001/04471	REFERANSE FFIBM/699/136	RAPPORTENS DATO 2 oktober 2001
RAPPORTENS BESKYTTELSESGRAD UGRADERT		ANTALL EKS UTSTEDT 75	ANTALL SIDER 51
RAPPORTENS TITTEL AMMUNISJON MED UTARMET URAN - BAKGRUNN OG VIRKNINGER		FORFATTER(E) HØIBRÅTEN Steinar, DULLUM Ove, AAS Pål	
FORDELING GODKJENT AV FORSKNINGSSJEF:		FORDELING GODKJENT AV AVDELINGSSJEF:	

EKSTERN FORDELING

INTERN FORDELING

ANTALL	EKS NR	TIL	ANTALL	EKS NR	TIL
1		Forsvarsdepartementet	14		FFI-Bibl
1		v/ Morten Larsen	1		Adm direktør/stabssjef
1		v/ Tor Herman Hagen	1		FFIE
1		FO/SANST	1		FFISYS
1		v/ Leif Rosén	5		FFIBM
1		v/ Dag Hjelle	1		Ove Dullum, FFIBM
1		Saninsp sjø Jan Sommerfelt Pettersen	1		Steinar Høibråten, FFIBM
1		Saninsp hær Svein Ødegården	1		Pål Aas, FFIBM
1		Med hovedlærer KNMT Alf Horneland	1		Bjarne Haugstad, FFIBM
3		FO/E	1		Bjørn Johnsen, FFIBM
1		FO/FST	1		Øyvind Voie, FFIBM
1		v/ brig Dalhaug	1		Odd Busmundrud, FFIBM
1		FO/HST	1		Monica Endregard, FFIBM
1		v/ maj Gildberg	1		Thor Engøy, FFIBM
1		v/ maj Granberg	1		Heidi Toft, FFIBM
1		v/ oblt Antonsen			FFI-veven
1		HFK			
1		v/ ob Sveen			
1		v/ oblt Tinholt			
1		v/ maj Pedersen			
1		FKS			
1		FOKIV			
1		Telemark bataljon			
1		FSTS			

FFI-K1

Retningslinjer for fordeling og forsendelse er gitt i Oraklet, Bind I, Bestemmelser om publikasjoner for Forsvarets forskningsinstitutt, pkt 2 og 5. Benytt ny side om nødvendig.

EKSTERN FORDELING

INTERN FORDELING

ANTALL	EKS NR	TIL	ANTALL	EKS NR	TIL
1		INFINSP			
1		Sjef SVI oblt Forberg			
1		ARTINSP			
1		Sjef SSFA oblt Skaret			
1		KAVINSP			
1		Sjef VSK			
1		INGINSP			
1		Sjef VSIV oblt Nordlund			
1		Forsvarets ABC-skole			
1		Statens strålevern			
1		v/ seksjonssjef Ole Reistad			
1		Flymedisinsk institutt			
1		Norges landbrukshøgskole			
1		v/ prof Brit Salbu			
1		Universitetet i Bergen, Fysiologisk inst			
		www.ffi.no			