


O-93258/O-94079

Avsetninger av forurensninger på snø ved bruk av røykammunisjon og rakettartilleri (MLRS)



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
O-93258	
O-94079	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
3150	

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 173, Kjelsås	Televeien 1	Rute 866	Thormøhlensgt 55	Søndre Tollbugate 3
0411 Oslo	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5008 Bergen	9000 Tromsø
Telefon (47) 22 18 51 00	Telefon (47) 37 04 30 33	Telefon (47) 62 57 64 00	Telefon (47) 55 32 56 40	Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 22 18 52 00	Telefax (47) 37 04 45 13	Telefax (47) 62 57 66 53	Telefax (47) 55 32 88 33	Telefax (47) 77 68 05 09

Rapportens tittel: Avsetninger av forurensninger på snø ved bruk av røykammunisjon og rakettartilleri (MLRS).	Dato: Oktober -94	Trykket: NIVA 1994
	Faggruppe: Vassdrag	
Forfatter(e): Sigurd Rognerud Jarl Eivind Løvik	<i>Bjørn Boye</i> Tom Tellefsen	Geografisk område: Hedmark og Oppland
	Antall sider: 50	Opplag: 75

Oppdragsgiver: Forsvarets Bygningstjeneste avd. Hamar Hærens Forsyningskommando v. prosjektledelsen for MLRS-prosjektet	Oppdragsg. ref.: B. Brønstad E. Bolin, Oblt. Thunshelle
--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----------------------------------------------------------------------

Ekstrakt:

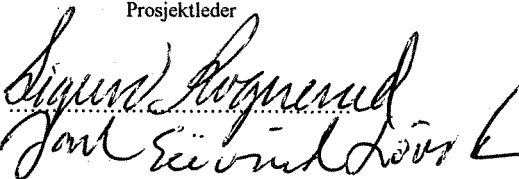
Det ble registrert betydelige avsetninger av syrer, næringssalter, metaller og organiske mikroforurensninger (AOX og PAH) på snø nær omsetningspunktet for ulike typer militær skjermingsrøyk. Dette ble også registrert i forbindelse med MLRS-rakettskytingen på Hjerkin. Forurensningen avtok gradvis langs et transekt til ca 250-300m medvinds omsetningspunktet da den atmosfæriske fortykning etc førte til at konsentrasjonene nærmet seg områdets bakgrunnsverdier. Forurensningsomfanget må beskrives som lokalt for våre forsøk, men med økte mengder vil dette raskt berøre større områder. Dette gjelder spesielt ved avsetning av røykgranater med hvitt fosfor. Selv om området som var berørt var relativt begrenset så var konsentrasjonen av de ovennevnte forurensninger betydelig slik at økologiske konsekvenser må kunne forventes innen et øvingsområde.

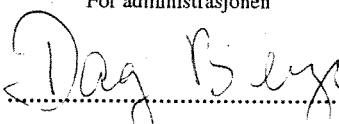
4 emneord, norske

1. Røykammunisjon
2. Rakettartilleri
3. Miljøgifter
4. Snø

4 emneord, engelske

1. Smoke ammunition
2. Rocket artillery
3. Toxic substances
4. Snow

Prosjektleder

Jarl Eivind Løvik

For administrasjonen

Dag Berge

ISBN82-577-2630-3

Norsk institutt for vannforskning

0-93258/0-94079

**Avsetninger av forurensninger på snø ved bruk av
røykammunisjon og rakettartilleri (MLRS).**

Ottestad, oktober 1994

Prosjektleder:

Medarbeidere:

Sigurd Rognerud

Jarl Eivind Løvik

Dag Berge

Bjørn Boye

Kjell Ole Varmo

Tom Tellefsen

John Kåre Thilesen

Mette-Gun Nordheim

Innhold

Forord.....	3
1. Sammendrag	4
2. Innledning	6
3. Forbrenningsprodukter som dannes ved bruk av røykammunisjon og raketter(MLRS)	7
4. Beskrivelse av forsøksted og metoder	9
5. Generelt om organiske mikroforurensninger	11
6. Resultater.....	14
6.1. 76 mm skjermingsrøyk (spontan-/HC-røyk).....	19
6.2. IR-røyk.....	20
6.3. WP-røyk.....	20
6.4. Rakettskyting (MLRS).....	21
7. Diskusjon.....	23
8. Litteraturliste	26
9. Vedlegg.....	27

Forord

Denne rapporten omhandler resultatene av to undersøkelser der målsetningen var å måle avsetninger av forurensninger på snø i forbindelse med bruk av røykammunisjon (november 93) og MLRS-rakettartilleri (mars 94). Den førstnevnte undersøkelsen (røykamm.) ble kontraktfestet 8. desember 1993 og Forsvarets Bygningstjeneste avd. Hamar er oppdragsgiver. Kostnadsrammen for dette prosjektet er 180 000 kr. Feltundersøkelsen ble utført på Haslemoen i slutten av november 1993, og det deltok representanter fra DKØ, Raufoss AS, FBT avd. Hamar, Hærens Forsyningskommando (HFK-AMK), FFI samt pensjonert oberstløytnant Bjørn Boye (tidl. DKØ). Fra NIVA deltok Sigurd Rognerud og Dag Berge.

Den andre undersøkelsen (MLRS-rakettartilleri) ble kontraktfestet 24. mars 1994 og Hærens Forsyningskommando (Oslo) er oppdragsgiver. Kostnadsrammen for dette prosjektet er 77 000 kr under forutsetning av at resultatene ble rapportert sammen med resultatene fra røykforsøket. Et notat om de foreløpige resultatene ble utarbeidet i mars 1994 (Løvik 1994). Feltarbeidet på Hjerkinns ble gjennomført den 15. mars 1994 av Jarl Eivind Løvik fra NIVA's Østlandsavdeling med assistanse av Bjørn Boye.

Forbehandling av prøveutstyr og opparbeiding av prøver ble gjort av Tom Tellefsen og John Kåre Thilesen fra NIVA Oslo. Analysene av AOX er gjort av Papirindustriens Forskningsinstitutt (PFI). De øvrige analysene er utført av NIVA's akkrediterte laboratorium i Oslo. Alle deltakere takkes for innsatsen i prosjektet. Rapporten er skrevet av Jarl Eivind Løvik og Sigurd Rognerud med betydelige bidrag fra Bjørn Boye og Kjell Ole Varmo (Raufoss AS) på kartleggingen av innholdet i de forskjellige røyktypene og andre militærtekniske detaljer. Tom Tellefsen (NIVA) har også gitt en detaljert beskrivelse av metoden som er benyttet for opparbeidingen av de organiske analysene da dette viste seg å medføre endel komplikasjoner.

Astrid Waarum ved HFK-AMK har vært de militære fagmyndigheters kontaktperson.

1. Sammendrag

Denne rapporten omhandler resultatene av to undersøkelser der målsetningen var å måle avsetninger av forurensninger på snø i forbindelse med bruk av røykammunisjon (Haslemoen november 93) og MLRS-rakettartilleri (Hjerkinn mars 94).

Hensikten med disse forsøkene er å få en indikasjon på hvilken belastning et skyte- og øvningsfelt utsettes for ved bruk av røykammunisjon og denne typen raketter. Det har ikke vært hensikten å måle luftkonsentrasjoner eller å vurdere betenkeligheter ved innånding av luft forurenset av røyk. NIVA's oppgave i denne sammenhengen var å måle avsetninger av forurensende stoffer langs et transekt fra avfyringspunktet og til 250-300m medvinds. I tillegg til MLRS-rakettartilleri ble følgende røyktyper testet:

- 105 mm FH WP som er fylt med hvitt fosfor
- 76 mm skjermingsrøyk som består av en spontanrøykdel og en røykgenerator med en heksakloretan(HC)-røyksats.
- RA/NDRE IR-røyksats som består av antracen,sink og ammoniumperklorat.

Resultatene viste at snøen nærmest omsetningspunktet (medvinds) var sterkt sur (pH ca.2) etter forsøket med WP-røyk og MLRS-røyk, men at den avtok ut mot stasjonene på 250-300 m. Årsaken var avsetning av henholdsvis fosforsyre og saltsyre. Dersom vann og jord har dårlige bufringsegenskaper vil en lokal forsurening kunne finne sted ved snøsmeltningen. HC- og IR-røyk skapte ingen forsurening da en god del HCl dannet i reaksjonen vil følge den oppadstigende røykskyen og ikke avsettes på snøen i vårt målområde. Dersom noe syre avsettes, vil likevel nedfallende sinkklorid virke bufrende og delvis eller helt forhindre en forsurening.

WP- og MLRS-røyk produserte spesielt høye konsentrasjoner av fosforforbindelser (opptil ca.1 g/l). For WP-røyken var også konsentrasjonene ute ved 250m stasjonen fortsatt 100 ganger høyere enn bakgrunnsverdiene. Nesten alt fosforet forekom som ortofosfat dvs. salter av fosforsyra, og er følgelig selvforklarende. Det er derimot ikke mulig for oss å forklare de høye målingene av total fosfor ved MLRS- forsøket, da det ikke er oppgitt at rakettsystemet inneholder fosforkomponenter.

Alle forsøkene, unntatt IR-røyken produserte løselige nitrogenforbindelser i form av ammonium og noe nitrat (som kan være dannet under prøvebehandlingen). Det antas at dette har sin årsak i sprengstoffet som benyttes i granatene og til sprengningen. Vi kan ikke peke på andre kilder. Det er ellers vanskelig å forklare hvorfor ammoniumverdiene skulle være såvidt høye i WP-forsøket der granaten består av hvitt fosfor, et hylster og et høgeksplosiv som sprengladning.

Alle forsøkene på Haslemoen bidro til en betydelig økning av sink-konsentrasjonen. For HC- og IR-røykens vedkommende kan dette forklares ved dannelsen av sinkoksider/hydroksider ved forbrenningen. Vi kan derimot ikke forklare hvorfor dette forholdet også skjer for WP-røyk. Det er mulig at det skjer en reaksjon med granatens metalldeleer ved de høye temperaturer som dannes ved sprengningen og forbrenningen, men dette blir mest spekulasjoner. De høye aluminiumverdiene som også registreres ved WP-forsøket kan imidlertid underbygge en slik antagelse. Det er også mulig at dette skyldes Al-tilsetning i den TNT som ble brukt for å sprengne granatene. For HC-røykens tilfelle er kilden aluminiumtilsetningen som benyttes for å regulere brenntiden. Det var ingen økte konsentrasjoner av aluminium ved IR-forsøket.

HC-røyken og tildels IR-røyken førte til en sterk økning av AOX-konsentrasjonen ved omsetningspunktet. Det ble imidlertid også registrert betydelige økninger for WP- og MLRS-røyken. Analysen skiller ikke mellom de ulike halogene forbindelser, men det er rimelig å anta (utfra innholdet) at det i hovedsak gjelder klorerte organiske forbindelser og da spesielt heksaklorbensen når det gjelder HC-røyken.

Det ble også målt meget høye konsentrasjoner av PAH-forbindelser i snøen ved omsetningspunktet for IR- og WP-røyk, mens de var klart mindre for de andre. Vi har ingen rimelig forklaring når det gjelder WP-røyken, men for den antracen-baserte IR-røyken er resultatet nesten selvforklarende. Kvantifiseringen av PAH-forbindelsene i WP-prøvene var problematisk pga hvitt fosfor, mens lavmolekylære forbindelser som fluoranten og pyren dominerte i IR-røyk. Fluoren og fenantren dominerte i HC-røyk. Konsentrasjonen av de potensielt kreftfremkallende forbindelsene var klart forhøyet i forhold til referansen i alle forsøkene nærmest avsetningspunktet.

De største økologiske effektene må forventes i nærheten av omsetningspunktet, men en kan ikke utelukke effekter opptil 150m medvinds slik våre forsøksbetingelser var. Vi må regne med både forsureningskader, gjødslingseffekter og muligens også effekter av metaller og organiske mikroforurensninger. Omfanget av dette var imidlertid begrenset til det lokale området hvor forsøket foregikk. Dette vil derfor være et lokalt problem forutsatt at mengdene som avsettes ikke økes betydelig. Det store varmeløftet av røykskyen som sprengning evt. demolering av store mengder WP-granater vil gi, kan spre fosfater og syrer over et stort område. Det er derfor rimelig å anta at dette kan gi både forsurenings- og gjødslings-effekter i områder der naturen er spesielt følsom for slike belastninger.

Destruksjon (demilitarisering) ved sprengning bør derfor evt. legges til områder hvor denne gjødslingseffekten vil være akseptabel og bufringsforholdene er gode i jord og vann. Ved eventuelt senere forsøk anbefales det at en forsøker en destruksjon av WP-granaten uten utenpåliggende sprengladning (omsettes ved hjelp av granatens senterladning). Videre bør også reststoffer etter militære sprengstoffer i forskjellige konfigurasjoner (f.eks. TNT i granater og frittliggende ladning) undersøkes.

2. Innledning

I sitt årlige overvåkningsprogram av forurensninger fra skytefelt har Forsvaret fram til nå lagt vekt på å måle konsentrasjoner av tungmetaller i avrenningen fra feltskytebaner og kulefangervoller. I skytefeltene skjer også bruk av røykammunisjon og i fremtiden vil antakelig også skyting med raketartilleri være en del av aktiviteten. I tillegg til dette kan det være aktuelt å demolere røykammunisjon. Disse aktivitetene produserer forurensninger som i første omgang spres i luften, men som siden avsettes på vegetasjon, mark og i vann. Et forprosjekt og en problemanalyse var allerede utarbeidet av Bjørn Boye og Kjell Ole Varmo (Raufoss AS), der en ønsket en klargjøring av forurensningsbelastningen ved bruk av røykammunisjon. Dette var bakgrunnen for at Forsvarets Overkommando ba FBT om å sette igang et innledende prosjekt på dette området. I november 1993 tok FBT avd. Hamar kontakt med NIVA for å gjøre et mest mulig kontrollert forsøk på å måle avsetninger av forurensninger fra dekningsrøyk. Dette forsøket ble gjennomført på Haslemoen i november 1993.

I februar 1994 ble NIVA kontaktet av Hærens Forsyningskommando ved prosjektledelsen for MLRS-prosjektet på Helgelandsmoen, som ønsket å måle avsetninger av forurensninger i forbindelse med skyting med raketartilleri av typen Multiple Launch Rocket System (MLRS) på Hjerkin. Dette skjedde 15 mars 1994 og prøver ble samlet inn samme dag. Det ble besluttet at begge disse prosjektene skulle inngå i samme rapport.

Hensikten med disse forsøkene er å få en indikasjon på hvilken belastning et skyte- og øvningsfelt utsettes for ved bruk av røykammunisjon og denne type raketter. Det har ikke vært hensikten å måle luftkonsentrasjoner eller å vurdere betenkeligheter ved innånding av luft forurenset av røyk. NIVA's oppgave i denne sammenhengen var å måle avsetninger av forurensende stoffer langs et transekt fra avfyringspunktet og til 250-300m medvinds. Etter konferanse med Arne Semb (NILU) ble forsøket utført på nyfalle snø på Haslemoen, mens det på Hjerkin ble tatt prøver på eldre snølag. Prøvene ble tatt ut fra de øverste 2 cm av snødekket på 5 stasjoner langs den retningen røykskyen drev. På denne måten kan vi si at prøvene representerer den mest forurensede del av sektoren ("værste tilfelle"). På Haslemoen ble det testet på følgende ulike typer røykammunisjon:

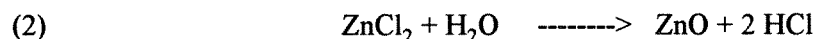
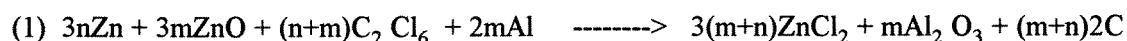
- 105 mm FH WP som er røykammunisjon fylt med hvitt fosfor,
- 76 mm skjermingsrøyk som består av en spontanrøykdel og en røykgenerator basert på heksaklorethan(HC)-røyksats.
- RA/NDRE IR røyk som består av antracen, sink og ammoniumperklorat.

3. Forbrenningsprodukter som dannes ved bruk av røykammunisjon og raketter(MLRS).

Forsøk 1. 76 mm skjermingsrøyk for stridsvogn

Dette er en skjermingsrøyk for stridsvogner bestående av RA spontanrøyksats (215g) og en røykgenerator (500g) med heksakloretan(HC)-røyksats. HC-røyken er sammensatt av tre forskjellige satser. En tennsats (RS-72) tenner en HC anfyrsats med høyt Al-innhold (RS-75), og går deretter over i røyksats RS-74 med høyere innhold av heksakloretan og sink (se vedlegg vedr. sammensetning) Det ble avfyrt 10 granater med spesial-utskytningstativ (statisk) av en representant fra Raufoss AS. Spontanrøyken utvikler 150g sinkklorid i løpet av ca. 5 sek., mens røykgeneratoren utvikler 400g sinkklorid i løpet av ca 100 sek.

Ved forbrenning av røykgeneratoren (RS-74/-75) oppstår sinkklorid som et hovedprodukt (1). 1 kg HC røyksats gir 0,9 kg sinkklorid som hydratiseres i lufta, og det dannes HCl (0,48 kg) og sinkoksider dersom det er tilstrekkelig fuktighet tilstede (2).



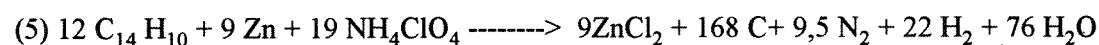
I tørr luft eller lukkede rom kan denne reaksjonen foregå i lungealveolene på personell med risiko for alvorlige helseskader. I tillegg til sinkklorid vil det oppstå mindre mengder tetraklorkarbon, heksaklorbensen samt spor av fosgen og karbonoksider. Granatene inneholder også aluminium som skal sørge for å regulere forbrenningstiden. Avhengig av forbrenningstemperaturen er det teoretisk mulig at det kan dannes PAH, PCB og dioksiner, men dette er ikke undersøkt.

Spontanrøyksatsen (RS-73, se vedlegg mht. sammensetning) består av sinkpulver, klorpolymer (klorkautsjuk) og ammonium-perklorat. I forhold til RS-75 eller RS-74 vil det her dannes vann ved reaksjonen slik at hydratiseringen vil skje allerede under reaksjonen (3). 1 kg spontanrøyk vil gi 0,7 kg sinkklorid som videre gir 0,38 kg HCl og 0,32 kg sinkoksider ved hydratiseringen (4). Forøvrig kan de samme organiske biproduktene oppstå som nevnt for RS75.



Forsøk 2. RA/NDRE IR-røyk

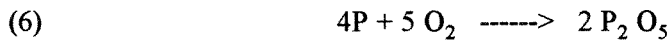
Dette er en røyksats som brukes til skjerming av moderne våpen og sikteutstyr som opererer i den infrarøde delen av det elektromagnetiske spektrum. IR-røyk er aktuell til beskyttelse av stridsvogner eller installasjoner med varmesignatur. Det ble avsatt 10 bokser med 1 kg røyksats pr. boks. Denne røyken er basert på antracen, ammoniumperklorat og sink. Ved forbrenning av 1 kg røyksats dannes det 0,4 kg sinkklorid og 0,25 kg sot (5). Sinkkloridet hydratiseres og danner ca. 0,2 kg HCl samt sinkoksider/sinkhydroksid. Forøvrig har Raufoss AS i vedlegg 1 gitt en liste over produkter som dannes under forbrenning av IR røyksats.



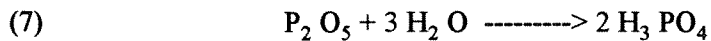
Forsøk 3. 105mm FH WP (hvitt fosfor)

10 granater (1,820 kg WP pr granat) ble omsatt ved bruk av utenpåliggende sprengladning (TNT) og

elektrisk avfyring fra sprengningsbunker. Hvitt fosfor oksyderer i nærvær av luft til fosforpentoksid (6). Det som eventuelt ikke oksyderes, er svært giftig for mennesker og dyr. Dersom sprengningen skjer på snø eller i fuktige omgivelser vil en selvantennelse finne sted når området tørker opp og oksygen og solvarme slipper til, slik som tilfelle er når snøen er smeltet og området blir tørt på vår og sommerstid. Dette forholdet diskuteres ikke nærmere her da dette problemet ikke var tema for vårt eksperiment.



Fosforpentoksid er meget hygroskopisk og reagerer med vann under dannelsen av fosforsyre (7). P_2O_5 er et kraftig reduksjonsmiddel, og en må forvente at den reduserende atmosfæren vil omdanne nitrose gasser til ammoniakk og derved føre til at ammonium-ioner dannes i tillegg til nitrogengass, karbonoksid, hydrogen og metan.



Under gunstige betingelser vil 1 kg hvitt fosfor danne 3,1 kg H_3PO_4 . Teoretisk sett skulle da dette eksperimentet ha produsert 56,42 kg $H_3 PO_4$, men alt ble ikke omsatt. Det ble observert rester av hvitt fosfor i snøen etter sprengningen noe som også bl.a skapte store problemer med selvantennelse under de kjemiske analysene (se vedlegg 2).

Det ble benyttet sprengstoff (TNT) til avsetningen av granatene, men i tillegg har granaten en sprengladning på 0,117 kg tetrytol høyeksplosivt sprengstoff. Dette sprengstoffet er plassert i et sentralrør av messing midt inne i granaten. I tillegg har brannrøret en overdrager med det høyeksplosive sprengstoffet. Nøyaktig type sprengstoff (TNT) som ble benyttet til påleggsladning, er ikke oppgitt. I enkelte typer TNT kan det være blandet inn opptil 20 % aluminiumpulver. Ved omsetting av TNT vil det oppstå underskudd av oksygen i forhold til tilgjengelig brennstoffmengde i form av karbon. Av denne grunn vil det ved omsettingen dannes fritt karbon i form av sot.

Forsøk 4. Rakettskyting (MLRS)

Ved rakettskytingen på Hjerkin ble det benyttet en rakettmotor med 98 kg formstøpt komposittkrutt (blandkrutt). Kruttet er fremstilt på basis av ammoniumperklorat (NH_4ClO_4) som oksygenbærer og polymert bindemiddel hydroksylterminert polybutadien (butadien er $CH_2=CH-CH=CH_2$) som brennstoff. Videre benyttes Al-pulver, herdere og diverse tilsetningstoffer. Se vedlegg 4 for nærmere beskrivelse av dette rakettsystemet. Ved avfyring antar vi at følgende forbrenningsprodukter dannes: Hydrogenklorid (20%), aluminiumoksid (25%), karbonmonoksid (25%), vann (10%), nitrogen (10%), karbondioksid (10%), hydrogen (3%), jernklorid (2%) og forskjellige klorerte organiske forbindelser i små mengder.

4. Beskrivelse av forsøksted og metoder

Forsøket med HC- og IR-røyk ble lagt til flyplassområdet på Haslemoen (fig.1). Førstnevnte ble avsatt på østsiden av stripa og den andre på vestsiden. En syd-sydøstlig vind på ca 5 m/s sørget for at røykskyen drev nær parallelt med stripa nord-nordvestover (fig.2). Det snødde frem til eksperimentets start, men siden var det opphold og således svært gode forsøksbetingelser. Snøen var ren og hvit slik at avsetninger fra den mørke røyken var iøynefallende på stasjonene nærmest avsetningspunktet (fig.3). Avstanden mellom disse to forsøkene var så stor at den ene ikke påvirket den andre. Det ble tatt ut prøver fra følgende avstander fra avsetningspunktet: 0, 50, 100, 150 og 250m. På hver av disse avstandene ble det tatt ut 5 m² av de øverste 2 cm av snøen og overført til beholdere som var rengjort på forhånd. Prøvene ble videre fraktet i frosset tilstand til fryselager inntil videre behandling og analyser kunne utføres slik som beskrevet i vedlegget. Prøvene er i figurer og tabeller benevnt henholdsvis nr.1-5 etter økende avstand fra avfyringspunktet.

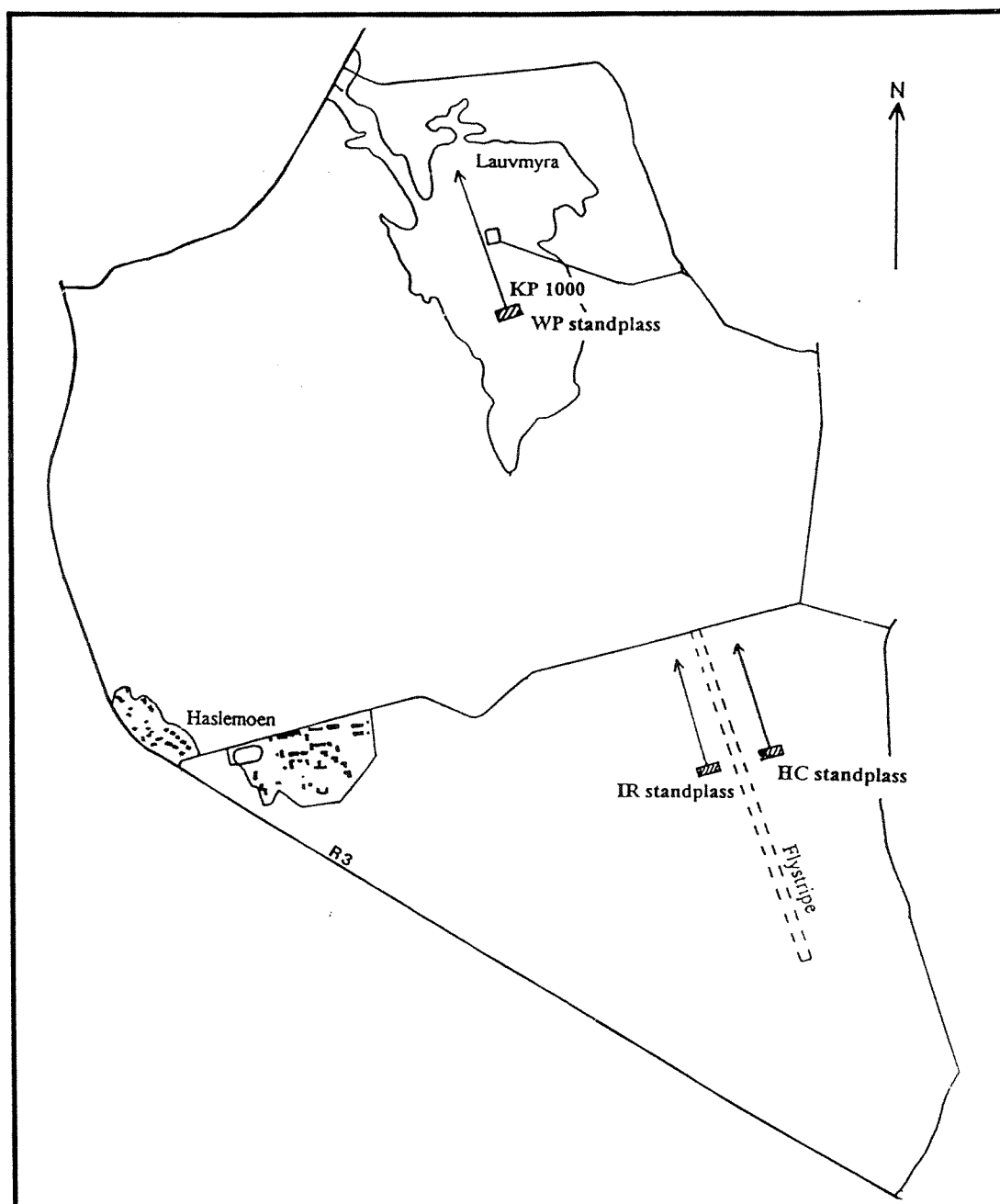


Fig. 1. Oversikt over prøvefeltet på Haslemoen. Forsøket med HC- og IR-røyk gikk på flystripa, mens WP gikk på Lauvmyra.



Fig.2 Forsøk med IR-røyk på flystripa på Haslemoen.



Fig.3 Prøvetakning av avsetning på snø fra IR-røyk på Haslemoen.



Fig.4 Utvikling av røykskyen etter sprengning av WP-granater på Lauvmyra.



Fig.5 Avfyring av MLRS-rakettartilleri på Hjerkin.



Fig.6 Snøprøvetakning nær avfyringspunktet for MLRS-rakettartilleri på Hjerkin.

Forsøket med WP-røyk ble gjort på Lauvmyra (se fig.1). Avfyringen skjedde ved KP 1000 og røyken dro nord-nordvestover. Det ble gjort samme uttak av prøver og på samme avstander som for de andre røyktypene. Løftet av røykskyen på grunn av varmeutviklingen var betydelig ved dette forsøket og den vesentligste delen av røykskyene passerte ikke langs terrenget slik som tilfelle var med de andre røyktypene (fig.4).

Anvendelse og prinsipp for de analysemetodene som benyttes ved NIVA er gjengitt av Hovind (1993). Prøvene ble analysert på pH, klorid (Cl), aluminium (Al), sink (Zn), total fosfor (Tot-P), ortofosfat (PO₄-P), total nitrogen (Tot-N), nitrat (NO₃), ammonium (NH₄), adsorberbare organiske halogener (AOX) og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). For de tre mest konsentrerte prøvene fra WP-røykforsøket ble kvantifiseringen av flere av de potensielt kreftfremkallende PAH-forbindelsene (KPAH) usikker da det oppstod store problemer med bl.a. selvantennelse under opparbeidingen av prøvene (se vedlegg 2).

Forsøk med rakettskyting (MLRS)

Forsøkene med rakettskyting (MLRS) ble gjennomført på Forsvarets skytefelt på Hjerkinns den 15.3.94. Prosedyren ved prøvetakingen etter MLRS-skytingen var omtrent den samme som ved røykforsøkene på Haslemoen. Noen forskjeller skal likevel nevnes: Prøvene ble samlet inn umiddelbart etter at det var avfyrt 3 raketter. Det var noe sterkere vind enn ved røykforsøkene (<10 m/s), men forholdene må likevel kunne betraktes som gunstige for observasjon og prøvetaking. Fig. 5 og 6 viser situasjonsbilde fra rakettskytingen.

Det ble samlet inn 4 blandprøver langs en gradient fra standplass (0 m) og videre 50 m, 150 m og 300m i den retning røykskya drev samt en referanseprøve. Referanseprøven ble også tatt etter skytingen, men i god avstand (oppvinds) fra dette området. Prøvene ble satt på fryselager på Hjerkinns over natta før transport til nytt fryselager inntil analyser kunne foretas. Prøvene ble analysert på pH, tot-P, løst P, tot-N, NO₃, NH₄, Al, Cl, PAH og AOX.

5. Generelt om organiske mikroforurensninger

Det blir her bl.a. omtalt en del målinger fra ulike miljø, forurensa og ikke forurensa, for å sette konsentrasjonene fra denne undersøkelsen og hvilke stoffer det gjelder i en større sammenheng.

AOX

Gruppen klorerte hydrokarboner omfatter en lang rekke forbindelser hvorav flere har vært gjenstand for stor interesse med hensyn på skadelige effekter på mennesker og miljø. Gruppen omfatter bl.a. velkjente miljøgifter som PCB, DDT, Lindan og dioksiner. Det er også en voksende bekymring over utslipp av mindre kjente eller uidentifiserte klororganiske forbindelser. Flere av de klororganiske forbindelsene er tungt nedbrytbare i naturen, de forårsaker giftvirkninger og har evne til å akkumuleres i næringskjedene. Analyser av alle tenkelige forbindelser er svært kostbare, og man benytter derfor i en del sammenhenger gruppeparametre eller samleparametre som f.eks. AOX.

I tabell 1 er det gitt en oversikt over konsentrasjoner av AOX i naturen hentet fra norske, svenske og finske undersøkelser.

Tabell 1. Konsentrasjoner av AOX i en del vannforekomster i Norden.

Vannforekomst	AOX (µg/l)	Kilder
Midlere konsentrasjoner i nedbør i Sverige	15	Asplund 1992
Nedbør i Finland, spennvidde og gj.snitt (parentes)	2-20 (7)	"
Snø fra Haslemoen, referanse	<3	Denne unders.
Snø fra Hjerkin, referanse	<40	"
Glomma, Drammenselva, Skienselva, Suldalslågen (spennvidde)	2-7	Holtan et al. 1992
Otra (spennvidde)	17-166	"
Lite-moderat forurensede vassdrag i Norden	ca. 5-100	Asplund 1992
Elver umiddelbart nedstr. utsl. fra skogsindustrien (blekeriutsl.)	inntil >1000	"
Sigevann fra kommunale søppelfyllinger (Sverige)	33-4000	Broberg (Red.)1990

PAH

Den følgende framstillingen er i hovedsak hentet fra Berglind & Gessing (1980), SFT (1986) og Knutzen (1989). For flere referanser til dette temaet henvises til disse rapportene.

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) betegner en gruppe organiske forbindelser som består av tre eller flere kondenserte benzenringer. PAH dannes når organiske forbindelser utsettes for høy temperatur og forbrenningen er ufullstendig. Mange undersøkelser har vist at PAH-forbindelser er biologisk aktive bl.a. ved at de reagerer med fettstoffer i celler og celleorganellers membranstrukturer. Dette kan videre føre til nedsatt cellevekst og eventuelt celledød som i sin tur vil kunne gi negative effekter på individs- og bestandsnivå. Noen av forbindelsene kan også påvirke omdannelsen av normale celler til kreftceller, dvs. de er potensielt kreftfremkallende. En gruppe slike forbindelser (KPAH) er summert for seg ved analysen og merket med * i analyseskjemaet (se vedlegg).

PAH kan antagelig dannes i naturen, først og fremst i reduserende miljø som i myrer og anaerobe sedimenter. Vulkanutbrudd og skogbranner er sammen med sig fra oljeforekomster de viktigste årsakene til at det eksisterer et naturlig bakgrunnsnivå av en rekke PAH. Det er likevel sivilisatoriske kilder som er viktigst i de områdene hvor en finner høye konsentrasjoner. De vesentligste tilførselene av PAH til miljøet antas å stamme fra ufullstendig forbrenning av fossilt materiale som olje og kull, samt forbrenning av søppel etc. Vegtrafikken tilfører omgivelsene PAH (Bækken 1994), og ikke minst dannes PAH ved en rekke industriprosesser som ved framstilling av aluminium, stål, ferrolegeringer og koks. PAH forekommer også i utslipp fra gassverk, oljeraffinerier og annen kjemisk industri.

PAH tilføres vann som direkte atmosfærisk nedfall, ved avrenning fra land, oljesøl, med kloakkutslipp og industrielt avløpsvann. I Norge spiller utslipp til luft og vann fra smelteverk (aluminium-, ferrolegering- og karbidproduksjon) en særlig viktig rolle for lokale resipienter.

Knutzen (1989) antyder at tilnærmet uberørt ferskvann neppe inneholder mer enn 0.1-1 ng/l av den potensielt kreftfremkallende forbindelsen benzo(a)pyren og 20-50 ng/l Total PAH. Det er imidlertid vanlig at regnvann og snø ofte kan inneholde mer enn overflatevann (Berglind & Gjessing 1980, Knutzen 1989). Dette skyldes at PAH har stor tendens til å knyttes til partikler og humusforbindelser, og på den måten bindes en stor andel til jordsmonnet når snøen smelter og vannet transporteres til vassdrag. I tabell 2 er det gitt en del karakteristiske PAH-verdier hentet fra norske undersøkelser av nedbør (snøprøver) og overflatevann. Rene industriutslipp er ikke tatt med her.

Akutte og subakutte effekter på dyr av enkeltforbindelser av PAH i løsning er for det meste konstatert ved konsentrasjoner over 100 µg/l. For PAH med høyere molekylvekt (>202) finnes enkelte resultater

som viser effekter ved < 10 µg/l (se Knutzen 1989). Subletale virkninger på vekst, formering og adferd samt fysiologiske stressreaksjoner er ofte konstatert i intervallet 10-100 µg/l (enkeltforbindelser). Med benzo(a)pyren er det registrert skader ved så lave konsentrasjoner som 0.1-1 µg/l (Knutzen 1989).

Det er i Norge ikke vedtatt noen normer eller standarder for totalt PAH-innhold i ferskvann. SIFF (Statens Institutt for Folkehelse) anvender imidlertid Verdens Helseorganisasjons (WHO) norm om maks. 10 ng/l benzo(a)pyren som foreløpig norm for godt drikkevann (SIFF 1987).

Tabell 2. PAH (sum PAH, inklusive disykliske) i noen norske vannforekomster.

Vannforekomster	Sum PAH, ng/l	Kilder
Femunden	ca. 8-30	Holtan et al. 1994
Maridalsvannet	ca. 20-60	"
Referanse og "lave" verdier Hjerkin, snø	ca. 40	Denne unders.
Referanse og "lave" verdier Haslemoen, snø	ca. 500-660	"
Referanse Grefsenkollen, snø	399	Bækken 1994
Snø fra Langtjern (kun langtransp. atmosf. avsetn.)	954	Berglind & Gjessing 1980
Snø fra brøytekan Oslo, ulikt trafikert veg	ca. 30200-231000	Bækken 1994
Forurensede bekker og elver i Oslo-området	ca. 90-30300	Berglind & Gjessing 1980
Sigevann fra Grønmo fyllplass (før rensing)	ca. 960-28800	"

6. Resultater

Analyseresultatene er gitt i vedlegg 3 og 6 og vist i Fig. 7-11. Tabell 3-6 viser kontamineringsfaktorer (Kf) for de ulike forbindelsene, dvs. forholdet mellom målt konsentrasjonen av stoffet ved et gitt målepunkt (C) og konsentrasjonen av stoffet i referanseprøven (C₀). Kontamineringsfaktoren er et uttrykk for den relative økningen i konsentrasjonen i forhold til referanseprøven.

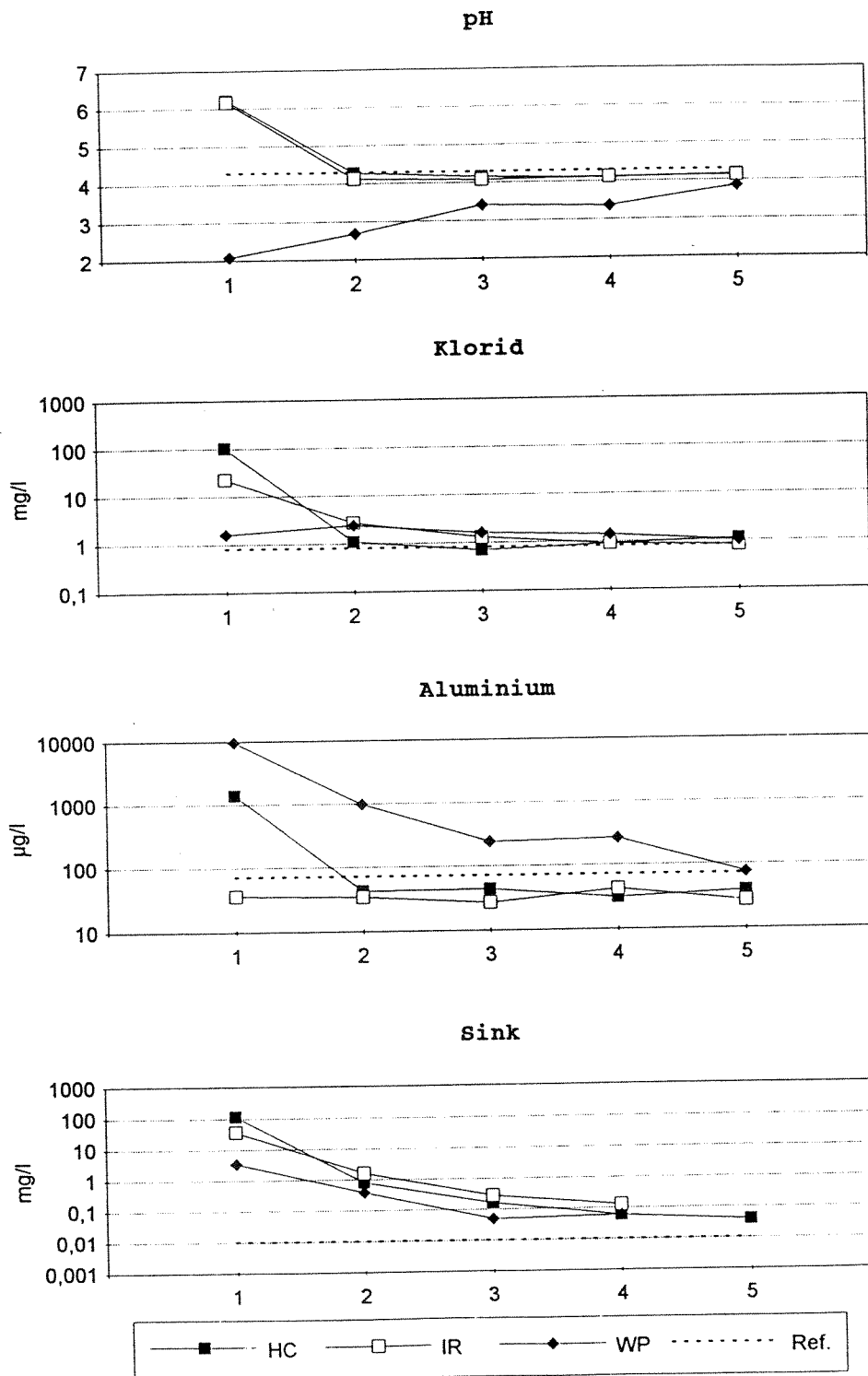


Fig.7 pH og konsentrasjon av klorid, aluminium og sink i smeltet snø ved røykforsøkene på Haslemoen. 1=0m, 2=50m, 3=100m, 4=150m, 5=250m

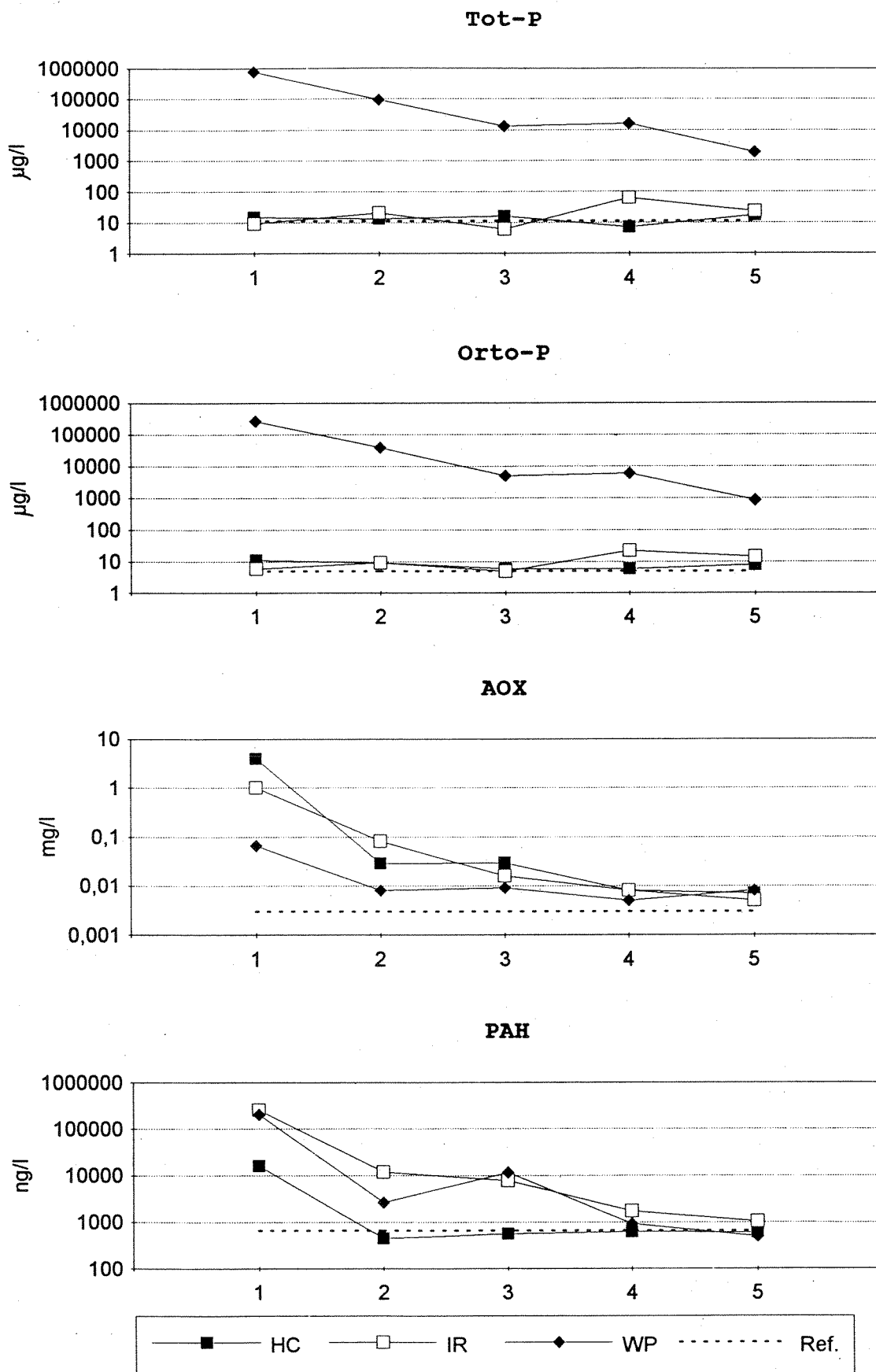


Fig.8 Konsentrasjonen av tot.P, orto-P, AOX og PAH i smeltet snø fra røykforsøkene på Haslemoen. 1=0m, 2=50m, 3=100m, 4=150m, 5=250m

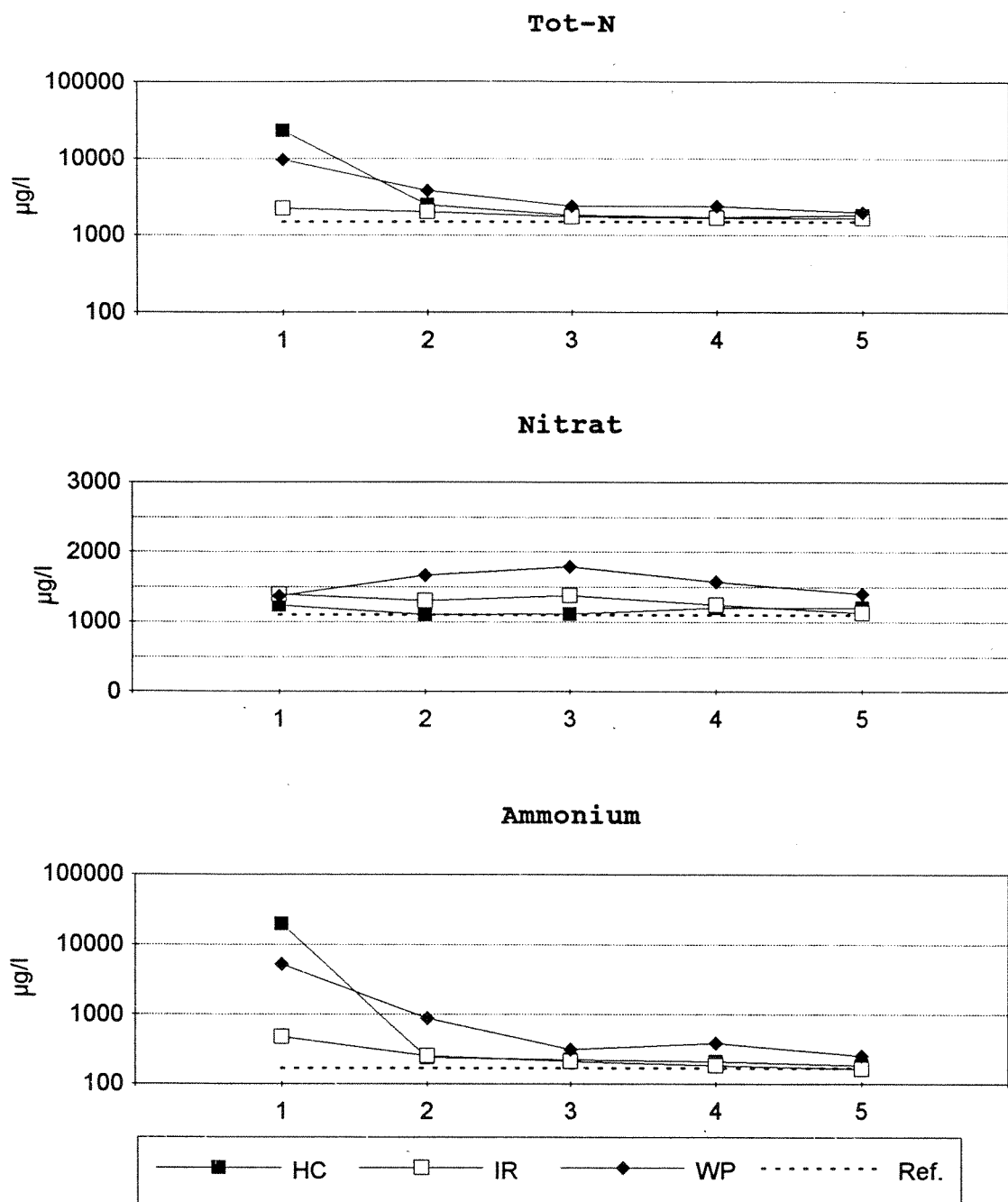


Fig.9 Konsentrasjoner av nitrogenforbindelser i smeltet snø fra røykforsøket på Haslemoen. 1=0m, 2=50m, 3=100m, 4=150m, 5=250m

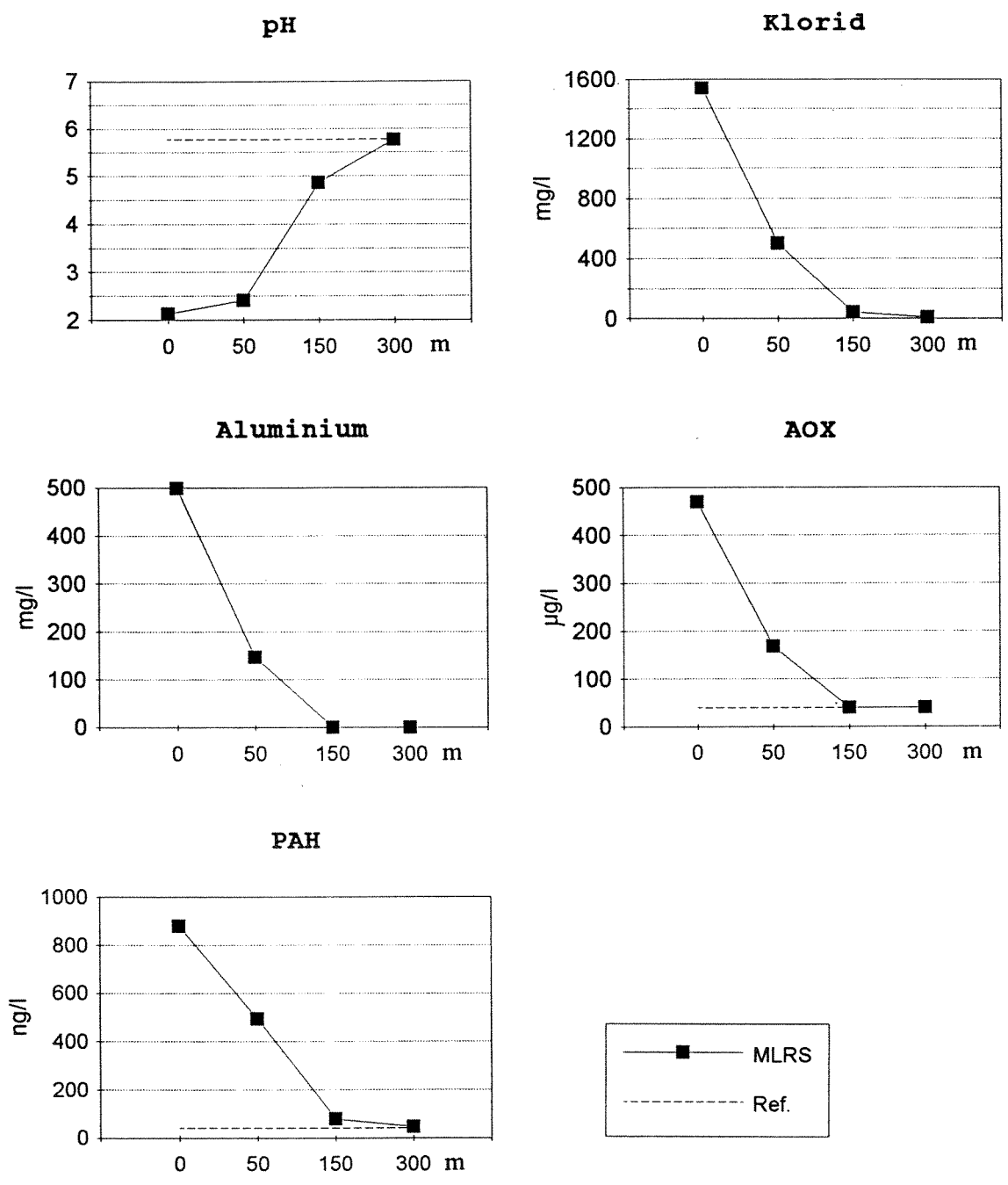


Fig.10 pH og konsentrasjoner av klorid, aluminium, AOX og PAH i smeltet snø fra LMRS-rakettskytingen på Hjerkinna på ulike distanser medvinds fra avfyringspunktet.

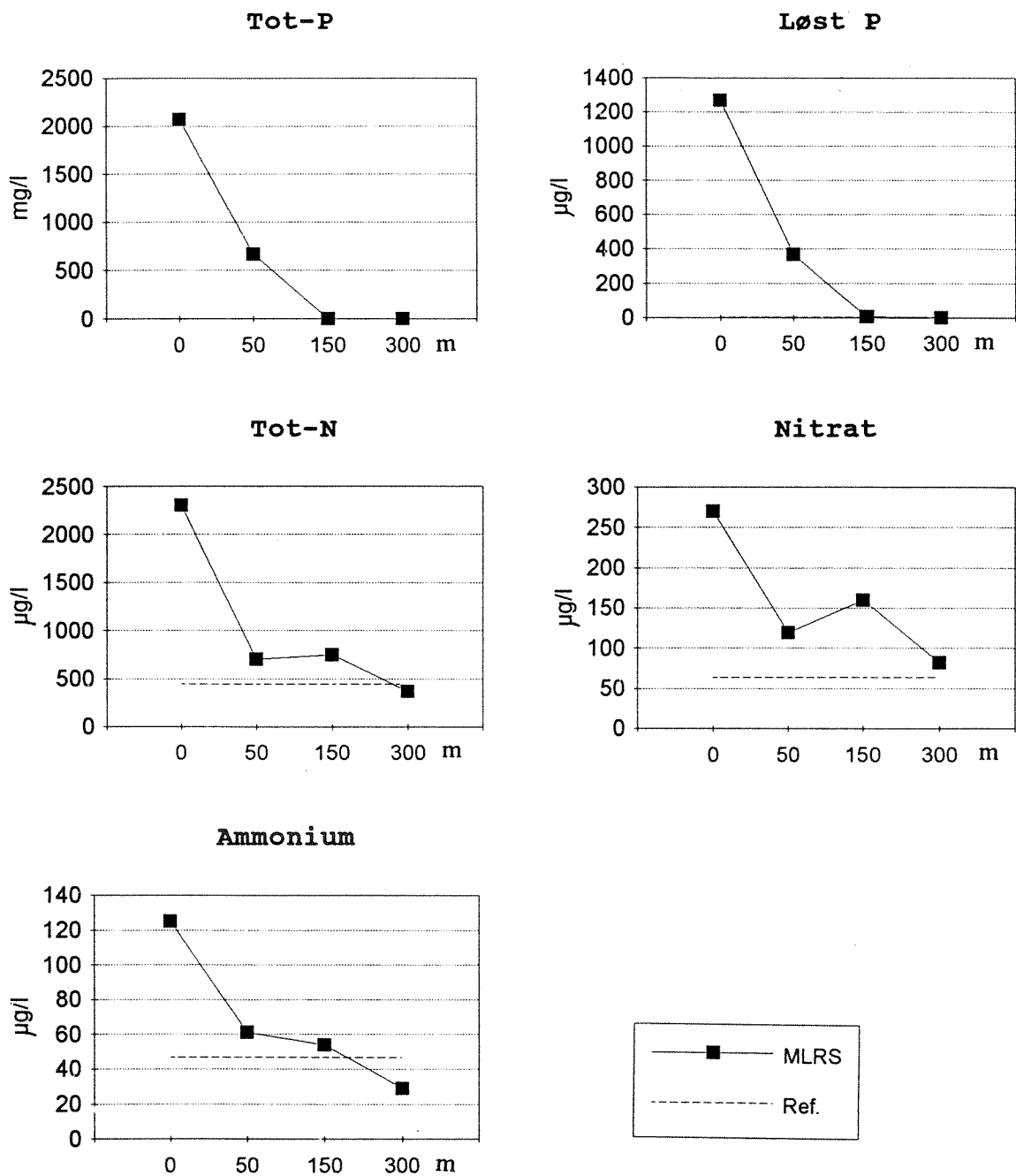


Fig.11 Konsentrasjoner av fosfor og nitrogenforbindelser i smeltet snø fra LMRS-rakettskytingen på Hjerkinna på ulike distanser medvinds fra avfyripunktet.

6.1. 76 mm skjermingsrøyk (spontan-/HC-røyk)

Røyken førte til en økning av pH med 2 enheter ved standplass (prøve 1 = 0 m). Fra prøve 3 og videre utover var det en svak nedgang i pH. Kontamineringsfaktorer for de andre stoffene er gitt i Tab. 3.

Tabell 3. Kontamineringsfaktorer ($K_f=C/C_0$) for forsøkene med 76 mm skjermingsrøyk (spontan-/HC-røyk).

Pr.nr	Cl	Tot-N	NH ₄	NO ₃	Tot-P	PO ₄	Al	Zn	AOX	ΣPAH
1	130	16	118	1,1	1,4	2,2	19	>11300	>1333	24
2	1,4	1,7	1,4	1,0	1,2	1,8	0,6	>79	>10	0,7
3	0,8	1,2	1,3	1,0	1,5	1,2	0,6	>16	>10	0,8
4	1,1	1,2	1,2	1,1	0,6	1,2	0,4	>6	>3	1,0
5	1,4	1,2	1,1	1,1	1,5	1,6	0,5	>4	>2	0,9

Det ble registrert en markert til sterk økning i konsentrasjonene av klorid, aluminium og nitrogenforbindelser (særlig ammonium) ved standplass, men ingen eller svært liten økning av disse forbindelsene i prøvene videre utover. Det var ingen eller liten kontaminering av fosfor i snøen fra denne røyktypen. Snøen var meget sterkt forurenset av sink på standplass og gradvis mindre forurenset med økende avstand.

Det ble registrert en meget sterk økning av AOX-konsentrasjonen ved standplass, et markert påslag også ved prøve 2 og 3, men klart mindre ved prøve 4 og 5. AOX-konsentrasjonen ved standplass var mer enn 1000 ganger referanse-konsentrasjonen og må betegnes som meget høy (jfr. tabell 1).

På bakgrunn av konsentrasjonene av AOX i snøen er det mulig å gjøre et estimat på hvor mye AOX som ble avsatt på bakken p.g.a. røykforsøket: Vi antar en "bakgrunnskonsentrasjon" i snøen lik den konsentrasjonen som ble målt i referanseprøven. Ved å ta hensyn til dette, totalt vannvolum i hver prøve samt det arealet den representerer er det beregnet en arealveid "middelkonsentrasjon" på 240 µg/m². Det er videre beregnet at det berørte arealet var på ca. 16000 m² (=16 da). Den totale mengden AOX-nedfall lokalt blir da i størrelsesorden ca. 3.8 g. I tillegg vil noe spres diffust utenfor området. Til sammenligning kan det nevnes at en middels stor bekk med antatt middelkonsentrasjon på 10 µg/l (jfr. Tab. 1) og en vanntransport på 10 mill. m³/år vil ha en årstransport av AOX på ca. 100 kg.

Snøen var sterkt forurenset av PAH-forbindelser ved standplass, mens det ikke ble registrert noen økning av PAH i snøen videre utover. Økningen ved standplass var hovedsakelig forårsaket av lette forbindelser som naftalener, bifenyl, fluoren og fenantren. Disse vil i stor grad fordampe og blåse bort. Derfor var det lite som ble avsatt på snøen lengre fra standplass. De nevnte forbindelsene regnes ikke blant de potensielt kreftfremkallende. Det var imidlertid også en klar økning i konsentrasjonen av flere KPAH-forbindelser som f.eks. benzo(a)pyren (129 ng/l) på standplass.

Gjennomføres et tilsvarende regnestykke som for AOX, får en en arealveid "middelkonsentrasjon" på 0.8 µgPAH/m². Dette gir en PAH-avsetning lokalt p.g.a. dette røykforsøket på ca. 13 mg.

6.2. IR-røyk

IR-røyken førte til en økning av pH med ca. 2 enheter på standplass i forhold til referansen. Fra ca. 50m og videre utover ble det registrert litt lavere pH enn i referanseprøven. Kontamineringsfaktorer for de andre stoffene er gitt i Tab. 4.

Tabell 4. Kontamineringsfaktorer ($K_f=C/C_0$) for forsøkene med IR-røyk.

Pr.nr.	Cl	Tot-N	NH ₄	NO ₃	Tot-P	PO ₄	Al	Zn	AOX	ΣPAH
1	29	1,5	2,8	1,3	0,8	1,2	0,5	>3560	>333	390
2	3,3	1,4	1,5	1,2	1,9	1,8	0,5	>159	>27	18
3	1,6	1,2	1,2	1,3	0,5	1,0	0,4	>28	>5	12
4	1,1	1,1	1,1	1,1	6	4,4	0,6	>13	>2,7	2,6
5	1,0	1,1	1,0	1,0	2,1	2,8	0,4	ca.1	>1,7	1,6

Det ble registrert ingen eller liten til moderat økning i konsentrasjonene av nitrogenforbindelser, fosfor og aluminium som følge av avsetning av IR-røyk. Økningen av fosfor-innholdet var mest påtagelig et stykke fra standplass (ca. 150-250 m). Forsøket førte til en meget sterk økning i konsentrasjonen av sink og til dels klorid i området nærmest standplass. Konsentrasjonene avtok gradvis til omtrent samme nivå som i referanseprøven ved ca. 250 m.

Avsetning fra IR-røyken førte til et sterkt påslag av AOX i området nærmest standplass. Konsentrasjonen på standplass var mer enn 300 ganger høyere enn referanse-konsentrasjonen og må betegnes som høy. Total mengde AOX avsatt lokalt på snøen p.g.a. røykforsøket er beregnet til ca. 1.7 g.

Snøen var meget sterkt forurensset av PAH-forbindelser på standplass (ca. 400 ganger konsentrasjonen i referanseprøven). Forurensningen avtok forholdsvis raskt videre utover til litt høyere enn referansekonsentrasjonen ved ca. 250 m. Den høye konsentrasjonen ved standplass var forårsaket av såvel lette som tyngre PAH-forbindelser. De potensielt kreftfremkallende forbindelsene (KPAH) ble også registrert i så høye konsentrasjoner som 42050 ng/l (sumKPAH) hvorav benzo(a)pyren representerte 4490 ng/l. PAH-konsentrasjoner av denne størrelsesorden må karakteriseres som meget høye (jfr. Tab. 2), og en må anta at de vil kunne gi toksiske effekter på vannorganismer. En må likevel bemerke at det her kun er foretatt målinger på det øverste mest forurensede sjiktet av snøen.

Total mengde PAH avsatt på snøen lokalt ved dette forsøket er beregnet til ca. 390 mg.

6.3. WP-røyk

Forsøket med WP-røyk førte til en sterk forsuring av snøen som var merkbar også i prøven lengst fra standplass. Reduksjonen i pH skyldtes fosforsyre som dannes under forbrenningsprosessen. Ved standplass var surhetsgraden mer enn 2 pH-enheter lavere enn i referanseprøven. Kontamineringsfaktorer for de andre stoffene er gitt i Tab. 5.

Tabell 5. Kontamineringsfaktorer ($K_f=C/C_0$) for forsøkene med WP-røyk.

Pr.nr	Cl	Tot-N	NH ₄	NO ₃	Tot-P	PO ₄	Al	Zn	AOX	ΣPAH
1	2,0	6,6	31	1,2	72090	53400	133	>333	>22	307
2	3,0	2,6	5	1,5	8482	7760	14	>38	>2,7	4
3	2,0	1,6	1,9	1,6	1218	1010	3,4	>5	>3	17
4	1,8	1,6	2,0	1,4	1464	1192	3,7	>6	>1,7	1,4
5	1,3	1,3	1,5	1,3	174	170	1,0	ca.1	>2,7	0,8

Forsøket førte til en mindre økning i konsentrasjonen av nitrogenforbindelser (særlig ammonium) i snøen nærmest standplass. Det ble imidlertid avsatt store mengder fosfor på snøen hvorav en stor del analytisk som ortofosfat. Forurensningen av snøen med fosfor var meget sterk nær standplass (ca. 70000 ganger høyere enn referansen), men betydelig også ved målepunktet lengst fra standplass. Den totale fosforavsetningen på snøen (innenfor det mest berørte arealet på ca. 16 da) er estimert til ca. 2 kg. Videre ble det registrert et markert til sterkt påslag av aluminium og sink i området nærmest avfyringspunktet, men liten økning i kloridinnholdet.

Det ble registrert mer enn 22 ganger høyere AOX-konsentrasjon ved standplass enn i referanseprøven, men forholdet avtok raskt (til 50 m) og endret seg ikke nevneverdig videre utover. Mengden lokal AOX-avsetning p.g.a. WP-røykforsøket er beregnet til 0.2 g.

Det ble registrert meget høye konsentrasjoner av PAH-forbindelser (>300 ganger referansen) ved avfyringspunktet etter WP-forsøket. Økningen var markert også ved ca. 100 m, men liten videre utover. Ca. 40 % av sumPAH i prøven fra standplass bestod av forbindelsen fluoranten, men her må det nevnes at kvantifisering av en rekke forbindelser ikke var mulig p.g.a. problemer i forbindelse med opparbeidingen av prøvene (se vedlegg). Det ble også registrert høye konsentrasjoner av forbindelser som fluoren, fenantren, pyren, benz(a)antracen (KPAH-forbindelse) og chrysen/trifenylene samt flere av de lettere disykliske forbindelsene.

Total mengde PAH-avsetning lokalt p.g.a. dette forsøket er beregnet til ca. 360 mg.

6.4. Rakettskyting (MLRS)

Det var sterk røykutvikling på standplass idet raketten ble avfyrt. Røykskya drev i kontakt med bakken omtrent til det punktet der 300 m-prøven ble tatt. Deretter fordelte den seg i lufta og ble borte. Det var mye nedfall å se på snøen ved standplass (0-prøven). Her var snøen grågul og hadde tint en del. Ved 50m var det også markert synlig nedfall, mens det ved 150 m og 300 m ikke var synlig nedfall på snøen.

Det ble registrert en nedgang i pH-verdiene (3.4-3.6 pH-enheter) (Fig. 10) i snøen på standplass og ved 50 m i forhold til referansen. I dette området var snøen svært sur. Dette skyldes dannelsen av saltsyre (HCl) ved avfyringen. pH-reduksjonen var også merkbar ved 150 m, mens det ikke var noen forskjell mellom 300 m-prøven og referansen. Kontamineringsfaktorer for de andre stoffene er gitt i Tab. 6.

Tabell 6. Kontamineringsfaktorer ($K_f=C/C_0$) for forsøkene med rakettskyting (MLRS)

Prøve	Cl	Tot-N	NH ₄	NO ₃	Tot-P	Løst P	Al	AOX	ΣPAH
0 m	1925	5	2,7	4,2	258 125	634	9596	12	21
50 m	625	1,6	1,3	1,9	83 000	184	2827	4	12
150 m	52	1,7	1,1	2,5	1,3	4	1,2	-	1,9
300 m	8	0,8	0,6	1,3	1,6	<0,5	2,7	-	1,1

Konsentrasjonen av nitrogenforbindelser (Tot-N, ammonium og nitrat) var noe forhøyet i området rundt standplass. Konsentrasjonene av de løste forbindelsene nitrat og ammonium var likevel ikke høyere enn det som er vanlig å finne i overflatevann i lite til moderat forurensede vassdrag. Mesteparten av nitrogenet var partikkelbundet. Tar en i betraktning at prøvene var tatt fra det øverste mest forurensede snølaget, kan en si at rakettskytingen totalt sett ikke førte til noen stor forurensning med nitrogenforbindelser.

Snøen var svært sterkt forurenset av fosfor i området fra standplass til ca. 50 m. I dette området var konsentrasjonen (Tot-P) ca. 80 000-260 000 ganger høyere enn i referansen med verdier på 664-2065 mg/l, som må sies å være meget høyt. Det ble også registrert en sterk økning (ca. 180-630 ganger referansen) av den løste fraksjonen av fosfor i dette området, men størstedelen av fosforet var partikkelbundet. Det var ingen signifikant økning av fosforkonsentrasjonen fra 150 m og videre utover.

Rakettskytingen førte til sterkt forhøyet innhold av klorid og aluminium i snøen ved standplass. Konsentrasjonen av klorid var ca. 600-1900 ganger referansekonsentrasjonen, og for aluminium var den ca. 2800-9600 ganger referansekonsentrasjonen. Nedfallet av klorid var merkbart lengre bort fra standplass enn for aluminium idet det også ble registrert et moderat påslag i kloridinnholdet i snøen ved 150 og 300 m. Økningen av aluminiumkonsentrasjonen var svært liten i dette området.

Det ble målt en markert økning av AOX-konsentrasjonen på standplass og ved prøvepunktet 50 m fra standplass, dvs. det området hvor det var synlig nedfall på snøen. Ved 150 m var det imidlertid ingen målbar økning i konsentrasjonen, dvs. konsentrasjonene i referanseprøven og ved 150 m var begge lavere enn nedre deteksjonsgrense.

Det er gjort et estimat på hvor store mengder AOX som ble avsatt på bakken p.g.a. rakettskytinga på tilsvarende måte som for røykforsøkene: Antatt "bakgrunnskonsentrasjon" i nedbør er her satt til 15 µg/l (jfr. Asplund 1992). Dette gir en arealveid "middelskonsentrasjon" på 312 µg/m². Arealet som ble belastet med nedfall er beregnet til ca. 8000 m² (= 8 da) (elipse med diametre 150 m og 50 m). Totalmengden AOX-nedfall lokalt på grunn av rakettskytinga blir da ca. 2.5 gram eller ca. 0.8 gram pr. rakett. I tillegg vil noe spres diffust utenfor området

Det ble registrert et markert påslag av PAH-forbindelser (sum PAH) i området nærmest utskytingspunktet (0-50 m). Verdiene kan likevel ikke sies å være spesielt høye (jfr. tabell 2). Økningen skyldtes i første rekke nedfall av forskjellige disykliske forbindelser som naftalener og bifenyl, som strengt tatt ikke er PAH-forbindelser, samt fenantren. Ingen av de nevnte forbindelsene regnes som potensielt kreftfremkallende. Den potensielt kreftfremkallende forbindelsen benzo(a)pyren ble påvist i referanseprøven og i to av de andre snøprøvene, men i lave konsentrasjoner (2-4 ng/l) under SIFF's grense på maks. 10 ng/l som veiledende norm for godt drikkevann.

Gjennomføres et tilsvarende reknestykke for PAH som for AOX, får en en arealveid "middelskonsentrasjon" på 352 ng/m². Arealet som belastes er beregnet til ca. 36 000 m². Ved beregningen av AOX-avsetningen ble det benyttet et mindre areal fordi konsentrasjoner høyere enn deteksjonsgrensa bare ble registrert ved prøvene fra 0 m og 50 m. Ved PAH-analysene ble det derimot målt konsentrasjoner over deteksjonsgrensa helt ut til 300 m. Dette gir en totalmengde PAH-nedfall lokalt p.g.a. rakettskytinga på ca. 13 mg eller ca. 4 mg pr. rakett. Mer enn 50% av dette er da disykliske forbindelser.

7. Diskusjon

I denne diskusjonen kalles 76 mm skjermingsrøyk for **HC-røyk**, 105 mm FH hvitt fosfor for **WP-røyk**, RA/NDRE IR for **IR-røyk** og røyken fra MLRS-rakettartilleriet for **MLRS-røyk**. Forurensningen fra denne aktiviteten kan inndeles i følgende hovedområder: Forurensning, eutrofiering (gjødslingseffekter), metaller og organiske mikroforurensninger.

Forsurning

WP- og MLRS-røyk ga betydelige pH-fall i området rundt avfyringsstedet. I begge tilfelle sank pH-verdiene til ca 2 fra i utgangspunktet henholdsvis 4,3 og 5,6. Hvitt fosfor er et kraftig reduksjons-middel som reagerer lett med halogener, svovel, nitrogen og mange metaller. Ved sprengningen utvikles en kraftig varme som lett oksyderer hvitt fosfor til fosforpentoksid som i nærvær av fuktighet reagerer til fosforsyre. Denne syren er relativt tung og har et høgt smeltepunkt, i allefall i forhold til saltsyre. Forsurningen ved WP-forsøket skyldes avsetning av denne syren på snø som i utgangspunktet har en liten bufferkapasitet. Dette vises bl.a også ved den parallele utviklingen i ortofosfatkonsentrasjonene langs transektet. Dette skjer til tross for at varmeløftet av røykskyen var betydelig. Vi må derfor anta at det var kun en liten del av denne sure, fosforholdige røykskyen som ble avsatt langs vårt transekt.

Forsurningen av MLRS-røyken må skyldes at den HCl i gassform som ble dannet ved avfyringen blåste ned i snøen hvor det ble dannet saltsyre ved smeltingen. For begge røyktypene avtok forsurningen med avstanden, men den var merkbar helt ut til 150m.

Følgende forhold gjør seg gjeldende: HC- og IR røyksatser utvikler sinkklorid ved forbrenning. Sinkklorid er et meget hygroskopisk stoff som reagerer med vann. Disse reaksjonene er eksoterme og frigir store mengder energi som fører til at røykskyen blir meget varm og lettere (lavere tetthet) enn den omgivende luften. Røykskyen stiger til værs. I røykskyen har sinkklorid reagert med vann og det dannes HCl og sinkoksid/hydroksid. HCl er en gass og vil følge den oppadstigende røykskyen, mens sinkoksidet/hydroksidet vil opptre i form av faste partikler med høy egenvekt, og derfor falle mot marken. Dette forklarer den nøytraliserende effekten på snøen som ble observert i umiddelbar nærhet av omsetningspunktet. Laboratorieforsøk med saltsyre (pH=4) og sinkoksid har bekreftet at sinkoksid er basisk og derfor reduserer hydroksoniumionekonsentrasjonen (K.O. Varmo pers. oppl.).

Næringsalter

WP- og MLRS-røyk produserte løste fosforforbindelser. Konsentrasjonene var spesielt høye i prøvene fra WP-forsøket (opptil ca. 1 g/l). Her var også konsentrasjonene ute ved 250m stasjonen fortsatt 100 ganger høyere enn bakgrunnsverdiene. Nesten alt fosforet forekom som ortofosfat dvs. saltet av fosforsyra, og er følgelig selvforklarende. Det er derimot ikke mulig for oss å forklare de høye målingene av total fosfor ved MLRS- forsøket, da det ikke er oppgitt at rakettsystemet inneholder fosforkomponenter. Varmeutviklingen ved avfyringen smeltet snø, og det kan ha blitt blandet noe terrestrisk materiale inn i prøvene, men dette kan likevel ikke forklare disse høye verdiene. Det dannes også over 1 mg/l løst fosfor nær avfyringspunktet. Dette forholdet må derfor forbli uforklart.

Alle forsøkene, untatt IR-røyken produserte løste nitrogenforbindelser i form av ammonium og noe nitrat (som kan være dannet under prøvebehandlingen). Det antas at dette har sin årsak i sprengstoffet som benyttes i granatene. Vi kan ikke peke på andre kilder. Det er ellers vanskelig å forklare hvorfor ammoniumverdiene skulle være såvidt høye i WP-forsøket der granaten består av hvitt fosfor, et hylster og en høgeksplosiv sprengladning. Sprengladninger er ofte N-holdige (f.eks. ammoniuperklorat, TNT, dynamitt etc.).

Granaten sprenges v.h.a. et høgeksplosiv tetrytol 75 % tetryl + 25 % TNT via en overdragsladning av ren tetryl. Detonasjonshastigheten er 7700-8000 m/s, og det er en detonasjonstemperatur på 3400 °C.

Det dannes 730 l gass pr. kg tetrytol. Alt sprengstoff er omsatt før granaten brister og river opp det hvite fosforet i denne reduserende atmosfæren. Høgeksplivnet har en negativ oksygenbalanse som da sammen med det hvite fosforet overfører de nitrogenoksidene som er tilstede til ammoniakk. Dette forklarer den høye konsentrasjonen av NH_4^+ -ioner i umiddelbar nærhet av sprengningspunktet, dvs. i den reduserende gassen.

Metaller.

Alle forsøkene på Haslemoen bidro til å øke konsentrasjonen av sink betydelig. For HC- og IR-røykens vedkommende kan dette forklares ved dannelsen av sinkoksider/hydroksider ved forbrenningen. Vi kan derimot ikke forklare hvorfor dette forholdet også skjer for WP-røyk. Det er mulig at det skjer en reaksjon med granatens metalldeleer ved de høye temperaturer som dannes ved sprengningen og forbrenningen, men dette blir mest spekulasjoner. De høye aluminiumverdiene som også registreres ved WP-forsøket skyldes antagelig aluminium i TNT som ble brukt ved avfyringen. For HC-røykens tilfelle er det aluminiumtilsetningen som benyttes for å regulere brenntiden som er aluminiumskilden. Det var ingen økte konsentrasjoner av aluminium ved IR-forsøket.

Organiske mikroforurensninger

HC-røyken og til dels IR-røyken førte til en sterk økning av AOX-innholdet i snøen rundt avfyringspunktet. Økningen var betydelig også for WP- og MLRS-røyken, men klart mindre enn for de førstnevnte røyktypene. Forsøkene har vist at det avsettes AOX-forbindelser på bakken ved bruk av slike ammunisjonstyper. Målingene har ikke vist hvilke forbindelser det dreier seg om, men ettersom produktene inneholder betydelige mengder klorforbindelser, er det rimelig å anta at det er snakk om klorerte hydrokarboner. Når det gjelder HC-røyken, kan dette for en stor del dreie seg om hexaklobenzen (HCB) (se kpt. 3).

Forsøkene med IR-røyk og WP-røyk resulterte i meget høye konsentrasjoner av PAH-forbindelser i snøen omkring avfyringspunktet. Økningen i PAH-konsentrasjonen var klart mindre for HC-røyken, og de laveste PAH-verdiene ble funnet ved MLRS-skytingen. IR-røyken er basert bl.a. på PAH-forbindelsen antracen, og det er derfor ikke overraskende at en vil finne igjen en hel del PAH fra dette forsøket i snøen. Antracen ble imidlertid ikke påvist i prøvene nærmest avfyringspunktet, men ble funnet i betydelige konsentrasjoner fra ca. 100 m og utover. Nærmest avfyringspunktet var PAH dominert av forbindelser med relativt lav molekylvekt samt fluoranten og pyren. Flere av de potensielt kreftfremkallende forbindelsene ble også påvist i høye konsentrasjoner ved dette forsøket.

Kvantifisering av flere av PAH-forbindelsene bød som nevnt på problemer ved WP-forsøket. Bant de kvantifiserte forbindelsene representerte fluoranten ca. 40 % og den potensielt kreftfremkallende forbindelsen benz(a)antracen ca. 10 %. Vi har ikke funnet noen god forklaring på hvorfor det dannes såpass mye PAH p.g.a. WP-røyken. Dette kan imidlertid skyldes reststoffer etter påleggsledningen. Ved eventuelt senere forsøk bør dette undersøkes nærmere.

Også ved HC-røykforsøket ble det registrert høye konsentrasjoner særlig av de lettere disykliske forbindelsene samt fluoren og fenantren, men konsentrasjonen av flere av de potensielt kreftfremkallende forbindelsene (bl.a. benzo(a)pyren) var også klart forhøyet i forhold til referansen.

Økologiske konsekvenser

De største effektene må selvfølgelig forventes nærmest avsetningspunktet. Dersom ikke jord og vann i dette området har gode bufringsegenskaper kan lokale forsureningseffekter oppstå. Det ble også avsatt såvidt store konsentrasjoner av metall og organiske mikroforurensninger at lokale effekter må forventes i dette området. Gjødslingseffekten var betydelig for WP-røyken. Det kan nevnes at atmosfærisk

avsetning av fosfor i løpet av et år oftest er i størrelsesorden 20-80 mg P/m² i Norge, mens avsetningen i transektet på Haslemoen var 3-1400 mgP/m² i dette forsøket. Da vi i tillegg vet at hoveddelen av skyen drev over målområdet og ble avsatt utenfor dette må gjødslingseffekten være betydelig. Det var beskjedne mengder WP-granater som ble avsatt i forhold til f.eks hva som kan være aktuelt ved et demoleringsprogram. I slike tilfeller kan gjødslingseffekter oppstå også over et større område. Dersom dette skjer i tilknytning til nasjonalparker eller verneområder, kan dette være uønsket. Med unntak av WP-røyken må forurensningsproblematikken rundt de forsøk som er gjort her anses å være av lokal karakter. Vi vil imidlertid gjøre oppmerksom på at de avsatte mengder som ble gjort i våre forsøk var av beskjeden karakter. Dersom mengden skaleres opp f.eks ved øvelser eller demoleringsprogram vil også omfanget av forurensningen fordeles over et større område og derved også påvirke omkringliggende områder.

8. Litteraturliste

- Asplund, G. 1992. On the origin of organohalogens found in the environment. (Diss.) Linköping studies in art and science 77. ISBN 91-7870-890-7.
- Berglind, L. & E. Gjessing 1980. Utprøving av analysemetoder for PAH og kartlegging av PAH-tilførsler til norske vannforekomster. NIVA-rapport. Løpenr. F.378. 48 s.
- Boye, B. & K.O. Varmo 1992. Environmental pollution from smoke ammunition. Unpublished paper at Conference on Environmentally Sound Life Cycle Planning of Military Facilities and Training Areas. Dombås sept. -92. Raufoss A/S. 9 pp.
- Broberg, O. (Red.) 1990. Vättern 90. Vattenvårdsplan för Vättern. Vätternvårdsförbundet. ISSN 02800-9435.
- Bækken, T. 1994. Trafikkforurensset snø i Oslo. NIVA-rapport. Løpenr. 3131. 60 s.
- Holtan, G., D. Berg, H. Holtan & T. Hopen 1992. Paris Convention. Annual report on direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1991. B. Data report. NIVA-report. Serial no. 2777. 104 pp.
- Holtan, G., L. Berglind & H. Holtan 1994. Maridalsvassdraget. PAH i vann og sedimenter sammenlignet med Femunden og Farris. NIVA-rapport. Løpenr. 2994. 28 s.
- Hovind, H. 1993. Anvendelse og prinsipp for de kjemiske analysemetodene som benyttes ved NIVA. NIVA-dokument nr. X 28. 29 s.
- IARC 1987. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risk of chemicals to humus. Overall evaluation of carcinogenicity: An updating of IARC monographs volume 1 to 42. Suppl. 7. Lyon, France.
- Knutzen, J. 1989. PAH i det akvatiske miljø - opptak/utskillelse, effekter og bakgrunnsnivåer. NIVA- rapport. Løpenr. 2205. 107 s.
- Løvik, J.E. & B. Boye 1994. Forurensning i forbindelse med skyting med rakettartilleri (MLRS). Foreløpige resultater og vurderinger. NIVA Østlandsavdelingen. Notat. 7 s.
- Sejlitz, I. 1993. Eksplosivlære. Lærebok i eksplosivlære bl.a. nyttet til intern utdanning av arbeidsledere ved Nobel Kemi AB, Bofors AB og Raufoss A/S. Norsk utgave 1993.
- Statens forurensningstilsyn 1986. Miljøgifter og overvåkingsresultater 1984. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 216/86. TA-607. 147 s,
- Statens institutt for folkehelse 1987. G2 Kvalitetsnormer for drikkevann. ISBN-82-7364-013-2. ISSN 0800-7195. 72 s.

9. Vedlegg

Vedlegg 1

- **Sammensetning av forskjellige røyksatser**
- **PAH i karbon fra brenning av IR-røyk og deres konsentrasjoner i luft som funksjon av avstanden i vindretningen og vindhastighet 1 m/s (matematisk modellert)**

Sammensetning av forskjellige røyksatser (prosent)

	RS-74	RS-75
Heksakloretan	53,1	51,0
Sinkpulver	36,1	33,0
Sinkoksid	10,0	12,0
Aluminiumpulver	0,5	4,0
Silisiumdioksid	0,3	0,3 (added)

	RS-73 Spontanrøyk
Sinkpulver	33
Ammoniumperklorat	27
Klorkautsjuk	40
Grafitt	0,5 (added)

	RS-72 Tennsats
Jernoksid	26,2
Silisium	15,0
Aluminiumpulver	13,0
Trekull	4,0
Kaliumnitrat	41,8

**POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS (PAH) IN CARBON
FROM BURNING NDRE/RA-IR-SMOKE AND THEIR CONCENTRATION IN THE AIR
AS FUNCTION OF DISTANCE IN WIND DIRECTION AND WINDSPEED 1 m/s**

PAH	NILU Test No. 94/62 µg/g Carbon	Distance from the smoke canister (m)				
		20 µg/m ³	100 µg/m ³	150 µg/m ³	200 µg/m ³	250 µg/m ³
Naphthalene	1405	98	7	3,6	2,5	1,80
2-Methylnaphthalene	53,6	3,75	0,28	0,14	0,10	0,07
1-Methylnaphthalene	25,0	1,75	0,13	0,07	0,05	0,03
Biphenyl	575	40,2	3,00	1,5	1,00	0,07
Acenaphthylene	42,2	2,95	0,22	0,11	0,07	0,05
Dibenzofuran	598	41,9	3,11	1,55	1,00	0,80
Fluorene	620	43,4	3,22	1,61	0,10	0,80
Dibenzothiophen	36,5	2,6	0,19	0,10	0,07	0,05
Phenanthrene	4482	313	23	12	8	6
Anthracene	14786	1035	77	38	26	19
Fluoranthene	1912	130	10	5	3,5	2,5
Pyrene	40,5	2,8	0,2	0,1	0,07	0,05
Benzo(a)fluorene	7,4	0,52	0,04	0,02	0,01	0,01
Benzo(ghi)fluoranthene	101	7,1	0,53	0,26	0,18	0,13
Benz(a)anthracene	65,8	4,6	0,35	0,17	0,13	0,09
Chrysen/phenylene	80	5,6	0,41	0,21	0,14	0,10
Benzo(bjk)fluoranthenes	366	25,6	1,90	0,95	0,70	0,50
Benzo(a)fluoranthene	28,7	2,0	0,15	0,08	0,06	0,04
Benzo(e)pyrene	32,1	2,24	0,02	0,08	0,06	0,04
Benzo(a)pyrene	5,5	0,38	0,03	0,02	0,01	0,01
Perylene	15,2	1,06	0,09	0,04	0,03	0,02
Inden (1,23-cd)pyrene	85,8	6,00	0,44	0,22	0,15	0,11
Dibenzo(ac/ah)anthracene	27,3	1,9	0,14	0,07	0,05	0,03
Benzo(ghi)perylene	17,2	1,20	0,09	0,05	0,03	0,02
Anthanthrene	13,6	0,95	0,07	0,04	0,03	0,02
Coronene	46,6	3,2	0,24	0,12	0,09	0,06
Total PAH in Carbon	2,5%					

Vedlegg 2

Prosedyre ved prøvebehandling samt karakterisering av prøvene ved røykforsøkene på Haslemoen.

Innledning:

Ut i fra prosjektets spesielle konsept ble det underveis høstet en rekke nye erfaringer mhp. håndtering av prøver med et såvidt stort volum.

Hvordan vi ved NIVA skulle løse overføringen av 40 l. snø til en 10 l. spesialpreparert Pyrexglass-flaske, og samtidig unngå kontaminering av forskjellig art medførte en rekke praktiske problemer av varierende art.

Spesielt var volum kontra plass til tining et problem. Preparering av stålmelkespann (16 stk à 40l) samt prøvetaging var kanskje den letteste etappen. Etter endt prøvetaging ble prøvene kjørt til NIVA's marine forskningsstasjon på Solbergstrand ved Drøbak i des.-93. Så fulgte et nitidig planleggingsarbeid ved NIVA's OMF-gruppe (Organiske Mikro Forurensninger) i samråd med forsker Lasse Berglund v/OMF, og forskningsleder Dag Berge ved Vassdragsavdelingen.

Avgjørelsen om hvorledes og hvor overføring og tining av snøprøvene skulle gjøres ble med basis i tidligere og lignende forsøk prøvetaging, og den ervervede kunnskap under samtaler med ovennevnte personer tatt (av Tom Tellefsen, Lill Ann Kromvall og Jon Erik Engen ved OMF-gruppa).

Prøvene ble besluttet overført og tint på Solbergstrand av praktiske årsaker samt vurdert og medføre minst kontamineringsfare. Så fulgte en rekke praktiske forberedelser forut for selve overføringen. Det ble spesialbestilt 16 stk. meget store plasttrakter (polyetylen) fra Tyskland som ankom NIVA ca. 5/1-94.

Et annet problem som måtte løses var at etter endt tining skulle hver av prøvene splittes dvs. delprøver til AOX, Tungmetaller og Næringssalter. Kontakt ble opprettet med PF v/Anne Dahldorff som skulle foreta AOX-analysene. Her ble det forespeilet oss at delprøven fortrinnsvis burde overføres til en 1 l. plastflaske som etterpå ble fryst ned. Plastflaskene måtte rengjøres grundig ut i fra vanlig lab. standard, og deretter legges i et svakt syrebad med HNO_3 i 1-2 døgn.

En stor polyetylenkasse (40 l.) ble grundig vasket med Deconex, og skylt 3x med springvann, og 3x med dest.vann. Deretter ble det fylt i 34 l. dest.vann, og 1 l. 65% HNO_3 . En liters plastflaskene var på forhånd vasket med samme prosedyre som kassen. Deretter ble flaskene senket i syrebadet og ble liggende der i 2 døgn, tatt ut, og skylt 3x m/dest. vann. Så ble alt utstyret merket/kodet, og pakket i separate esker/kasser:

Utstyr som var med:

16x10 l. Pyrex fl. til PAH (Vasket med Kromsvovelsyre, rensset med Aceton, og glødet i 12t. v/550°C)

16x1 l. plastflasker til AOX.

16x1/2 l. plastflasker til næringssalter.

16x40 ml. Nalgene plastflasker til tungmetaller.

16 stk. plasttrakter.

Underveis til Solbergstrand ble det kjøpt inn 6 stk. lekespader i plast, små vanlige som barn leker med i sandkassa, noe som viste seg å være nær ideelt for det forestående arbeide.

På Solbergstrand foretok vi en grundig vurdering av hvor det var mest praktisk og rigge seg til mhp. overføring og tining av snøen. Valget falt på Vaske- og spylrommet som er stort og åpent, fryserommet er i direkte tilknytning, store gjennomgangsmuligheter, kort til egnede vasker og kummer med tilgang til varmtvann, og laboratorie-faciliteter nær ved til vask av utstyr før, under og etter overføring.

Metode (Solbergstrand).

Til hvert 40 l. spann m/snø (i alt 16 stk., mkr: REF, 1-5 VP, 1-5 HC og 1-5 IR) hadde vi en stor plasttrakt som på forhånd var rengjort, og en 10 l. rensset og glødet Pyrex glassflaske som snøen skulle overføres til.

Redskapet til overføring var en vel rengjort grønn plastlekespade. Vi var tre stykker som rigget oss til bortover på linje. Alt utstyret var godt merket slik at eventuell Krysskontaminering manuelt skulle unngås.

Plasttrakten ble plassert med tuten oppi 10 l. Pyrex gl.fl., stålmelkespannet åpnet hvor følgende ble observert:

Snøen var delvis nedtint, fryst igjen slik at den dannet en flaskelignede form i stålspannet. Snøen ble skuffet ut og overført til trakten, her ble snøen malt i stykker med spaden så godt det lot seg gjøre, og stappet med skaftet av spaden ned igjennom plasttraktens tut over i 10 l Pyrex gl.fl.-en. Arbeidet var tidkrevende, og tildels vanskelig pga. snøens småisete konsistens i ytterste laget i stålspannet.

Snøen ble så satt til tining. I alt var det kapasitet til å tine snø i 8 stk. 10 l Pyrex gl.fl. av gangen med opptil to påfyll av varmet vann. Snøprøvene tinte med forskjellig hastighet, og mer snø ble fylt på etterhvert som de tinte.

Snøen ble skuffet ut av stålspanna i 2-3 omganger med tining imellom av snøen. Stålspanna ble i hver omgang etter uttak plassert tilbake i fryserrommet for å unngå nedsmelting. Plastspadene ble vasket i Deconex og skylt med dest. vann mellom hvert uttak.

Da omtrent all snøen var skuffet/hakket ut av dunkene, snudde vi dem på hodet over plasttrakten, og slo med en grov slaghammer i bunn og langs kanten rundt på utsiden av stålspannet med bra resultat.

Det var minimalt med snø, og isrester som satt igjen inne i stålspanna etter denne behandlingen. Ved retur til NIVA i Oslo var det kun et fåtall av snøprøvene som var helt nedtint. Ute i gangen hadde vi satt opp 16 stk. spesiellagde kasser til 10 l. Pyrex glassflasker som benyttet ved forsendelse/transport til å ha prøvene i.

Observasjoner under overføring av snøen:

De prøvene som pekte seg ut var 1&2 VP, 1&2 HC og 1-2 IR. 1 VP oppførte seg ekstraordinært. Ved åpning av spannet slo en hvitløkaktig dunst imot oss samt lukt av kruttslam. Da vi ikke visste hvilken gass dette dreide seg om ble iverksatt strenge forholdsregler ved det videre arbeidet.

Ved overføring og nedtining ble det etterhvert kraftig røykutvikling, men da i 10 l. Pyrex gl.fl. Dette har vedvart under hele prosessen med tining, splitting og opparbeiding av denne prøven, med stadig røykutvikling mm. Se forøvrig Tab.1.

2 VP oppførte seg langt penere, men med markert lukt av fosgen. 1&2 HC luktet kruttslam, og 1 HC ble helt svart. Ved nedtining av 1 IR ble det nesten sotsvart grøt med store partikler.

Prøvene ble innstallert på NIVA, og tatt ut av emballasjen, og plassert i lab. UO4 for fortsatt tining.

Metode på NIVA's lab. forbehandling:

Snøprøvene ble etter at de hadde tint kjørt opp på laboratoriet i to puljer hvor de ble grundig ristet, og delprøver til AOX, næringssalter og tungmetaller ble tatt ut (Volum uttak pr. 10 l = 1,5 l). Dette ble foretatt i et eget rom pga. gassutvikling og luktplager i særdeleshet fra VP-serien (1-5) samt 1 HC + 1 IR. Det ble benyttet gassmaske og spesial gummihansker ved uttak av prøvevolumene.

Ved videre fordeling av næringssaltprøvene til tot.P/H, tot.N, NO₃, NH₄ så man seg nødt til å filtrere alt vannet pga. partikkelinnholdet.

Man stilte seg senere særs skeptisk til oppslutning av 1-5 VP-serien mhp. fosforgehalt, og mulig eksplosjonsfare ved bruk av trykkoker. Dette var ikke ubegrunnet noe vi skal komme tilbake til.

Ved OMF-gruppen fant man ut at det ville være lurt å splitte de visulet, og luktmessig mest kontaminerte småprøvene i tilfelle vi ville bomme mhp. indre standard og PAH-innhold. Først ble REF-prøven opparbeidet på vanlig måte (se METODE), og kjørt på GC-MSD for å finne ut bakgrunnsnivået idet aktuelle området. Deretter ble prøvene fortløpende opparbeidet. Prøvene 1-2 VP, 1 HC & 1-2 IR ble splittet i to pga. antatt høye nivåer, og rent analyseteknisk pga. kontaminering. Med de forannevnte prøver fikk vi alt fra moderate til store emulsjonsproblemer etter opprøring.

Prøve 1 VP står i en særstilling sammen med 2 VP. Etter opprøring sto det store fosforåler ut fra magneten, heverten vår ulmet som en stor sigar (røykutvikling i alle trinn underveis (fosgen/fosfin). Etter å ha knekt emulsjonen i syklohexanekstraktet ble prøven overført (200 ml.) til et spesiell-inndampningsrør (Zymark), og forsøkt dampet inn til 2 ml. til SiO₂ opprenskningskolonne.

På ca 10 ml var det bom stopp, væsken var svovelgul, rykende og blakket. Dessverre kom vi i skade for å miste ca. 1 ml. ned på papiret i avtrekket v/overføring til SiO₂-kolonne.

Etter 15-20 sek. fyrte det hele opp i avtrekket. Normalt vil et syklohexanextr. m/PAH bare fordampe bort. Zymarkrøret var nedleiret av gult slam som nærmest var uløselig m/cyklohex.

Etter SiO₂ ble det forsøkt å dampe inn extr. til sluttvolum (dette er normal prosedyre), men et blick på SiO₂-kolonna sa oss at dette ikke ville gå. Ganske riktig, en tilsvarende tilstand som inndampingen før SiO₂ oppsto, svovelgul/rykende/blakket, men med litt mindre styrke i alle nyanser en sist.

Under DMF-extr. ble prøven filtrert 2x gjennom glasscinter.

Prøven ble oppjustert til 60ml., og en DMF-opprensning (væske/væske-ekstraksjon) ble foretatt for ytterligere opprensning av extr. Ekstraktet ble så tørket over natten med Na₂SO₄, så overført til et nytt Zymarkrør for inndamping til SiO₂ på nytt. Extr. lot seg ikke dampe lenger ned enn til 4 ml. neongult/blakket, og rykende!?! Igjen var det sterkt gul avleiring i Z.rør og pipette. Etter SiO₂ for 2x ble extr. dampet inn til sluttvolum, men ble på 2ml. igjen blakket, og litt rykende

Vår siste mulighet var nå en GPC-opprensning. (Gel Permeasjon Chromatografi) Extr. ble konsentrert over i diktormetan, filtrert for å fjerne forstyrrende partikler. Etter endt GPC-behandling kommer extr. i Zymark-rør i diktormetanfase. Extr. dampes inn til 0,5-1 ml. og tilsettes cyklohexan, og dampes videre ned til ca 0,5 ml.

Sluttvolumet på 1 VP ble max. vial vol. som er 2 ml. for GC-kjøring. På bakgrunn av de erfaringer som her ble høstet med 1 VP ble alle prøvene kjørt rett til DMF etter opprøring, mens 2 VP, 1 HC, og 1-2 IR etter DMF ble dampet inn til GPC opprensning i tillegg før SiO₂.

Etter SiO₂ dampes prøvene inn til sluttvolum, og er klare for analyse

Tabell. Oversikt over snøprøvene mhp. volumer, visuelle observasjoner, og benyttede rensemetoder for klargjøring til kjøring på GC/MSD benyttet til kvantifisering av PAH-innhold.

Mrk.	NIVA-kode	liter vann til PAH	Farge	Lukt	Røyk-utvikling	Opprøring m/cyklohexan	Ekstrakt-farge	DMF	GPC	SiO ₂
REF	APE 1	5,91	Blank	Vann	—	X	Blank	X	—	X
*1 VP	2	4,57 1)	Sotsvart m/mye part.	Stikkende Sursøt Hvitløk som 1 VP bare svakere	Sterk i alle trinn	X	Sterk gul Fluoriserende	X	X	2X
2 VP	3	3,49 1)	Svart m/part.	Svake enn 1 VP, men markert	—	X	Gul	X	X	X
3 VP	4	4,53	Grålig svart	Svak hvitløk	—	X	Svakgul	X	—	X
4 VP	5	5,94	Grålig blakket	Ingen	—	X	Svakgul	X	—	X
5 VP	6	7,00	Lys grålig blank	Ingen	—	X	Blank	X	—	X
1 HC	7	3,38 1)	Sotsvart	Sterk Sot	—	X	Sterkgul	X	X	X
2 HC	8	6,60	Svart	Sot	—	X	Gul	X	—	X
3 HC	9	6,38	Gråsvart	Svak sot	—	X	Svakgul	X	—	X
4 HC	10	6,23	Grålig	Ingen	—	X	Svakgul	X	—	X
5 HC	11	6,68	Blank	Ingen	—	X	Blank	X	—	X
1 IR	12	2,87 1)	Sterk svart grøt m/sot	Krutt Brent	—	X	Knallgul Fluoriserende	X	X	X
2 IR	13	3,83 1)	Svart m/mindre sot	Brent	—	X	Svak ravgul Fluoriserende	X	X	X
3 IR	14	6,83	Gråsvart	Ingen	—	X	Gul	X	—	X
4 IR	15	7,00	Grålig	Ingen	—	X	Svakgul	X	—	X
5 IR	16	7,94	Blank m/gråskjær	Ingen	—	X	Blank	X	—	X

1) snø/vannprøven splittet i to før opparb. til PAH pga. konsistens og forventet høyt PAH-innhold, og som sikkerhet i tilfelle reanalyse

* se tekst. Prøve 1 VP har hele veien vært problematisk, krevende, og en sterk utfordring.

Vedlegg 3

Analyseresultater fra røykforsøkene på Haslemoen.

Tabell .Analyseresultater fra røykforsøk på Haslemoen

Pr. nr.	pH				Cl mg/l			
	HC	IR	WP	Ref.	HC	IR	WP	Ref.
1	6,21	6,16	2,08	4,29	104,0	22,8	1,6	0,8
2	4,27	4,12	2,69		1,1	2,7	2,4	
3	4,15	4,08	3,41		0,7	1,3	1,6	
4	4,11	4,12	3,35		0,9	0,9	1,4	
5	4,16	4,13	3,86		1,1	0,8	1,0	

Pr. nr.	NH4-N ug/l				NO3-N ug/l			
	HC	IR	WP	Ref.	HC	IR	WP	Ref.
1	19900	480	5250	169	1235	1395	1370	1100
2	240	255	875		1105	1305	1670	
3	225	210	315		1115	1380	1790	
4	210	185	390		1205	1245	1575	
5	185	165	255		1205	1130	1400	

Pr. nr.	Tot-N ug/l				PO4-P ug/l			
	HC	IR	WP	Ref.	HC	IR	WP	Ref.
1	23100	2255	9700	1475	11	6	267000	5
2	2470	2025	3790		9	9	38800	
3	1810	1735	2390		6	5	5050	
4	1730	1680	2390		6	22	5960	
5	1810	1665	1980		8	14	850	

Pr. nr.	Tot-P ug/l				Al ug/l			
	HC	IR	WP	Ref.	HC	IR	WP	Ref.
1	15	9	793000	11	1390	36	9600	72
2	13	21	93300		42	34	980	
3	16	6	13400		44	27	244	
4	7	63	16100		31	42	268	
5	17	23	1910		39	27	75	

Pr. nr.	Zn mg/l				AOX mg/l			
	HC	IR	WP	Ref.	HC	IR	WP	Ref.
1	113	35,6	3,33	<0,01	4	1	0,066	<0,003
2	0,79	1,59	0,38		0,029	0,082	0,008	
3	0,16	0,28	0,05		0,03	0,016	0,009	
4	0,06	0,13	0,06		0,008	0,008	0,005	
5	0,04	<0,01	<0,01		0,007	0,005	0,008	

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : RØYKNED
 Oppdragsnr. : 93258
 Prøver mottatt : 25.11.93
 Lab.kode : APE 7-12
 Jobb nr. : 93/227
 Prøvetype : Smeltevann, snø
 Kons. i : Ng/l
 Dato : 7.3.94
 Analytiker : Brg

1: 1 HC
 2: 2 HC
 3: 3 HC
 4: 4 HC
 5: 5 HC

Parameter/prøve	1	2	3	4	5
Naftalen	2728	33	31	37	37
2-M-Naf.	1057	10	11	15	13
1-M-Naf.	1945	10	10	13	11
Bifenyl	1705	3	3	3	5
2,6-Dimetylnaftalen	178	1	2	3	2
Acenaftalen	293	5	5	7	8
Acenaften	139				
2,3,5-Trimetylnaftalen	13				
Fluoren	1997	4	4	6	7
Fenantren	2260	64	75	82	89
Antracen	208	1	28	4	17
1-Metylfenantren	201	5	6	8	7
Fluoranten	607	87	101	114	111
Pyren	569	52	61	67	62
Benz(a)antracen*	256	8	11	14	12
Chrysen/trifenylene	714	43	55	68	62
Benzo(b)fluoranten*	357	46	61	73	68
Benzo(j,k)fluoranten*	107	13	17	20	19
Benzo(e)pyren	297	21	25	29	26
Benzo(a)pyren*	129	9	10	13	10
Perylen	37	2	2	4	3
Ind. (1,2,3cd)pyren*	96	17	19	24	22
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)		2	2	3	3
Benzo(ghi)perylene	131	18	18	22	20
Coronen					
Dibenzopyrener*					
SUM	16024	454	557	629	614
Derav KPAH(*)	945	95	120	147	134
%KPAH	5.8974	20.925	21.544	23.37	21.824
%Tørrstoff					

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).
 Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : RØYKNED
 Oppdragsnr. : 93258
 Prøver mottatt : 25.11.93
 Lab.kode : APE 13-16
 Jobb nr. : 93/227
 Prøvetype : Smeltevann, snø
 Kons. i : Ng/l
 Dato : 7.3.94
 Analytiker : Brg

1: 2 IR
 2: 3 IR
 3: 4 IR
 4: 5 IR
 5:
 6: 1 IR

Parameter/prøve	6	1	2	3	4
Naftalen	10500	97	37	24	18
2-M-Naf.	1015	14	11	14	7
1-M-Naf.	355	7	8	11	6
Bifenyl	10800	100	34	7	5
2,6-Dimetylnaftalen			2	2	2
Acenaftalen	25700	50	26	10	9
Acenaften	364				
2,3,5-Trimetylnaftalen	105				
Fluoren	43000	745	192	23	14
Fenantren	43800	3570	2240	302	188
Antracen			2110	540	173
1-Metylfenantren	5280	46	22	9	8
Fluoranten	36500	4090	1700	314	224
Pyren	22200	825	356	103	83
Benz(a)antracen*	11300	412	154	30	22
Chrysen/trifenylen	6760	300	175	84	73
Benzo(b)fluoranten*	11500	550	252	100	80
Benzo(j,k)fluoranten*	5770	206	87	30	24
Benzo(e)pyren	2930	139	72	35	29
Benzo(a)pyren*	4490	150	51	17	14
Perylen	710	29	18	3	2
Ind. (1,2,3cd)pyren*	7570	252	116	36	30
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1	1420	48	20	5	4
Benzo(ghi)perylene	4820	163	81	29	24
Coronen					
Dibenzopyrener*					
SUM	256889	11793	7764	1728	1039
Derav KPAH(*)	42050	1618	680	218	174
%KPAH	16.369	13.7	8.8	12.6	16.7
%Tørrstoff					

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).
 Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : RØYKNED
 Oppdragsnr. : 93258
 Prøver mottatt : 25.11.93
 Lab.kode : APE 1-6
 Jobb nr. : 93/227
 Prøvetype : Smeltevann, snø
 Kons. i : Ng/l
 Dato : 7.3.94
 Analytiker : Brg

- 1: Ref.
 2: 1 VP
 3: 2 VP
 4: 3 VP
 5: 4 VP
 6: 5 VP

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	21	3570	644	2580	71	52
2-M-Naf.	11	2454	145	3630	29	18
1-M-Naf.	8	2648	120	3520	28	15
Bifenyl	3	1500	69	65	16	7
2,6-Dimetylnaftalen	4	370		106	4	3
Acenaftylen	9	35	1	19	1	5
Acenaften	1	431		23	6	1
2,3,5-Trimetylnaftalen	1	616	5	6		
Fluoren	7	10900	384	36	33	11
Fenantren	74	20500	678	142	143	89
Antracen	9	424	536		11	3
1-Metylfenantren	10	2970	47	13	15	10
Fluoranten	110	82000	x)	1160	120	88
Pyren	66	27500	x)	100	91	53
Benz(a)antracen*	21	22700	x)	x)	39	9
Chrysen/trifenylen	73	23500	x)	x)	59	31
Benzo(b)fluoranten*	81	x)	x)	x)	80	38
Benzo(j,k)fluoranten*	24	x)	x)	x)	31	11
Benzo(e)pyren	32	x)	x)	x)	40	16
Benzo(a)pyren*	20	x)	x)	x)	42	10
Perylen	4	x)	x)	x)	9	2
Ind.(1,2,3cd)pyren*	35	x)	x)	x)	25	13
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1	7	x)	x)	x)	5	2
Benzo(ghi)perylen	27	x)	x)	x)	24	13
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	658	202118	2629	11400	922	500
Derav KPAH(*)	188				222	83
%KPAH	28.6				24.1	16.6
%Tørrstoff						

Anm.: Vi hadde store problemer med prøvene APE 2,3 og 4. Ekstraktene måtte renses gjentatte ganger med alle innarbeidede rensemetoder. Det var tydelig at prøvene også innholdt overskudd av et kraftig oksydasjonsmiddel (ammoniumpersulfat?) fordi det oppsto selvantennelse etter fordampning av prøverester. Disse forhold gjorde antakelig at det oppsto forstyrrelser i siste halvdel av kromatogrammene, bl.a. var de deutererte indre standardene blitt sterkt redusert. Kvantifisering av forbindelser merket x) ble derfor usikker og resultatene er ikke ført opp. Prøvene burde derfor eventuelt reanalyseres, vi har mer vann for prøvene APE 2 og 3.

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).
 Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

Vedlegg 4

Generell beskrivelse av raketter

Raketter

Av

Bjørn Boye (pensj. oblt.)

I Forsvarets våpenarsenaler inngår det et stort spekter av forskjellige typer rakettvåpen. Felles for de raketter som er aktuelle for bruk i det norske forsvar er at de har såkalte faststoffmotorer i motsetning til raketter med stor nyttelast og lang rekkevidde (kontinentale-/satelitt- eller romskipsraketter) som i mange tilfeller vil ha flytende drivstoff. Et slikt flytende drivstoff er hydrazin som i Forsvaret nyttes som drivstoff til reserveaggregatet i F-16 jagerfly.

Av de mere kjente raketter som nyttes av vårt forsvar kan nevnes M-72 panservernrakett (mindre rakett med kort rekkevidde), TOW som er en middelstung panservernrakett med midlere /lang rekkevidde (ca. 3000m), Penguin sjømålrakett og ASRAM luftmålraketter. Felles for alle disse er at de nytter en kruttmotor som fast drivstoff.

Forsvaret vurderer nå en fremtidig anskaffelse av et "MULTIPLE LAUNCH ROCKET SYSTEM" flerrørs artillerirakettssystem (MLRS). Systemet består av en ildenhets på 12 raketterør som kan skytes i en operasjon.

I raketter av denne typen vil en i dag alltid benytte et kompositt rakettdrivstoff. Dette er basert på ammoniumperklorat som oksydasjonsmiddel og aluminium og et polymer bindemiddel (Eks. Hydroksylterminert Poly-Butadien, HTPB). Gasstrømmen ut av rakettdysene vil ha en meget høy temperatur (ca. 2800 °C). Denne meget varme gassen vil ekspandere og blande seg med omgivende luft, men vil ha en meget høy temperatur i forhold til omgivelsene. Av disse grunner vil avgassene få et betydelig varmeløft, og en får oppblanding og stor spredning av eventuelle reststoffer. Denne turbulente spredning eller dispersjon vil være vanskelig å beregne, og en må her benytte seg av matematiske dispersjonsformler i en teoretisk konsekvensanalyse. For slike engangsfenomener som en rakettoppskyting vil være, vil en kunne komme svært skjevt ut ved å anvende den forventede glatte fordeling under konsekvensanalysen. Imidlertid kan en regne med at den initielle konsentrasjonen vil ha sunket til 1/30 på en avstand av 300 m. Dersom en da estimerer det videre konsentrasjonsforløp som funksjon av avstanden, vil konsentrasjonen synke videre og nærme seg asymptotisk null.

Forsvarets Forskningsinstitutt (FFI) har i forbindelse med gjennomføring av en kjemisk forsvarsanalyse utført beregninger for massekonsentrasjoner ved turbulent dispersjon. Ved hjelp av matematiske dispersjonsbeskrivelser vil en da kunne trekke konsentrasjonsfluktuasjon inn i en problemanalyse. Resultatet av disse beregninger som er utført på spredning av ulike typer stridsgasser, viser at en får svært uforutsigbare og vekslende konsentrasjoner i et undersøkt område. Terrengforhold og turbulente vindforhold medførte store variasjoner i konsentrasjonene innen forholdsvis begrensede områder. En ser derfor ingen grunn til å gå nærmere inn på slike spredningsberegninger i denne sammenheng.

Størst beregningssannsynlighet vil en ha i rakettsens utskytingsområde. Siden raketten her har aksellerert fra 0 og opp mot marsjfart på meget kort tid, vil en da samtidig også få de største gasskonsentrasjoner i utskytingsområdet. Etter bare svært kort flukttid vil raketten ha fått en hastighet på over mack 1 og en slik banehøyde at nedfall på bakken vil bli svært vanskelig å måle.

Generelle betraktninger ut fra et typisk rakettdrivstoff av denne typen:

I tillegg til rakettdrivstoffet vil en også ha en tennladning. For denne raketten er det oppgitt at tennladningen er av pyroteknisk type med 31 g Magnesium-Teflon.

Tegning av rakett og motor samt et flydiagram for rakettskytingen er vist i figurer nedenfor.

For den aktuelle rakett har produsenten oppgitt disse resultater av avgassens sammensetning:

Chemical	Grams Produced per 100 grams of propellant consumed	Total produced for 1 off M26/M28 Rocket Motor. (Kg)
AlOCl	0.33571	0.33
AlO ₂ H	0.09838	0.10
Fe	0.21837	0.21
HCl	17.999	17.64
N ₂	8.3129	8.15
OH	0.3745	0.37
Al ₂ O ₃	32.646	31.99
AlCl	0.766726	0.75
AlOH	0.047067	0.05
CO	22.16146	21.72
H ₂	1.9929	1.95
NO	0.0492	0.05
AlCl ₃	0.59715	0.59
Cl	1.166535	1.14
CO ₂	2.2617	2.22
H	0.097806	0.10
H ₂ O	9.13537	8.95
O	0.02032	0.02

Table 1. Rocket Efflux Profile

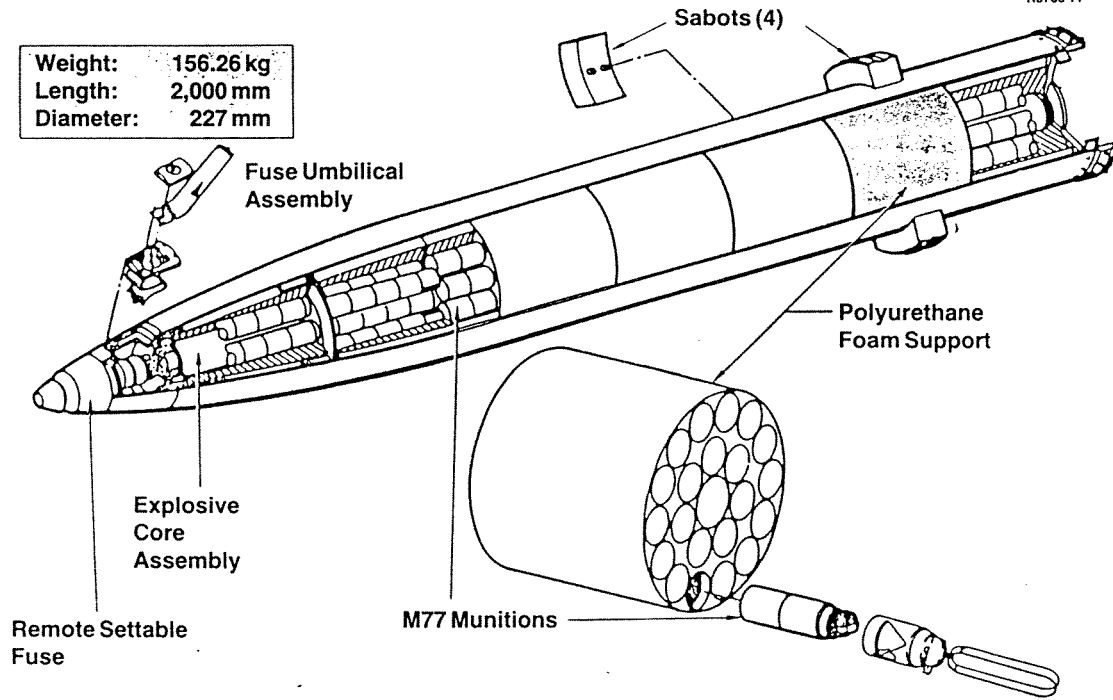


M77 Warhead Assembly

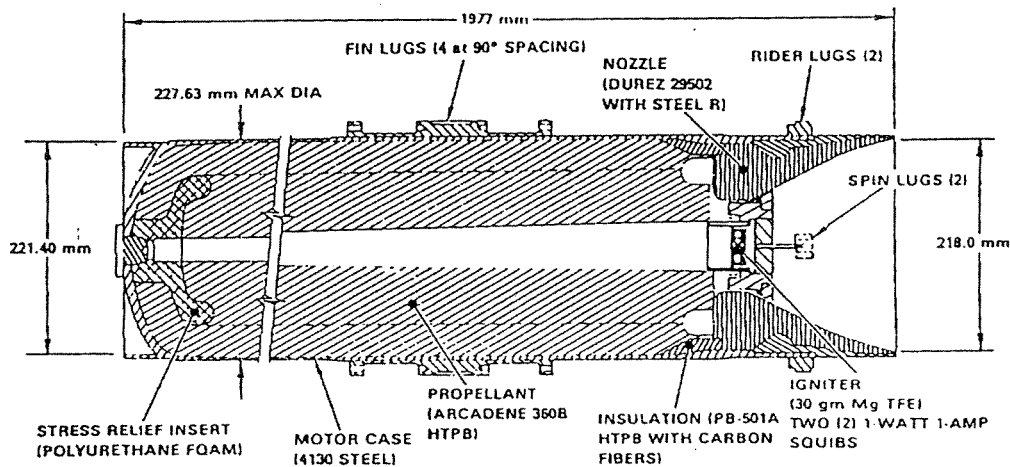


R8705-77

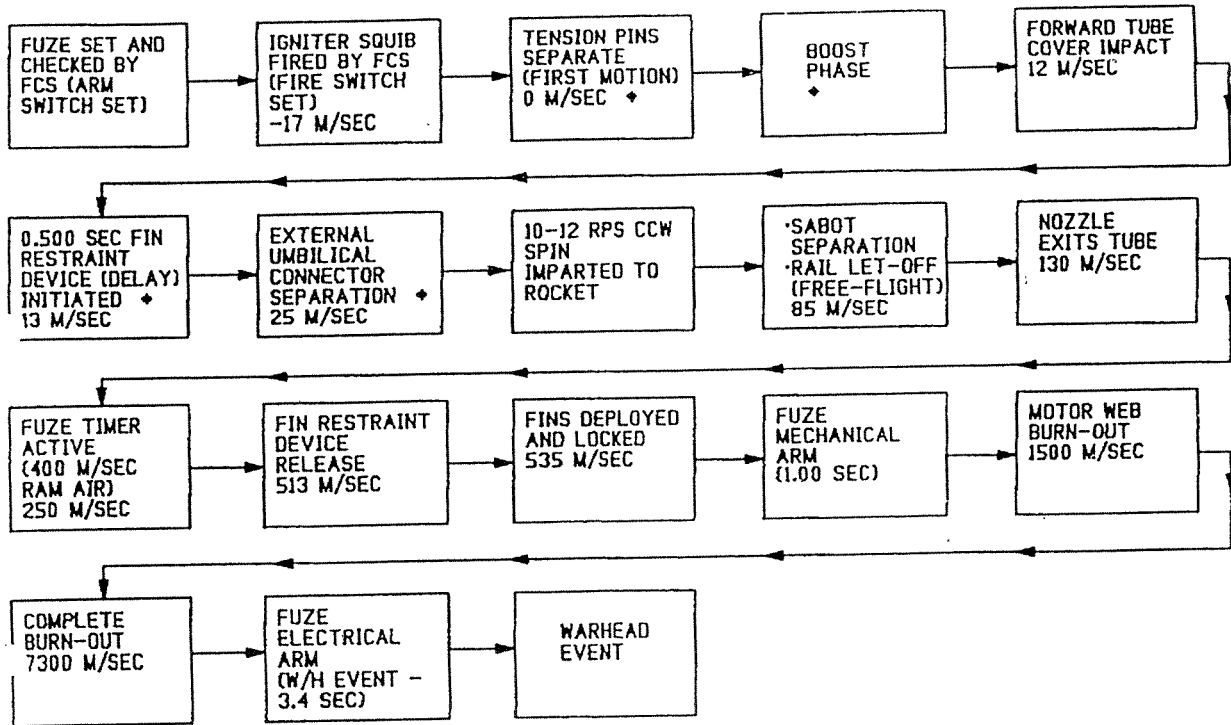
Weight: 156.26 kg
 Length: 2,000 mm
 Diameter: 227 mm



ROCKET MOTOR



SEQUENCE OF EVENTS



♦ SIMULTANEOUS ACTIONS

Vedlegg 5

Rakettskyting (MLRS). Prosedyre ved behandlingen av prøvene samt visuell beskrivelse av prøvene.

Rakettskyting (MLRS). Prosedyre ved behandlingen av prøvene samt visuell beskrivelse av prøvene.

Prøvene til dette prosjektet ble behandlet identisk med det som er beskrevet for røykforsøkene på Haslemoen med unntak av en prøve (se nedenfor). Totalvolumet av hver enkelt snøprøve var rikelig, dvs. at ikke hele snøprøven ble benyttet. For hver prøve ble det tint full en 10 l rensa og gløda Pyrex glassflaske, og det ble gjort et estimat mht. prosent volum benyttet i forhold til totalvolumet. At x % av prøven er tatt ut = 10 l vann. Som for prøvene fra Haslemoen hadde det dannet seg en hard hinne ytterst i snøprøven (litt nedsmelting/frysing igjen) mens det var løsere inn mot sentrum av prøven.

Prøve 1. Ref. Snøen var ren og hvit. Prøven ble klar (blank) ved tining. Ca. 80 % av prøven ble tatt ut. Prøvene var isete i toppen.

Prøve 2. 0 m. Prøven var svært hard med mye isklumper, sannsynligvis pga. direkte nedslag av raketfflammen. Prøven var meget hard og hadde høy tetthet. Lukdtet korelitt. P.g.a. konsistensen ble prøven brutt løs v.h.a. et rengjort brekkjern (stålbørstet, vasket i RBS og tørket). Prøven var jevnt spettet av sotpartikler og fargesjatteringer (svak rustgul - brun, grønnskjær, men dominerende grålig farge). Skumdannelse i toppen ved tining, sedimentering av "slam" på bunnen, og vannfasen var gråhvit blakket. Ca. 50 % av prøven ble tatt ut.

Prøve 3. 50 m. Prøven isete i toppen. Fargen var gulig grå med litt grønnskjær og litt sotpartikler. Prøven ble grålig/blakket ved tining, men svakt i forhold til prøve 2 (0 m). Ca. 75 % av prøven ble tatt ut.

Prøve 4. 150 m. Snøprøven var rimelig hvit uten merkbare fargesjatteringer. Prøven ble klar ved tining. Ca. 70 % av prøven ble tatt ut.

Prøve 5. 300 m. Snøprøven var helt snøhvit og "ren". Helt klar og blank etter tining. Ca. 95 % av prøven ble tatt ut.

Vedlegg 6

Analyseresultater fra rakettskyting (MLRS) på Hjerkinn

Tab. Analyseresultater fra rakettskyting MLRS på Hjerkins								
	pH		Tot-P mg/l		Tot-N µg/l		NO3 µg/l	
Prøve	MLRS	Ref.	MLRS	Ref.	MLRS	Ref.	MLRS	Ref.
0 m	2,13	5,77	2065	0,008	2300	445	270	64
50 m	2,41		664		700		119	
150 m	4,86		0,01		750		160	
300 m	5,76		0,013		365		82	
	Tot-P filtr µg/l		PAH ng/l		KPAH %		NH4 µg/l	
Prøve	MLRS	Ref.	MLRS	Ref.	MLRS	Ref.	MLRS	Ref.
0 m	1268	2	878,8	41,3	2,3	12,6	125	47
50 m	367		494,7		0,8		61	
150 m	8		79,2		17,4		54	
300 m	<1		45,3		5,3		29	
	Al mg/l		Cl mg/l		AOX µg/l		Pr.areal m2	
Prøve	MLRS	Ref.	MLRS	Ref.	MLRS	Ref.	MLRS	Ref.
0 m	499	0,052	1540	0,8	469	<40	6	5
50 m	147		500		168		7	
150 m	0,061		41,6		<40		6	
300 m	0,141		6,4		<40		5	

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : RAKETT
 Oppdragsnr. : 94079
 Prøver mottatt : 20.4.94
 Lab.kode : CIK
 Jobb.nr. : 94/85
 Prøvetype : Smeltevann, snø?
 Kons. i : Ng/l
 Dato : 27.6.94
 Analytiker : Brg

1: Ref. 5m2
 2: Om, 6m2
 3: 50m, 7m2
 4: 150m, 6m2
 5: 300m, 5m2
 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	7.5	206	207	18	9.5	
2-M-Naf.	4.7	124	74	9.5	6.6	
1-M-Naf.	3.6	122	57	6.2	4.8	
Bifenyl		36	24	3		
2,6-Dimetylnaftalen	2.5	52	23	3.2	2.6	
Acenaftylen		9	7.1	4.7	4.8	
Acenaften		21	18	2	2.6	
2,3,5-Trimetylnaftalen		16	3.1			
Fluoren		23	4.8			
Fenantren	4.9	115	28	5.6	4.5	
Antracen						
1-Metylfenantren		39	10			
Fluoranten	5.4	40	18	5.3	4.3	
Pyren	4.6	31	11	3.4	3.2	
Benz(a)antracene*		4.6	3.9	2.3	2.4	
Chrysen	2.9	13	5.8	2		
Benzo(b)fluoranten*	2.7	14		3.5		
Benzo(j,k)fluoranten*	x)	x)		x)		
Benzo(e)pyren		8.4				
Benzo(a)pyren*	2.5	2		4		
Perylen				2.5		
Ind. (1,2,3cd)pyren*				4		
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)						
Benzo(ghi)perylene		2.8				
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	41.3	878.8	494.7	79.2	45.3	0
Derav KPAH(*)	5.2	20.6	3.9	13.8	2.4	0
%KPAH	12.6	2.3	0.8	17.4	5.3	ERR
%Tørrstoff						

Anm.: deteksjonsgrense 2 ng/l

x) -inkludert i benzo(b)fluoranten

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).

Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

NIVA 

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2630-3