

NORDISK SELSKAB FOR STRÅLEBESKYTTELSE

Nordic Society for Radiation Protection

10. - 12. OKTOBER

NSFS

**7. ordinære møde
København 1984**

NORDISK SELSKAB FOR STRÅLEBESKYTTELSE

Nordic Society for Radiation Protection

10. - 12. OKTOBER

NSFS

**7. ordinære møde
København 1984**

NORDISK SELSKAB FOR STRÅLEBESKYTTELSE

Nordic Society for Radiation Protection

7. ordinære møde i København
10.-12. oktober 1984

Ingeniørhuset

PROGRAM

Onsdag den 10. oktober

- kl. 09.00 Mødet åbnes.
- kl. 09.15 - 10.10 Dr. R. H. Mole: Consequences of pre-natal radiation exposure for post-natal developments.
- Session I: Strålehygiejne - Radiobiologi
- Chairman: Överdirektör Antti Vuorinen
- kl. 10.10 - 11.00 Överläkare Johan Edgren:
In vivo effect of low dose radiation on T-helper/T-suppressor cell subpopulations.
Professor Mogens Faber:
Brugen af Thorotrast i Danmark og dens følger.
Afdelingsleder, civ.ing. Henry L. Gjørup og civ.ing. Heinz J. M. Hansen:
Levetidstab fra lungecancer i Danmark og i Sverige.
- kl. 11.00 - 11.30 Kaffepause
- kl. 11.30 - 13.00 Fil.kand. Sten Carlsson m.fl.:
Personalstråldoser vid nukleärmedicinska hjärtundersökningar med Tl-201 och TC-99m.
Cand.scient. Klaus R. Ennow:
Stråling omkring den nuklearmedicinske patient.
Cand.pharm. Bente Lewinsky:
Kontrol af I-125 personkontamineringer ved hjælp af urinanalyser.

FORMAND (President):

Forstader Per Grande,
Statens institut for
strålehygiejne,
Frederiksundsvej 378,
DK-2700 Brønshøj,
DANMARK.
Tlf. (02) 94 37 73
Telex: 35333 ipharm dk

SEKRETÆR (Secretary):

Cand.pharm. Bente Lewinsky
Statens Institut for
strålehygiejne,
Frederiksundsvej 378,
DK-2700 Brønshøj,
DANMARK.
Tlf. (02) 94 37 73
Telex: 35333 ipharm dk

KASSERER (Treasurer):

Civ.ing. F. Heikel Vinther,
Helsefysisk afdeling,
Forsøgsanlæg Risø,
DK-4000 Roskilde,
DANMARK.
Tlf. (02) 37 12 12
Postgiro: 1 53 04 10

Fil.lic. Sten Grapengiesser:
Erfarenheter från införandet av periodisk kontroll av röntgenapparater i Sverige.

Civ.ing. Ole Berg:
Patientdoser og billedkvalitet ved mammografi.

kl. 13.00 - 14.00 Frokostpause

Session II: Kernekraft m.v.

Chairman: Byrådirektör Sven Löfveberg

kl. 14.00 - 15.30 Sven Löfveberg:
Att informera den enskilda människan om hotet av en kärnkraftsolycka.

Cand.scient. Kaare Ulbak:
SIS døgnvagtordning, opbygning og erfaringer gennem 12 år.

Forskare Juhani Ilmari Lahtinen:
OIVA-ett mikrodator baserat system för dosberäkningar vid kärnkraftsverksolyckor.

Civ.ing. Jørgen Lippert:
Minidatamat-system for beredskabsformål.

Fil.kand. Carl-Olof Widell:
EMMA-the dose forecasting system.

Civ.ing. Leif Hannibal og civ.ing. Jørn Roed:
Forholdet mellem indendørs og udendørs inhalationsdosis.

Fil.mag. Robert Finck:
Konsekvenser av radioaktiv kontaminering i Danmark i händelse av et stort reaktorhavari i Barsebäck, specielt med hensyn til FILTRA.

kl. 15.30 - 16.00 Kaffepause

kl. 16.00 - 17.00 Civ.ing. Lisbeth Warming:
Radiologiske problemer ved fusionsmaskiner.

Fil.lic. Jan Olof Snihs:
Policy och bedömningsgrunder för avfallsfrågor.

Fil.lic. Curt Bergmann:
Markdeponering av lågaktivt reaktoravfall.

1. strålskyddsinspektör Ragnar Boge:
Nordisk samarbete inom området avfallsfrågor.

kl. 18.30 Modtagelse på Københavns rådhus.

Torsdag den 11. oktober

kl. 09.00 - 10.00 Dr. J. J. Cohen:
Beneficial Effects of Low-Level Radiation.

Session IIIa: Radioøkologi

Chairman: Civ.ing., dr.scient. Asker Aarkrog

kl. 10.00 - 11.00 Fil.lic. Per Olof Agnedal:
Nordisk radioekologi.
Tekn.dr. Lars Hallstadius:
En radioekologisk undersökning av Östersjön.
Dr. Szymon Duniec:
Årstidsvariationer av fissions- och aktiverings-
produkter i alger vid svenska Östersjökusten.

Fil.lic. Anneli Salo:
Sr-90 och Cs-137 inventariet i Östersjön.

kl. 11.00 - 11.30 Kaffepause.

kl. 11.30 - 13.00 Dr. J. R. Mc Aulay:
Cs-137 levels in fish in the Irish Sea and the
resulting radiation doses to the Irish population.

Fil.dr. Elis Holm:
Tc-99 i Östersjön.

Cand.real. Gordon Christensen:
Radiocesium i norsk tang 1980-1983.

Docent Bengt Erlandsson, L. Carlsson, S. Mattson:
Be-7 i Fucus Vesiculosus.

Fil.mag. Jaakko Ojala:
Fucus Vesiculosus som utsläppsindikator.

kl. 13.00 - 14.00 Frokostpause

Session IIIb: Radioøkologi (fortsat)

Chairman: Avdelingschef Anneli Salo

kl. 14.00 - 15.30 Civ.ing. Søren Boelskifte:
Co-60 i de indre danske farvande.
Civ.ing. Björn Bjurman, B. Erlandsson och
Sören Mattson: Radioaktiva ämnen från Skånska
reningsverk.
Cand.scient. Klaus Ennow, Anne-Mette Hansen:
Slammålinger fra Lynetten.
Radiofysiker Robert Hedvall:
En radioekologisk undersökning i uranrika områden.
Fil.lic. Raimo Mustonen:
Radioactivity Emissions from Peat Fired Power Plants.
Civ.ing. Jørn Roed:
Tørdeposition i byområder.

kl. 15.30 - 16.00 Kaffepause.
kl. 16.00 Generalforsamling.
kl. 19.00 Konferencemiddag

Fredag den 12. oktober

kl. 09.00 - 09.30 Professor Bo Lindell:
Current policy problems in radiation protection.

Session IV: Administration og lovgivning

Chairman: Fil.lic. Jan Olof Snihs

kl. 09.30 - 11.00 Fysiker Tor Wöhni:
Et forsök på å implementere ICRP 26 i norsk lov-
givning.
Helsefysiker Arne Bull:
Samarbeid med arbeidstilsynet om tilsyn med
strålearbeid.
Överdirektör Antti Vuorinen:
Huvudprinciper vid omorganiseringen av STL till STUK.
Fil.dr. Birgitta Svahn:
Förändringar i IAEA's bestämmelser för transport av
radioaktivt material.
Fil.mag. Mauri Kaituri:
Erfarenheter från uppbyggnad av strålsterilisering-
anläggning i Finland.
Cand.real. Gordon Christensen:
Myndighetens rolle etter bestrålingsuhellet ved
IFE i 1982.

kl. 11.00 - 11.30 Kaffepause.

kl. 11.30 - 12.15 Generaldirektör Gunnar Bengtsson:
Tid är pengar - i kostnads nytto analys.
Fil.dr. Peter Holmberg:
Objektiv och subjektiv uppfattning av risk-strålrisk
och cost-benefit.
Strålskyddsinspektör Anders Glansholm:
Tillsyn av icke-ioniserande strålning i Sverige.

Session V: Ra-226 og Radon

Chairman: Helsefysiker Arne Bull

kl. 12.15 - 13.00 Fil.kand. Kaj Winqvist:
Om årstidsvariationernas inverkan på radonmätningar
i småhus.
Fil.kand. Kristina Rissanen:
Ra-226 halter i Norra Finland.
Cand.scient. Kaare Ulbak:
Strålingsforholdene på et vandværk med et forhøjet
radon- og radiumindhold i vandet.

kl. 13.00 - 14.00 Frokostpause.

Session VI: Dosimetri - Monitorer

Chairman: Helsefysiker Arne Bull

kl. 14.00 - 15.30 Strålskyddsinspektör Albert Kiibus:
Ny typ av filmdosimeter.

Ingeniør Lars Bøtter-Jensen og
civ.ing. Sven P. Nielsen:
Europæisk interkalibrering af gammabaggrundsmålere.

Dipl.ing. Hannu Arvela:
Instrumentkalibrering för naturlig gammastrålning
och fall-out.

Ingeniør Lars Bøtter-Jensen:
Multitællere til radioøkologiske betamålere.

Strålskyddsfysiker Jörgen Gustafsson:
Mätning av lungburden av uran-235 med 4 germanium
detektorer.

Fil.kand. Tua Rahola:
Övervakning av inre kontamination med helkropps-
räknare.

kl. 15.30 Afslutning.

POSTERS

Leif Blomqvist:

Beräknad och uppmätt aktivitet i sedimentterande material.

Erik L. Lennartsson:

Ett nytt persondosimetrisystem.

Sven P. Nielsen med fl.:

Double tracer experiments to investigate models for the calculation of gamma doses from a radioactive cloud.

Lisbeth Warming:

Weathering of fission products deposited on asphalt.

K. A. Jessen:

Optimering af procedurer ved manuel gynækologisk stråleterapiteknik.

K. Ennow og K. A. Jessen:

Cost-benefit calculations for high and low dose rate after-loading.

Arne Sørensen:

En forundersøgelse af strålingen i danske boliger.

Peter Holmberg:

Growth reduction of barley seeds after neutron, electron and photon irradiation.

K. Ennow, A. Kiibus, A. Tanninen, T. Wöhni:

Nordisk filmdosimetri sammenligning 1984.

Bente Lewinsky:

Engangshandskers gennemtrængelighed for radioaktive stoffer.

Carl-Olof Widell.

The modern art of stack monitoring.

Karl Johanson:

Strålskyddsaspekter på ^{125}I -T3: Organismnivå.

Synnöve Sundell-Bergmann:

Strålskyddsaspekter på ^{125}I -T3: Cellulär nivå.

Anette Aagaard:

Reduktion af stråledoser i kroppen ved panoramatomografi.

P.-O. Agnedal:

Cs-137, Pu och Am-241 i bottenfaunan i Östersjön.

H. Dahlgaard, et.al.:

Radio-Cesium transport from the Irish sea via the north sea and the Norwegian coastal current to east Greenland:

Transport times and dilution factors.

Deltagerliste pr. 23. september 1984

Danmark

Asker Aarkrog, Forsøgsanlæg Risø
Ole Berg, Statens institut for strålehygiejne
Søren Boelskifte, Forsøgsanlæg Risø
Lars Bøtter-Jensen, Forsøgsanlæg Risø
Poul Christensen, Forsøgsanlæg Risø
Henning Dahlgaard, Forsøgsanlæg Risø
Harriet Dige-Petersen, Amtssygehuset Glostrup
Klaus Ennow, Statens institut for strålehygiejne
Mogens Faær
Henry L.Gjørup, Forsøgsanlæg Risø
Per Grande, Statens institut for strålehygiejne
Leif Hannibal, Tilsynet med Nukleare Anlæg
Heinz J.M.Hansen, Forsøgsanlæg Risø
Egil Juel Henningsen
Birger Hesse, Amtssygehuset Hillerød
Hans Henrik Jacobsen, Amtssygehuset Gentofte
Per Hedeman Jensen, Forsøgsanlæg Risø
Henning Jensen, Tilsynet med Nukleare Anlæg
K.A.Jessen, Radiumstationen Aarhus
H.Saaby Johansen, Den Kongelige Veterinære og Landbohøjskole
Erling Lassen, Radiumstationen Odense
Bente Lauridsen, Forsøgsanlæg Risø
Bente Lewinsky, Statens institut for strålehygiejne
Jørgen Lippert, Forsøgsanlæg Risø
Sven Locht, Børnetandklinikken Brabrand
Benny Majborn, Forsøgsanlæg Risø
Franz Marcus, Forsøgsanlæg Risø
Thomas Müller, Isotopapoteket
Flemming Nielsen, Forsøgsanlæg Risø
Sven Poul Nielsen, Forsøgsanlæg Risø
Jørn Roed, Forsøgsanlæg Risø
Arne Sørensen, Forsøgsanlæg Risø
Søren Thykier-Nielsen, Forsøgsanlæg Risø

Kaare Ulbak, Statens institut for strålehygiejne
Niels Ole Walmod-Larsen, Forsøgsanlæg Risø
Lisbeth Warming, Forsøgsanlæg Risø
Frits Heikel Vinther, Forsøgsanlæg Risø

England

R.H.Mole

Finland

Hannu Arvela
Matti Asikainen, Strålsäkerhetscentralen
L.G.Bломqvist, Strålsäkerhetscentralen
Johan Edgren
R.H.Hänninen, Helsingfors Universitet
Kahlos Heimo, Strålsäkerhetscentralen
Raimo Hentelä, Strålsäkerhetscentralen
P.Holmberg
Juhani Ilmari Lathinen, Strålsäkerhetscentralen
Mauri Kaituri, Strålsäkerhetscentralen
Raimo Mustonen, Strålsäkerhetscentralen
Jaakko A.A.Ojala, Strålsäkerhetscentralen
Tua Rahola, Strålsäkerhetscentralen
Kristina Rissanen, Strålsäkerhetscentralen
Anneli Salo, Strålsäkerhetscentralen
Matti Tapani Suomela, Strålsäkerhetscentralen
Reijo Sundell, Industriens Kraft AB
Tellerud Taipale, Strålsäkerhetscentralen
Björn Wahlström, Lovisa kärnkraftverk
Kaj-Erik Winqvist, Strålsäkerhetscentralen
Antti Vuorinen, Strålsäkerhetscentralen

Irland

I.R.Mc Aulay, University of Dublin

Norge

Helge Aamlid, Det Norske Veritas
Torolf Berthelsen, Statens institut for strålehygiene
Arne Odd Bull, Universitetet i Oslo
Gordon Christensen, Institutt for energiteknikk
Halvor Fosmark, Statens institut for strålehygiene
Trygve Gravdahl, Institutt for energiteknikk
John Johannessen
Kristian Koren
Ulf Ottersen, Institutt for energiteknikk
Alexis C.Pappas, Universitetet i Oslo
Bjørn Petersen, Institutt for energiteknikk
Eivind Stedje, Institutt for energiteknikk
Arne Sæbø, Institutt for energiteknikk
Ulf Tveten, Institutt for energiteknikk
Egil Upsahl, Institutt for energiteknikk
E.A.Westerlund, Statens institut for strålehygiene
Tor Wöhni, Statens institut for strålehygiene
Rune Øyan, Institutt for energiteknikk

Sverige

Per-Olof Agnedal, Studsvik Energiteknik AB
V.Andersson, AB Asea Atom
Lars O.Andersen, Statens strålskyddsinstitut
Ulf Andersson, Statens Vattenfallsverk
Gunnar Bengtsson, Statens strålskyddsinstitut
Torkel Bennerstedt, Statens strålskyddsinstitut
Curt Bergman, Statens strålskyddsinstitut
Ronny Bergman, Forsvarets Forskningsanstalt
Björn Olof Bjurman, Institut för radiofysik, Lund
Ragnar Boge, Statens strålskyddsinstitut
Ulf Bäverstam, Statens strålskyddsinstitut
Monica Carlson, Statens strålskyddsinstitut
Sten Carlsson, Centrallasarettet Uddevalla
Lars-Ivan Centerfalk, Forsmarksverket
Szymon Duniec, Institut för radiofysik, Lund
Jan Elkert, AB Asea-Atom

Bengt Eliasson, Jordbruksdepartementet
Torsten Lennart Eng, Vattenfall Vällingby
Bengt Erlandsson, Fysiska Institutionen, Lund
Robert Finck, FOA Umeå
Anders Glansholm, Statens strålskyddsinstitut
Sten Grapengiesser, Statens strålskyddsinstitut
Jörgen K.E.Gustafsson, AB Asea-Atom
M.Gustavsson, Avd.f.sjukhusfysik, Lasarettet Lund
Lars Hallstadius, Lunds Universitet
Robert Hedvall, Radiofysiska inst.Lasarettet Lund
Gunilla Holje, Radiofysiska inst.Lasarettet Lund
Elis Holm, Radiofysiska inst. Lasarettet Lund
Mats Jender,Jordbruksdepartementet
Bernt Jones, Veterinärhögskolan Uppsala
Karl J.Johanson, Inst.f.Radioekologi Uppsala
Jonas Karlberg, Statens strålskyddsinstitut
Bengt Kempe, AB Byggemekanisering Malmö
Albert Kiibus,Statens strålskyddsinstitut
Erik Lennartsson, SAAS Instrument AB
Viki Lindblad, Statens Vattenfallsverk
Bo Lindell, Statens strålskyddsinstitut
Bengt A.Lindskoug, Länssjukhuset Halmstad
Sven Löfveberg, Statens strålskyddsinstitut
Bengt Löwendahl, Oskarshamnverkets Kraftgruppe AB
Attilio Magi, Sct.Eriks sjukhus Stockholm
Bertil Mandahl, Oskarshamnverkets Kraftgrupp AB
Sören Mattsson, Sahlgrenska sjukhuset Göteborg
Ulla Manuela Carola Notter, Statens Naturvårdsverk
Leif Nyblom,Statens strålskyddsinstitut
Lars Persson, Statens strålskyddsinstitut
C.Samuelsson, Radiofysiska inst. Lund
Jan Olof Snihs, Statens strålskyddsinstitut
Synnöve Sundell-Bergmann, Inst.f.Radioekologi Uppsala
Birgitta Svahn, Statens strålskyddsinstitut
Kerstin L.Thapper, Lasarettet Lund
Carl-Olof Widell, Studsvik Energiteknikk
Carl.Erik Wikdahl, OKG Aktiebolag

U.S.A.

Yderligere deltagere fra instrumentfirmaer:

Leif Löfberg, Atlas Copco ABEM AB (Terradex)

Stan Boyington, Scintrex

Lennart Svansson, Alnor AB

Simo Malkamäki, Alnor OY

Verner Jensen, Raytronic

Bo Berlin, Studsvik

- 5 DEC. 1983 -

S.I.S. J.M.

Consequences of pre-natal radiation exposure for post-natal development. A review†

R. H. MOLE

Visitor, Medical Research Council, Radiobiology Unit,
Harwell, Didcot, Oxon OX11 0RD, England

† Based on an invited review given at the International Symposium on Developmental Effects of Pre-natal Irradiation, November 1980, Neuherberg, Munich jointly organized by Abteilung für Nuklearbiologie der GSF, Institut für Strahlenhygiene des BGA und Arbeitsgemeinschaft Strahlenbiologie in der Deutschen Röntgengesellschaft in co-operation with World Health Organization, Geneva.

4. Summary

- (1) The revised observations on Japanese bomb survivors suggest that 10–18 weeks of pregnancy is the period of greatest significance for radiation damage. This was the period of greatest sensitivity for foetal brain damage leading to severe mental retardation. This agrees very well with the normal timing of the production of neurones in the cerebral hemispheres in man and with orthodox concepts of enhanced radiosensitivity in dividing cell populations.
- (2) Severe under-nutrition is of itself of mental malfunctioning. The severe food deficiencies in Japan in 1945, before the bomb explosions and in the following months, suggest a cause for the apparently high frequency of severe mental retardation in the unexposed control population and may also have contributed to the radiation dose-dependent increase in those irradiated *in utero*.
- (3) There is no confirmed evidence to support the concept that the pre-implantation stage of mammalian development is unusually radiosensitive.
- (4) In the human species the succeeding period of major organogenesis seems to be less sensitive and less important than the following 10–18 week period of pregnancy. The only recorded systematic change in bomb survivors irradiated at 4–9 weeks of pregnancy (2–7 weeks of gestation) is a small impairment of growth including an increased frequency of small head size without severe mental retardation.
- (5) The principles by which the results of experimental interference with development *in utero* may be applied to man need further exploration and ionizing radiation may be a useful tool in this regard.
- (6) Malformation (teratogenesis) should be distinguished from maldevelopment. Malformations are the result of failure of embryonic organization and ionizing radiation is not an efficient teratogen in this sense. Maldevelopment after exposure to ionizing radiation is the consequence of cell depletion of sufficient degree randomly distributed throughout an irradiated tissue.
- (7) Thresholds of radiation dose for maldevelopments are to be expected after irradiation both in pre-implantation and post-implantation stages, given the cellular mechanisms involved in teratogenesis, in radiation damage and in tissue regeneration.
- (8) Somatic mutation has a possible role as a mechanism without threshold for development damage by pre-natal irradiation but seems not likely to be of practical significance.

Acknowledgment

I am greatly indebted to Dr. M. Otake and Professor W. J. Schull for allowing me to make use of so far unpublished information.

Nordisk Selskab for Strålebeskyttelse.

7. ordinære møde, København 10. - 12. oktober 1984.

Brugen af Thorotrast i Danmark og dets følger.

Mogens Faber.

Danmark.

I årene 1936-46 benyttedes det intravenøse kontraststof Thorotrast her i landet, og i alt 1056 personer blev injiceret intravenøst hermed. Siden 1948 er denne gruppe fulgt, og resultatet op til December 1983 kan forelægges. Siden 1960 har der været en stadig stigende cancerhyppighed udover den forventede. Specielt drejer det sig om forskellige levercancerformer, men også andre former af maligniteter er optrådt. Også følger der ikke er af malign natur er indtruffet. De kvantitative forhold belyses så langt materialet tillader det.

NORDISK SELSKAB FOR STRÅLEBESKYTTELSE

7. ordinære møde i København den 10. - 12. oktober 1984.

Levetidstab fra lungecancer

i Danmark og i Sverige

Henry L. Gjørup og Heinz J.M. Hansen

Helsefysikafdelingen, Forsøgsanlæg Risø

DK-4000 Roskilde, Danmark

Indledning

Hyppigheden af lungecancer varierer meget fra land til land (1).

Den er langt større i Skotland end i Sverige og Norge, og Danmark ligger omrent midt imellem. I Finland er der særlige forhold, der gør sig gældende, idet hyppigheden af lungecancer hos mænd næsten ligger på det høje skotske niveau, medens de tilsvarende tal for kvinder er mindre end dem fra Sverige og Norge. I øvrigt gælder det generelt, at kvinder får langt mindre lungecancer end mænd, og at der er mindre lungecancer på landet end i byerne.

De regionale dødelighedsforskelle er for nylig blevet undersøgt specielt i Danmark (2). Hyppigheden af lungecancer er størst i København og Frederiksberg og mindst på Bornholm samt i landdistrikterne omkring Vejle og Viborg.

Cigarettrygning og luftforurening er helt klart blevet udpeget som hovedårsagen til de fundne forskelligheder; men de store forskelle alene mellem Finland og de øvrige skandinaviske lande peger dog på en mere sammensat årsagsafhængighed.

I den foreliggende undersøgelse af cancer dødeligheden har vi valgt at sammenligne Danmark med Sverige, som er vores nærmeste skandinaviske nabo. Forskellen mellem cigaretforbruget/ind-

bygger i de to lande fremgår af Tabel 1 (3,4). Man ser, at rygevanerne er nogenlunde ens, og dette må formodes ligeledes at gælde livsmønstret i det hele taget. Samtidig kan vi gå ud fra, at sundhedsstatistikkerne er ført på samme måde i Danmark og i Sverige. Den væsentligste miljømæssige forskel mellem de to lande vil være luftforureningen. Generelt vil luften være renere i Sverige; men vi må antage, at specielt koncentrationen af den radioaktive luftart radon i boliger er mindst i Danmark. Det sidste forhold er for tiden ved at blive undersøgt.*)

Vi har sat hyppigheden af lungecancer yderligere i relief ved også at anføre de tilsvarende tal for leukæmi, neoplasmer i alt, samt andre sygdomme. Leukæmi er blevet taget for sig på grund af dens særlige følsomhed over for ioniserende stråling. Hele materialet er desuden blevet opdelt efter køn og efter forskellem mellem land og by, ud over efter forskellen mellem Danmark og Sverige.

Metoder

For at få et overblik over dødelighedsstatistikernes meget omfattende talmateriale har det været nødvendigt at beregne et sammenfattende mål, som komprimerer informationer fra de enkelte aldersklasser i eet tal for hver af de øvrige grupperinger.

Vi har valgt et mål for det "kollektive levetidstab" som vores aflede variabel. Det er et tal, der udtrykker det antal år, der alt i alt går tabt på grund af den pågældende sygdom, for en gruppe af 1000 nyfødte, som man følger igennem hele livet. Tallet er et mål for såvel sygdomshyppighed, som hvornår i livsforløbet sygdommen ind-

*) Helsefysikafdelingen på Risø er i gang med et projekt for de Europæiske Fællesskaber: "Experimental investigations of measurement

træder. Den kræftskade, man får sent i livet, vægtes mindre end den ulykke, der indtræder i ens unge år. Tallet er uafhængig af den undersøgte gruppens reelle aldersfordeling. Tilsvarende beregninger er anført i ref. (5) og (6).

Tabel II viser et eksempel på vores beregninger. Her gælder det lungecancer hos mænd i Göteborg i 1975. Det fundne kollektive levetidstab (394,6 mandår) er kun et del-resultat af den endelige gennemsnitsværdi for årene 1972-78 (416 mandår, tabel III).

Udgangspunktet er opstillingen af en såkaldt dødelighedstavle (7). På grundlag af de officielle indberetninger (8,9) har vi ladet computeren udregne livsforløbet for en tænkt gruppe af 1000 levende-fødte, der efterhånden uddør efter samme mønster som det, der rent faktisk er blevet registreret i det pågældende år. Her viser det sig eksempelvis, at 63,7 tænkte personer, ud af de oprindelige 1000, har overlevet de første 90 år. Samtidig får vi også et mål for de forskellige aldersgruppers forventede middellevetid, der ses at stige jævnt op til 93,46 år for aldersgruppen over 90 år.

Ved at kombinere dødelighedstavlen med det pågældende års lungecancerstatistik, kan vi dernæst udregne, for hver enkelt aldersgruppe, hvor mange år der i alt er gået tabt for dem, der er døde af lungecancer, i forhold til deres jævnaldrende, der overlever i hele den beregnede middellevetid. Disse enkelte standardiserede levetidstab kan så summeres til tallet 394,6 for hele gruppen.

Systemet har en logisk mangel. Selv de personer, der lever længst, tildelles et vist levetidstab ved deres død. De fundne tal skal således fortrinsvis ses i sammenligning med andre tilsvarende tal, og ikke opfattes som absolutte størrelser.

Statistisk analyse

Levetidstabene er sammenfattet i Tabel III, med en samtidig angivelse af de tilsvarende logaritmeværdier. Vi sigter mod en statistisk faktor-analyse, baseret på logaritmeværdierne. Det svarer til, at opfatte de ydre påvirkninger som "multiplikative", som faktorer der yderligere forøger eller formindsker den forhåndenværende effekt, frem for som "additive", der lægger noget til. Berettigelsen af faktormodellen kan afprøves på selve resultaterne, der helst skal fremvise så få vekselvirkninger som muligt. Faktormodellen har en biologisk begrundelse i, at et tab af levetid kan opfattes som proportional med den påførte skade.

Vi opererer med 3 faktorer på 2 niveauer, svarende til $2^3 = 8$ kombinationer (10). De 3 faktorer er: mænd/kvinder, by/land og Danmark/Sverige (Tabel III). Vi ser på 4 dødsårsager: lungecancer, leukæmi, neoplasmer i alt og andre sygdomme.

Materialet rummer 3 gentagelser af "by" i Sverige: Stockholm, Malmö og Göteborg. Dette kan bruges til umiddelbart at teste forskellen mænd/kvinder. Tabel III giver:

lungecancer $\Delta \log = 2,69 - 2,27 = 0,42 \pm 0,04 \sim$ faktoren $2,6 \frac{\pm}{\mp} 1,10$
leukæmi $\Delta \log = 2,07 - 2,07 = 0,00 \sim$ ingen forskel
neoplasmer i alt $\Delta \log = 3,36 - 3,44 = -0,08 \pm 0,01 \sim$ faktoren $0,83 \frac{\pm}{\mp} 1,03$
andre sygdomme $\Delta \log = 3,91 - 3,81 = 0,10 \pm 0,01 \sim$ faktoren $1,26 \frac{\pm}{\mp} 1,03$.

Disse tal kan sammenholdes med de tilsvarende resultater fra hele undersøgelsen i tabellerne IV, V, VI. Den smukke overensstemmelse mellem de fundne tal er med til at vise faktormodellens berettigelse.

Tabel IV viser en faktorenanalyse, som anført i ref. (10). Man ser, at der her er tale om 3 signifikante ($p<0,01$) hovedvirkninger og ingen vekselvirkninger. Levetidstabene fra lungecancer kan således henføres til 3 uafhængige faktorer, som anført nederst i tabellen. Vil man eksempelvis have forholdet mellem levetidstabene for mænd i København og kvinder på landet i Sverige, så bliver dette: $2,6 \times 1,8 \times 2,0 = 9,4 \frac{X}{\pm} 1,16$ svarende til, hvad man også umiddelbart kan få fra Tabel III. Her har vi en klar bekræftelse af faktormodellen.

Tallene for leukæmi (Tabel V) er knapt så éntydige. I gennemsnit er de ens for mænd og kvinder samt i Danmark og Sverige. Men der er øjensynlig en forskel mellem by og land, der er størst for mænd og størst i Danmark. Disse vekselvirkninger er kun signifikante på niveauet $p<0,05$. Tallene peger dog under alle omstændigheder på en klart afvigende etiologi for leukæmi (Tabel V) i forhold til de andre dødsårsager (Tabellerne IV, VI).

Tabel VI viser yderligere to sæt signifikante ($p<0,01$) hovedvirkninger uden vekselvirkninger, for neoplasmer i alt og for andre ikke-neoplastiske sygdomme. Faktorerne er her ikke så dramatiske som i Tabel IV. Den største forskel for neoplasmer i alt er mellem kvinder i København og mænd på landet i Sverige, med faktoren:

$1,12 \times 1,26 / 0,81 = 1,7 \frac{X}{\pm} 1,03$. Den største forskel for andre sygdomme er mellem mænd i Danmark og kvinder i Sverige, med faktoren:

$1,26 \times 1,19 = 1,5 \frac{X}{\pm} 1,04$. I dette tilfælde er der ingen forskel mellem by og land.

Man lægger mærke til, at der for alle de i tabellerne IV-VI anførte gennemsnitlige levetidstab gælder, at deres sum, eksempelvis mænd + kvinder eller Danmark + Sverige, ikke helt adderer op til samme tal for samme sygdom, som de burde. Dette skyldes, at udregningen er baseret på log.værdierne, og det understreges igen, at de fundne tal

er kunstige og ikke skal opfattes absolut men relativ.

Diskussion

Det væsentligste resultat af den foreliggende undersøgelse er de tre markante og indbyrdes klart uafhængige faktorer (tabel IV), der beskriver levetidstab fra lungecancer. Forskellen mellem Danmark og Sverige kommer særligt tydeligt frem, når man ser på Stockholm, Göteborg og Malmö, der viser samme levetidstab inden for målefejlen – medens København ligger "Danmarksfaktoren" 2,0 højere. Det er svært at forstå disse resultater alene ud fra forskelle i luftforurenningen, men vi har ikke selv nogen anden forklaring.

De øvrige resultater understreger, gennem deres indbyrdes overensstemmelse, hvad angår faktorerne mænd/kvinder og by/land, at talmaterialiet er konsistent. De stemmer også med tidlige undersøgelser (1,2). Man bemærker specielt leukæmitallene, der i gennemsnit er ens for Danmark og Sverige, men hvor forskellen mellem land og by er størst i Danmark, en forskel der i dette tilfælde mærkeligt nok er til fordel for byerne. Leukæmiens særlige etiologi har også været fremme i den seneste tids offentlige debat omkring det engelske oparbejdningsanlæg ved Sellafield, hvor man i et landdistrikt øjensynligt har iagttaget nogle helt lokale forskelligheder i leukæmi-frekvens.

Forskellen mellem radonkoncentrationerne i huse ser umiddelbart ikke ud til at spille nogen rolle for lungecancerhyppigheden. Tværtimod, viser de større levetidstab i Danmark og i byerne den modsatte tendens af radonkoncentrationerne, der efter de hidtidige målinger (se fodnote s.2 og ref.11') har vist sig mindst i Danmark og mindst i etageejigheder. Dette viser, at radonkoncentrationerne i hvert fald ikke har nogen dominerende indflydelse på lungecancerens etio-

logi. Beregninger på grundlag af svenske tal (9,11,12) peger på, at radon kan være årsag til ca. 7 lungecancer pr. 1000 nyfødte, svarende til et levetidstab på omkring 80 mandår ud af et samlet tab fra lungekræft i Sverige på 234 mandår (Tabel IV).

Litteratur

1. Greenberg, MR. Urbanization and cancer Mortality. New York, Oxford: Oxford University Press, 1983.
2. Regionale dødelighedsforskelle i Danmark 1971-70. København: Danmarks Statistik 1983.
3. Statistisk årbog 1945-1977. København: Danmarks Statistik.
4. Statistiska centralbyrån. Statistisk årsbok för Sverige 1945-1977. Stockholm: Liber Förlag/Almänna förlag.
5. Gotchy RL. Estimation of Life Shortening Resulting from Radiogenic Cancer per rem Absorbed Dose. Health Physics 1978; 35: 563-5.
6. Burger BM. Cook JR., Barrick MM. Life Table Methodology for Evaluating Radiation Risk: An Application Based on Occupational Exposures. Health Physics 1981; 40: 439-55.
7. Befolkningsens bevægelser 1980. København: Danmarks Statistik 1982.
8. Sundhedsstyrelsen. Dødelighed og dødsårsager i Danmark 1931-80. København: Vitalstatistik 1:6:1983.
9. Privat korrespondance med Statistiska centralbyrån, Stockholm.
10. Davies OL. The Design and Analysis of Industrial Experiments. London: Oliver and Boyd 1956.

11. Jordbruksdepartementet. Radon i Bostäder. Stockholm: Statens offentliga udredningar 1983:6.
12. Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiations. The Effects on Populations of Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation. Washington, D.C.: National Academy of Sciences 1980.

Tabel I

Cigaretforbrug/person i Sverige
som % af tilsv. tal i Danmark

År

1945-49	93 ± 10
1950-54	78 ± 3
1955-59	86 ± 2
1960-64	90 ± 5
1965-69	98 ± 1
1970-74	93 ± 5
1975-77	95 ± 2

TABEL II

Dødelighed: Mænd, Göteborg, 1975

Alders- grupper	Registreret 1975			Dødelighedstavle, 1000levendefødte				
	Befolk- ningstal	Døds- fald/år	Lungecan- cer/år	Levende	Dødsfald i alt	Dødsfald	Levetids- tab, år	Kollek- tivt leve- tidstab, mandår
0 - 1	4819	37	0	1000	7,65	0	72,09	0
1 - 4	20214	5	0	992,4	0,98	0	70,15	0
5 - 9	25547	6	0	991,4	1,16	0	65,72	0
10 - 14	23750	4	0	990,2	0,83	0	60,80	0
15 - 19	21850	25	0	989,4	5,64	0	55,84	0
20 - 24	24526	28	0	983,7	5,60	0	51,17	0
25 - 29	31844	37	0	978,1	5,67	0	46,46	0
30 - 34	28764	31	2	972,5	5,23	0,337	41,73	14,06
35 - 39	21970	48	0	976,2	10,51	0	36,96	0
40 - 44	19350	55	1	956,7	13,50	0,245	32,36	7,93
45 - 49	19814	90	2	943,2	21,18	0,471	27,83	13,11
50 - 54	22266	140	6	922,0	28,54	1,22	23,47	28,63
55 - 59	19752	220	15	893,5	48,41	3,30	19,21	63,39
60 - 64	18360	314	19	845,1	69,30	4,19	15,32	64,19
65 - 69	15144	451	32	775,8	107,5	7,63	11,68	89,12
70 - 74	10801	493	20	668,3	136,9	5,55	8,56	47,51
75 - 79	7159	590	27	531,4	181,6	8,31	5,77	47,95
80 - 84	3759	455	10	349,8	162,5	3,57	3,76	13,42
85 - 89	1559	307	6	187,3	123,6	2,41	2,03	4,89
90 +	478	138	1	63,7	63,7	0,462	0,96	0,44
Total (middel)	341726	3474	141		1000	37,71	(10,46)	394,6

Tabel III
Kollektiv levetidstab (mandår) på grund af forskellige sygdomme (gennemsnit 1972-78/1000 nyfødte)

	Lungecancer		Leukæmi		Neoplaser i alt		Andre Sygdomme		
	målt	log.	målt	log.	målt	log.	målt	log.	
Kvinder, "Landet", S	(1)	110	2,04	127	2,10	2486	3,40	6404	3,81
Mænd, "Landet", S	a	302	2,48	134	2,13	2040	3,31	8310	3,92
Kvinder, Stockholm	b1	208	2,32	123	2,09	2738	3,44	6552	3,82
Kvinder, Malmø	b2	174	2,24	119	2,08	2788	3,45	6192	3,79
Kvinder, Göteborg	b3	176	2,25	109	2,04	2672	3,43	6428	3,81
Kvinder, "By", S	b		2,27±0,03		2,07±0,01		3,44±0,01		3,81±0,01
Mænd, Stockholm	ab1	522	2,72	116	2,06	2301	3,36	8329	3,92
Mænd, Malmø	ab2	527	2,72	119	2,08	2415	3,38	8015	3,90
Mænd, Göteborg	ab3	416	2,62	114	2,06	2241	3,35	8309	3,92
Mænd, "By", S	ab		2,69±0,03		2,07±0,02		3,36±0,01		3,91±0,01
Kvinder, "Landet", DK	c	192	2,28	137	2,14	3118	3,49	7462	3,87
Mænd, "Landet", DK	ac	570	2,76	151	2,18	2548	3,41	9250	3,97
Kvinder, København	bc	473	2,67	112	2,05	3592	3,56	8098	3,91
Mænd, København	abc	987	2,99	102	2,01	2845	3,45	9705	3,99

Tre faktorer:

A + Mænd B + "By"
- Kvinder C + Danmark
- "Landet" - Sverige

Tabel IV

Statistisk analyse af lungecancer resultater (log.) fra
Tabel III. Faktorer signifikant ≠ 1, p<0,01

	T	Mænd	BY	Danmark			ABC
		A	B	AB	C	AC	BC
		+ -	+ -	+ -	+ -	+ -	+ -
(1)	2,04	2,04	2,04	2,04	2,04	2,04	2,04
a	2,48	2,48	2,48	2,48	2,48	2,48	2,48
b	2,27	2,27	2,27	2,27	2,27	2,27	2,27
ab	2,69	2,69	2,69	2,69	2,69	2,69	2,69
c	2,28	2,28	2,28	2,28	2,28	2,28	2,28
ac	2,76	2,76	2,76	2,76	2,76	2,76	2,76
bc	2,67	2,67	2,67	2,67	2,67	2,67	2,67
abc	2,99	2,99	2,99	2,99	2,99	2,99	2,99
20,18	10,92	9,26	10,62	9,56	10,00	10,18	10,70
	<u>9,26</u>	<u>9,56</u>	<u>10,18</u>	<u>9,48</u>	<u>10,06</u>	<u>10,12</u>	<u>10,18</u>
	1,66	1,06	- 0,18	1,22	<u>10,12</u>	<u>10,00</u>	<u>10,16</u>
	0,42	0,27	0,31	- 0,06	0,18	0,18	- 0,14
Faktorer:	<u>2,6</u>	<u>2,8</u>	<u>2,0</u>				
	$\times 1,09; f=4$						
Levetidstab:	Mænd	Kvin.	BY	Land			Dann. Sver.
(mandår)	537	207	452	246			473 234

Table IV

Statistisk analyse af leukæmi resultater (log.) fra Tabel III
Faktorer signifikant * 1, $p < 0,05$

Faktorer:

	<u>Mænd</u>	<u>Kvin.</u>	<u>Dannm.</u>	<u>Sver.</u>
Levetidstab (mandår)	By	109 114	107	116
	Land	142 132	144	130

$$\sqrt{\frac{109}{142} \times \frac{132}{114}} = 0,94$$

Tabel VI

Faktorenanalyse af resultater fra Tabel III, ud over som vist i tabellerne IV og V

Faktorer signifikant ≠ 1, p<0.01

	<u>Mænd</u>	<u>Kvinder</u>	<u>By</u>	<u>Land</u>	<u>Danmark</u>	<u>Sverige</u>	<u>SE</u>
--	-------------	----------------	-----------	-------------	----------------	----------------	-----------

Neoplasmer i alt:

Faktorer	0,81		1,12		1,26		X 1,02; f=4
----------	------	--	------	--	------	--	-------------

Levetidstab (mandår)	2413	2968	2835	2526	3003	2385	
----------------------	------	------	------	------	------	------	--

Andre sygdomme:

Faktorer		1,26		(1,03)		1,19		X 1,03; f=5
----------	--	------	--	--------	--	------	--	-------------

Levetidstab (mandår)	8861	7039			8610	7244	
----------------------	------	------	--	--	------	------	--

Nordisk Selskab for Strålebeskyttelse.

7. ordinære møde, København 10. - 12. oktober 1984.

STRÅLING OMKRING DEN NUKLEARE MEDICINSKE PATIENT.

Klaus Ennow.
Statens institut for strålehygiejne.
Danmark.

Resumé af foredrag.

I de seneste år er der sket en ændring i holdningen til patientplenen som et problem i arbejdsmiljøet. Vi har set det ved cytostatikabehandlinger og for nylig ved plejen af AIDS patienter. Plejen af patienter, som behandles med radioaktive stoffer, er et gammel velkendt problem, som har fået stadig større aktualitet i de seneste år i takt med den offentlige debat om kernekraft og kernevåben.

Her vil "nuklearmedicin" blive foreslået i bred forstand, som enhver undersøgelse og behandling af patienter med radioaktive stoffer. Først gives en oversigt over problemet med eksempler på forskellige bestrålingssituationer.

- a) Behandling af patienter med cancer i uterus med "radiumkilder" ($Cs-137$).
Der foregår stadig en afvejning af hensynet til patienterne og reduktionen i personalets bestråling. Forskellige beregninger af fordele og ulemper giver forskellige resultater.
- b) Behandling med $J-125$ "seeds" ved permanent implantation. Denne behandling giver anledning til restriktioner for patienten af hensyn til de pårørendes bestråling.
- c) Behandling af c.gl.thyr med $J-131$. Dette er et velkendt problem.
- d) Behandling af thyreotoxicose med $J-131$. Her kan patienten møde mange forskelle grupper: plejepersonale, ambulance og taxa chauffører, hjemmehjælpere, familie og andre medborgere. Forslagene til forholdsregler er mangfoldige og nye problemer opstår stadig.
- e) Et område, som forventes at ville blive mere omfattende i fremtiden, er behandling af andre cancer former med radioaktivt mærkede lægemidler (antistoffer), f.eks. behandling af phæochromocytom og neuroblastom med MIBG. Her mødes nye personalegrupper f.eks. på børneafdelingerne og dette kalder på nye overvejelser.
- f) Dosis ved undersøgelser med $Tc-99m$ mærkede forbindelser er stigende, og dosis ved hjerteundersøgelser er nu ca. 30 mCi. Disse hjerteundersøgelser udføres bl.a. på anæstesi- og intensivafdelinger, hvor det kan give bestråling af nye personalegrupper. Stråledosis er målt i adskillige studier (bl.a. i Sverige og Danmark). Resultaterne viser at stråledoserne til personalet er små, men flere strålebeskyttelsesregler foreskriver forholdsregler ved doser over 5-20 mCi.

Tensenden i holdningen til plejen af patienter, som undersøges eller behandles med radioaktive stoffer, går i retning af en stramning af reglerne og en fokusering på arbejdsmiljøproblemerne.

I strålehygiejnen har man en lang tradition for at afbalancere risiko ved bestråling og andre omkostninger - gennem det velkendte princip om at "enhver bestråling skal holdes på så lavt et niveau som det med rimelighed er muligt". Det er ikke rimeligt at forlange ofre af personalet, men set fra Danmark er der stort behov for forbedret vejledning af plejepersonalet til fordel for dem selv og for patienterne.

Nordisk Selskab for Strålebeskyttelse
møde i København 10.-12.oktober 1984

Kontrol af I-125 personkontamineringer ved hjælp af urinanalyser.

af cand.pharm.Bente Lewinsky
Statens institut for strålehhygiejne

I mange lande også i Danmark findes faste retningslinier for, hvordan man mäter eksterne doser ved hjælp af filmdosimetre og TLD. Sådanne retningslinier mangler i Danmark, når det drejer sig om måling af interne forureninger hos personer, der arbejder på hospitaler, forskningslaboratorier og andre laboratorier, hvor der anvendes åbne radioaktive kilder. Det er dog fastslået i ICRP(26), at der skal tages hensyn til såvel den eksterne som den interne dosis. Den samlede dosis kan udtrykkes ved formlen:

$$\frac{H_{I,d}}{H_L} + \sum \frac{I_j}{I_{j,L}} \leq 1$$

hvor $H_{I,d}$ = årlig dosisekvivalent index

H_L = årlig dosisgrænse for hele kroppen

I_j = årlig indtag af radionukleiden j

$I_{j,L}$ = ALI for radionukleiden j

I de tilfælde hvor summationen $I_j/I_{j,L}$ udgør en betydelig del af ovenstående formel, må det enten kontrolleres, at den samlede årlige dosis ikke overskrides 3/10 af den årlige dosisgrænse, eller der må iværksættes måleprogrammer til regelmæssig kontrol af den interne forurening.

I Danmark er det laboratoriepersonale, der er mest udsat for intern forurening med radioaktive stoffer, der kan give anledning til betydelige doser, de der arbejder med radioaktivt jod. I-131 og I-125 anvendes i millicurie-mængder svarende til flere hundrede gange ALI, blandt andet til fremstilling af mærkede lægemidler og til RIA-produkter. Da den radioaktive koncentration er høj (millicurie/ μ l), og da jodet kan forekomme som flygtige forbindelser under mærkningsprocedurene, kan selv små forurenninger af indåndingsluft eller omgivelser forårsage interne doser.

Jod og dermed også radioaktivt jod indtages ved inhalation, gennem munden eller huden. Alle tilførselsveje kan optage forskellige kemiske forbindelser, således både jodid, jodat, frit og organisk bundet jod. Det i blodet cirkulerende jod vil dels blive optaget i skjoldbruskkirtlen, og dels blive udskilt via nyrene til urinen eller via tarmen. Den procentiske optagelse af radioaktivt jod i skjoldbruskkirtlen er i Danmark ca.50% efter 24 timer. En kontrol af intern forurening med radioaktivt

jod foretages derfor enklest ved direkte måling over skjoldbruskkirtlen. Vægten, størrelsen, beliggenheden og symmetrien af den menneskelige skjoldbruskkirtel udviser en meget stor variation fra person til person. Af denne grund, og fordi den af I-125 udsendte stråling (27-35 keV røntgen og gammastråling) dæmpes i vævet, er der store muligheder for systematiske fejl ved direkte måling over skjoldbruskkirtlen med små detektorer. Brugeren kan derfor ikke pålægges selv at foretage denne kontrol. Da statens institut for strålehygiejne ikke råder over personale, der kan rejse rundt i landet og foretage disse målinger, og da man normalt heller ikke henviser til hospitalsafdelinger, der råder over det nødvendige tælleudstyr, har instituttet forsøgt at foretage en kontrol ved hjælp af urinprøver.

Der findes i litteraturen beskrevet adskillige modeller for udskillelsen af I-125 via urinen. Fælles for alle modellerne er en stor udskillelse de første døgn, og derpå en meget langvarig udskillelse på ca. 1% pr. døgn. En vurdering af indtaget af radioaktive jod på baggrund af urinprøvemålinger er dermed også forbundet med stor usikkerhed. Også her vil de biologiske variationer spille ind, ligesom usikkerheden om indtagelsestidspunktet og en eventuel blokering af kirtlen med inaktivt jod. En urinprøve kan dog bruges til at konstatere om et indtag har fundet sted og af hvilken størrelsesorden det kan være.

På statens institut for strålehygiejne har vi siden 1976 foretaget en kontrol for intern kontaminering med I-125 ved hjælp af urinprøver. De pågældende personer indsender hvert kvartal, eller efter hver jodering en urinprøve til kontrolmåling med oplysning om tidspunkt for sidste jodering og om en eventuel blokering af kirtlen. 15 ml af urinprøven måles derefter direkte uden kemisk behandling i en brøndkrystal tilsluttet en mangekanalanalysator. Den nedre målegrænse er 0,1 nCi/l urin. Måles mængder større end 0,5 nCi/l urin, rekvireres endnu en urinprøve for at kontrollere om det første høje indhold skyldes en jodering dagen før. Nedenfor er anført en tabel over de seneste års målinger.

Måling af I-125 urinprøver

	Antal personer	Antal analyser	nCi pr. liter urin				
			<0,1	0,1-0,5	0,5-1,0	1,0-10	10-100
1977 *	83	153	97	34	10	12	0
1978	140	349	245	62	13	26	3
1979	168	467	376	62	10	15	4
1980	159	440	371	40	11	16	2
1981	149	410	344	19	16	30	1
1982	196	477	382	33	15	41	6
1983	189	451	375	44	15	16	1

Ingen af de pågældende målinger har medført henvisning til specialafdelinger. Enkelte høje indhold skyldtes oprydning i et I-125 affaldslager, dårligt virkende stinkskabe og stærkt forurennet laboratorieudstyr.

En konklusion af undersøgelserne er, at urinprøvemålinger kan anvendes til kontrol af I-125 indtag, hvis man kan nøjes med et skøn over dosis. Da I-125 udskilles så langsomt fra skjoldbruskkirtlen igen, vil man altid kunne henvise til en specialafdeling til nøjagtig bestemmelse af indholdet i kirtlen, hvis det skulle være nødvendigt eller ønskeligt. De koncentrationer vi har fundet, viser at niveauet er lavt, og at rutinemålinger derfor ikke er nødvendige. Men da der til stadighed er risiko for større indtag ved dårlig arbejdshygien eller uheld, fortsætter vi målingerne for at følge forholdene på laboratorierne.

Nordisk Selskab for Strålebeskyttelse.

7. ordinære møde, København 10. - 12. oktober 1984.

PATIENTDOSER OG BILLEDKVALITET VED MAMMOGRAFI

Ole Berg
Statens institut for strålehygiejne
Danmark

Mammografi, røntgenundersøgelse af det kvindelige bryst med specielle lavkilovolt-røntgenapparater med henblik på konstatering og lokalisering af patologiske forandringer, herunder brystcancer, er en ret strålebelastende undersøgelse, fordi et brugeligt røntgenbillede både skal udvise stor bløddelskontrast og være i stand til at registrere meget små detaljer (f.eks. mikrokalcifikationer). Hertil kommer, at brystet anses for at være særlig strålefølsomt.

Statens institut for strålehygiejne har i 1982-83 gennemført en undersøgelse af alle Danmarks mammografianlæg efter følgende princip:

Hvert anlæg besigtiges med henblik på teknisk tilstand, og der blev lavet filmoptagelser og dosismålinger til vurdering af henholdsvis billedkvalitet og patient-strålebelastning. Filmoptagelserne foretages med et standardmammografi-fantom, Kodak ITO, der i et vist omfang gør det muligt objektivt at bedømme røntgenbilledets godhed hvad angår bl.a. oplosningsevne og bløddelskontrast. Dosismålingerne udførtes med et perspex-fantom med indlagte termoluminescens-dosimetre og gav oplysning om ind- og udgangsdosis til brystet, middeldosis til det bestrålede brystvæv, strålekvalitet m.m.

En opgørelse af resultaterne af undersøgelsen viser bl.a., at strålebelastningen af patienten, udtrykt som middeldosis til brystvævet ved en enkelt optagelse, som gennemsnit for hele landet er ca. 2 millisievert (0,2 rem). Undersøgelsen synes også at vise, at denne strålebelastning næsten kan halveres (uden forringelse af billedkvaliteten) ved forholdsvis simple foranstaltninger, herunder indførelse overalt af højfølsomme filmfoliekombinationer.

Nordisk Selskab for Strålebeskyttelse

7. ordinære møde, København 10. - 12. oktober 1984.

SIS DØGNVAGTORDNING, OPBYGNING OG ERFARINGER GENNEM 20 ÅR.

Kaare Ulbak,
Statens institut for strålehygiejne,
Danmark.

Siden 1965 har der eksisteret en døgnvagtordning ved statens institut for strålehygiejne, således at det er muligt hele døgnet at komme i kontakt med strålehygiejnisk sagkyndige. Ved opkald til instituttets telefonnummer henvises der uden for normal kontortid til den vagthavendes private telefonnummer og instituttets biltelefonnummer. Vagtordningen er etableret med henblik på at kunne yde eller anvise fornøden hjælp i tilfælde af uheld med radioaktive stoffer og andre strålekilder, som kan have medført utilsigtet stråleudsættelse af en person eller større kontamineringer af personer og udstyr. Vagtordningen gælder ikke for uheld på nukleare anlæg (Risø og Barsebäck-værket), for hvilke der er udfærdiget særlige beredskabsplaner.

Den vagthavende vil bl. a. kunne anvise sagkyndig lægehjælp, give instrukser om sikkerhedsforanstaltninger til begrænsning af uheld, vil kunne sørge for hjælp med dekontaminering og vil være i stand til at foretage målinger til bestemmelse af stråledosis og kontaminerings-niveau. Vagten deles på skift af fire personer, således at én vagtperiode strækker sig over en hel uge (mandag til mandag). Den vagthavende kan rekvirere måleassistance fra CF-korpsets syv udrykningspligtige afdelinger, ligesom forsvarskommandoen vil kunne yde transportassistance af målehold, hvis dette skulle skønnes nødvendigt.

Den relativt enkle opbygning af vagtordningen har igennem den forløbne årrække vist sig fuldt tilfredsstillende. Uden for normal arbejdstid har indsatskrævende opkald især drejet sig om uheld i forbindelse med håndtering af radioaktive forsendelser i Kastrup lufthavn samt uheld i forbindelse med transportabel anvendelse af industrielle gammradiografiudstyr. I tillæg hertil har der været et ikke ubetydeligt informationsarbejde i forbindelse med henvendelser fra presse, offentlighed m.m.

OIVA - ETT MIKRODATORBASERAT SYSTEM FÖR DOSBERÄKNINGAR
VID KÄRNKRAFTVERKSOLYCKOR

Juhani Lahtinen, Strålsäkerhetscentralen, Helsingfors

1. INLEDNING

I finska strålsäkerhetscentralen har under ett par år pågått ett projektarbete för utvecklandet av ett mikrodatorbaserat system (arbetstnamn: OIVA) för dosberäkningar vid kärnkraftverksolyckor. I projektet ingår samarbete med meteorologiska institutet, vars roll under olycksförhållanden och med hänsyn till OIVA-systemet kommer att ligga i insamlandet av meteorologiska data och i beräkningen av bl.a. utsläppsplymens trajektor, som sedan överförs i en fil (en sk. meteorologisk datafil) via telefonlinje till datorn i strålsäkerhetscentralen. Meteorologiska institutet producerar en ny fil baserad på senast väderleksinformation varje 0,5...1 timme.

I strålsäkerhetscentralen utnyttjas den meteorologiska datafilen i dosberäkningar tillsammans med information om sådana parametrar som t. ex. källtermer och utsläppets varaktighet. Enbart utsläppet till luft behandlas i beräkningarna. De beräknade dos- eller dosratvärdena kan jämföras med uppmätta värden och om det finns en betydlig skillnad mellan dem, kan källtermer modifieras och beräkningarna göras på nytt. Resultatet presenteras på skärbildsterminal i form av isodos- eller isodosratkurvor, som ritas på en karta över det aktuella området.

OIVA är inte ännu ett fungerande system, men hårdvaran har levererats och en stor del av modellarbete och programmering är också färdiga. Efter att systemets planenliga och tillförlitliga funktion har demonstrerats, kommer det eventuellt att utvidgas så att de lokala ledningscentralerna i Lovisa och i Raumo skall båda få en egen skärbilds-

terminal, som står i förbindelse med datorn i strålsäkerhetscentralen. Då blir det möjligt att använda OIVA också i ledningscentralerna.

2. HÅRDVARAN

Hårdvaran i OIVA (fig. 1.) består av ett Hewlett-Packard-baserat mikrodatorsystem med hårddisk- och diskettminne, en skärbildsterminal med färggrafik och en skrivare med både alfanumeriska och grafiska tecken. Centralenheten har en 16-bit-processor och ett operativsystem, som är avsett för multi- och realtidsbearbetning. Primärminnets storlek är 512 kB, av vilken mängd c. 100 - 150 kB behövs för operativsystemet och de nödvändiga systemprogrammen.

Hårddiskivenheten (10 MB Winchester) och flexskive-enheten (3,5" disketter med kapacitet av 270 kB) ligger fysiskt i samma kompakta skivenhet. Massminnet av tio megabytes räcker väl till OIVA-systemet, men då med tiden antalet olika andra tillämpningsprogram ökar, blir det säkert i framtiden nyttigt att skaffa en skivenhet med större kapacitet.

Skrivaren fungerar tillsvidare huvudsakligen som systemradskivare. Därför är den ansluten till centralenheten (via HPIB-bussledning) och inte direkt till terminalen. Detta betyder, tyvärr, att en hardcopy av bilden på terminalens skärmmyta inte kan fås med ett par tryckningar på tangentbordet. Det måste finnas ett särskilt subprogram, som använder skrivaren och svarar för ritandet av bilder.

3. MJUKVARAN OCH DATAFILER

Mjukvaran i OIVA består av ett huvudprogram och fyra sammansatta och oberoende subprogramgrupper för bestämmandet av källtermer, beräkningen av doser eller dosrater, ritan-

det av kartor samt isodoskurvor och överföringen av den meteorologiska datafilen från datorn i meteorologiska institutet till datorn i strålsäkerhetscentralen. I det sista fallet skall subprogrammet självt inte överföra någon fil, utan det bara startar det egentliga kommersiella dataöverförsprogrammet, som kommer att levereras ännu i år. Dataöverföringen kan startas endast via konsolterminalen, dvs. terminalen i strålsäkerhetscentralen.

Alla program har skrivits på Fortran 77-programspråk.

Utom den meteorologiska datafilen och kartafilen används i OIVA också vissa andra förhandsberedda datafiler eller bibliotek, bl.a. fissionsproduktinventariumfiler (en för varje kraftverk), modellhaveridatafil, nuklidbibliotek och gammadosbibliotek för extern gammados från plymen. I det följande beskrivs närmare alla dessa filer och deras användning.

Den meteorologiska datafilen beräknas av meteorologiska institutet och den innehåller utsläpps Plymets sannolika trajektor, dvs. x- och y-koordinater för Plymens framkant som funktion av tiden. I varje trajektorpunkt anges också värden för följande parametrar: utspädningsfaktorn på markytan, normaliserad markbeläggning, den andel av original aktivitet (inga dotternuklidor) som skulle kvarstå i Plymen utan radioaktiv avklingning, vindhastighet samt horisontal och vertikal dispersionsparameter. Tidsinkrementet mellan punkterna är 300 sekunder och trajektorerna beräknas ända till c. 100 kilometers avstånd från kraftverket .

I beräkningen av datafilen skall meteorologiska institutet använda den sk. K_z -modellen vid betraktandet av diffusion i vertikal riktning.

Fissionsproduktinventariumfiler innehåller jämnviktsmängder för c. 150 fissionsproduktnuklider för vartdera kraftverket. Nukliderna har indelats i grupper på följande sätt (indelningen baserar sig huvudsakligen på ref. /1/):

Grupp 1: tritium	Grupp 6: jordalkalimetaller (Sr, Ba)
2: ädelgaser (Kr, Xe)	7: ädelmetaller (Mb, Te, Ru) och kobolt
3: halogener (I, Br)	8: aktinider, lantanider transuraner samt yttrium, zirkonium och niobium
4: alkalimetaller (Rb, Cs)	
5: tellurium och antimon	9: "alla de övriga"

Nukliderna inom varje grupp utom den sista (grupp 9) kan i något mått anses vara likartade och därför - om det inte finns någon noggrannare information om utsläppet - antas i OIVA i vissa fall att alla nuklidor inom en grupp har lika stora frigörelseandelar, som bestämmes för varje grupp med hjälp av modellhaveridatafilen. Detta antagande kan korrigeras genast då det finns tillförlitliga data om utsläppet.

Modellhaveridatafilen består av tabeller, som anger de antagna frigörelsemängderna (nedre och övre gränsvärde, ref. /1/) vid olika referensolyckor för ovannämnda fissionsproduktgrupper eller också för enskilda nuklidor (t. ex. för nuklidor i grupp 9).

Nuklidbiblioteket innehåller halveringstider samt dosomvandlingsfaktorer (för extern dos från oändligt moln och från markbeläggning samt för inhalationsdos) för c. 550 nuklidor, som inkluderar både fissionsprodukter och alla dotternuklidor i sönderfallskedjor. För varje nuklid anges

också dess döttrar så att hela sönderfallskedjan för en viss nuklid kan bildas ganska lätt.

Moln- och markbeläggningdosfaktorerna har hämtats från ref. /2/ - /4/ och inhalationsdosfaktorerna från ref. /5/.

Plymgammadosbiblioteket har köpts från Statens tekniska forskningscentral och det är likartat som de bibliotek som används i datorkoden ARANO (ref. /6/). Dosbiblioteket består av ett stort antal normaliserade dostabeller, som identifieras av stabilitet (A-B, C-D, E-F) och depositions- hastighet (0 eller 1 cm/s). För varje väderklass och de- positionshastighet rymmer fyra tabeller (fyra utsläppshöj- der: 20 m, 60 m 120 m, 180 m), som innehåller doser på olika avstånd (femton avstånd: 80 m, ..., 80 km) och vink- lar (elva vinkelar: $0^\circ, \dots, 45^\circ$). Tabellerna är beräknade för ett utsläpp av 1 Ci per tio minuter, och vindhastighe- ten i beräkningarna var 0,8 m/s samt gammaenergin 1 MeV. De normaliserade doserna är ganska okänsliga för gamma- energin och därför kan de utnyttjas allmänt i beräkningen av gammadoser från plymen.

Med dosbiblioteket levererades ett interpolations- och användningsprogram, med vilket biblioteket kan användas också vid beräkningen av doser på sådana olika avstånd, utsläppshöjder, vindhastigheter och varaktigheter av ut- släppet som inte ingår i de tabellerade värdena.

Det finns två kartafiler per kraftverk. Den större av filerna innehåller alla kommungränser på området omkring kraftverket ända till c. 100 km avstånd, medan den andra filen innehåller kustlinjer och tätorter på samma område. Kommungränserna har hämtats från en storfil köpt från lant- mäterstyrelsen och den andra filen har förberetts i strål- säkerhetscentralen.

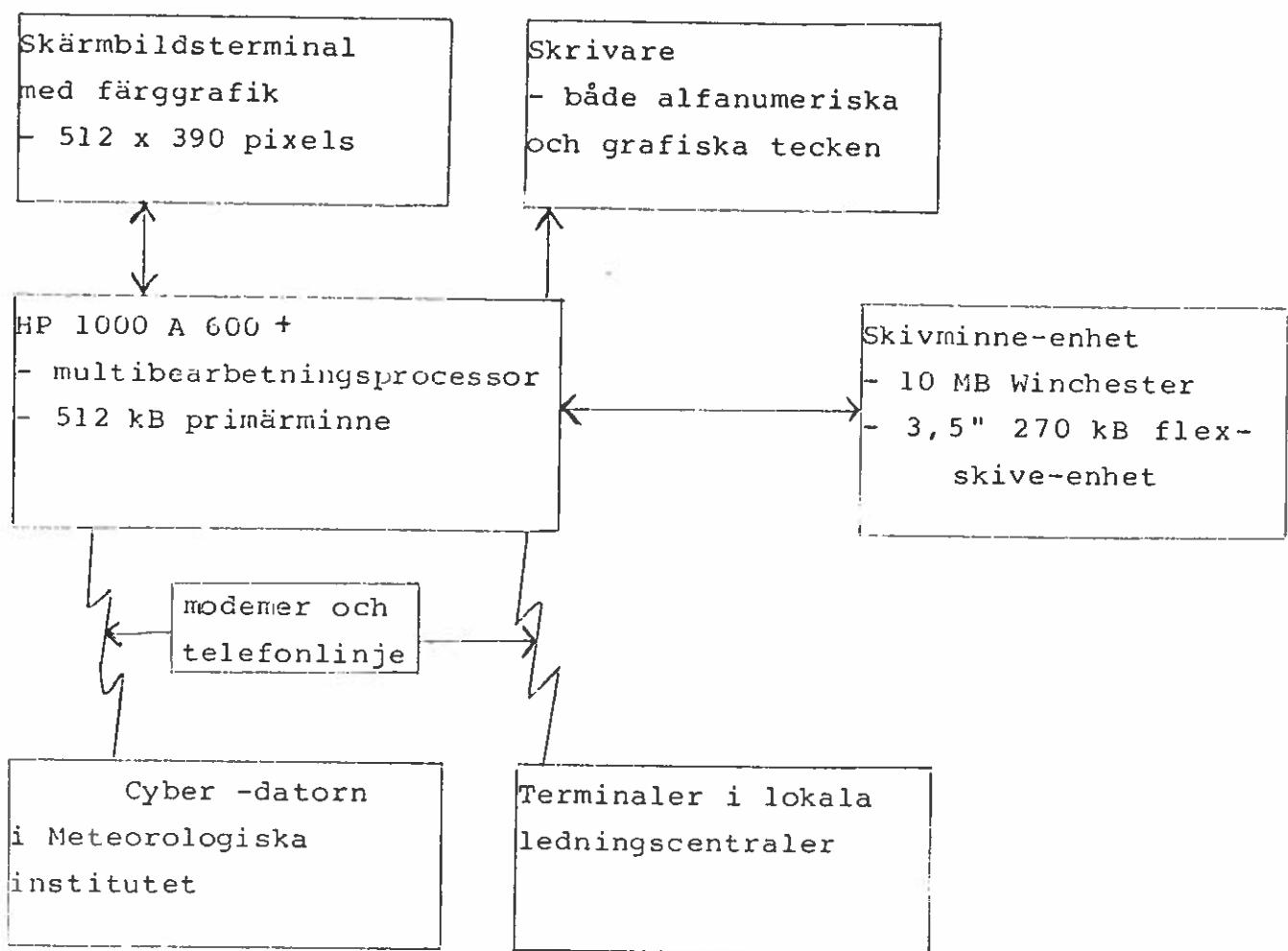
Det finns tre typer av kartor som kan förevisas på skärmytan: hela området lagrat i kartafilerna, vissa kommuner (max 20) visade tillsammans eller området omkring kraftverket i en skala vald av operatören. I det sistnämnda fallet kan också kraftverkets läge på rutan väljas. Kartorna kan representeras normalt eller de kan vändas 90 grader medsols eller motsols. Norr-söder- och väst-öster -riktningarna kan ha olika skalor.

Utom de ovannämnda datafilerna kommer OIVA att ha några förhandsberedda meteorologiska datafiler, som baserar sig på olika typiska väderleksförhållanden vid båda kraftverk. Dessa filer skall vara till nytta i fall att den egentliga meteorologiska datafilen av ett eller annat skäl inte lyckas överföras från meteorologiska institutet till datorn i strålsäkerhetscentralen.

REFERENSER

- /1/ Pasedag, W.F. et al, Regulatory impact of nuclear reactor source term assumptions. Washington D.C., 1981. Nuclear Regulatory Commission. NUREG-0771.
- /2/ Kocher, D.C., Dose-rate conversion factors for external exposure to photon and electron radiation from radionuclides occurring in routine releases from nuclear fuel cycle facilities. Health Physics 38 (1980) 4 pp. 543 - 621.
- /3/ Kocher, D.C., & Eckerman, K.F., Electron dose-rate factors for external exposure of the skin, Health Physics 40 (1981) 4 pp. 467 - 475.
- /4/ Kocher, D.C., Dose-rate conversion factors for external exposure to photons and electrons. Health Physics 45 (1980) 3 pp. 665 - 686.

- /5/ Limits for intakes of radionuclides by workers. ICRP Publication 30. Annals of the ICRP 2 (1979) 3/4, 3 (1979) 1-4, 4 (1980) 3/4, 5 (1981) 1 - 6.
- /6/ Savolainen, I. & Vuori, S., ARANO - a computer program for the assessment of radiological consequences of atmospheric radioactive releases. Helsinki 1980. Technical Research Centre of Finland, Nuclear Engineering Laboratory, Report 53.



Figur 1. Hårdvaran i OIVA-systemet

FÖREDRAG VID NORDISKA SÄLLSKAPETS FÖR STRÅLSKYDD
7:e ORDINARIE MÖTE I KÖPENHAMN 10-12 OKTOBER 1984

NORDISK RADIOEKOLOGI

En sammanfattning av de projekt och seminarier som utförts inom NKAs radioekologigrupp 1981--84

P-O Agnedal, sekr i NKAs radioekologigrupp REK

Tack vare bidrag från NKA har det varit möjligt att genomföra radioekologiska undersökningar i samarbete mellan Danmark, Finland, Norge och Sverige utöver de undersökningar som utförs i nationell regi.

De största projekten har varit

- undersökningar i Östersjön
- stora reaktorolyckor, konsekvenser och åtgärder
- interkalibreringsarbeten.

Dessutom har tre nordiska radioekologiseminarier anordnats.

I föredraget kommer en kort sammanfattning av projekten att rapporteras.

EN RADIOEKOLOGISK UNDERSÖKNING AV ÖSTERSJÖN

S. Duniec, L. Hallstadius, E. Holm(1)

Radiofysiska Institutionen
Lunds universitet
S-22185 Lund
Sverige

Under juni 1983 genomfördes, i samarbete med Deutsches Hydrographisches Institut, Hamburg, en omfattande provinsamlingsexpedition i Östersjön. Prover av vatten, såväl ytvatten som djupprofiler, togs för analys av radiocesium, 99-Tc, 210-Pb, toriumisotoper, uranisotoper och transuraner. Vatten filtrerades för mätning av den partikulärt bundna fraktionen och sedimentproppar togs för analys av ett flertal radionuklider.

Under samma tidsperiod samlades ett stort antal prover av Fucus längs den svenska kusten och på Öland, Gotland och Åland. En insamling av Fucus företogs också under hösten 1982, men då endast längs Sveriges ostkust. Dessa prover analyseras med avseende på gammastrålare, speciellt radiocesium, 99-Tc och transuraner.

Projektet kan förväntas utgöra ett väsentligt bidrag till en ökad kunskap om Östersjöns radioekologi.

I denna rapport beskrivs projektet och presenteras vissa resultat.

(1) IAEA International Laboratory of Marine Radioactivity,
Musée Oceanographique, Monaco.

ÅRSTIDSVARIATIONER AV FISSIONS OCH AKTIVERINGSPRODUKTER
I ALGER VID SVENSKA ÖSTERSJÖKUSTEN.

S. Duniec, L. Carlson(1), L. Hallstadius, E. Holm(2)

Inst. för Radiofysik
Lunds Universitet
S-221 85 Lund
Sverige

Prover av *Fucus vesiculosus* insamlades minst en gång i månaden under ett års tid (jan 83 - jan 84) i syfte att studera koncentrationsfaktorer årstidsberoende.

Proverna analyseras med avseende på gammastrålare och transuraner. Vi har funnit ett visst årstidsberoende för ^{137}Cs och ^{40}K med ett maximum i maj-juni.

(1) Inst. för Marinbotanik, Lunds Universitet, Box 740, S-220 07 Lund,
Sverige

(2) IAEA International Laboratory of Marine Radioactivity,
Musee Oceanographique, Monaco.

Nordic Society for Radiation Protection
7th Ordinary Meeting, 10-12 October, 1984
Copenhagen, Denmark

^{90}Sr , ^{137}Cs AND $^{239,240}\text{Pu}$ INVENTORIES IN THE BALTIC SEA

Anneli Salo

Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety
P.O. Box 268, SF-00101 Helsinki, Finland

Recently discussions on the contamination of the sea by artificial radionuclides has increased at various international fora. Also the Nordic countries are active as regards the prohibition to dump any kind of radioactive waste at sea. Low level radioactive waste is presently dumped by some countries within the frame work of the London Dumping Convention (LDC) into the North-East Atlantic Ocean. Dumping of radioactive waste into the Baltic Sea is prohibited by the Helsinki Convention already.

Assesments of the consequences of sea dumping are underway both within LDC and OECD/NEA, the latter allowing international consultation and scrutiny of dumping by means of its Multilateral Consultation and Surveillance Mechanism.

Much concern has lately been expressed also because of radionuclide releases from nuclear fuel reprocessing plants in western Europe. The Paris convention, regulating the land based releases into the North Sea, is beginning to show interest also to these radionuclide releases.

Because of the international discussions it may be of interest to have some reference values as regards the Baltic Sea.

There are twentytwo nuclear power plants in operation in the Baltic Sea countries. The releases from these plants are however still negligible compared with fall out from nuclear weapons tests, which make the major source of artificial radionuclides in the Baltic Sea. During the last few years also some radionuclides released from the reprocessing plants in western Europe have reached the Baltic Sea.

This paper summarizes some observations and calculations on radionuclide inventories in the Baltic Sea based on the original report in reference 1. References to the data base and the description of the calculations are found in ref.1. and will be published in full elsewhere.

Two different approaches were made to estimate the inventories of ^{90}Sr and ^{137}Cs in the Baltic Sea. Firstly their total amounts (A'_i) were calculated by adding the annual contributions by different balance terms to the inventories of 1961, which were used as base values. The balance terms include the contributions by runoff, direct deposition on the sea surface, and inflow through the Danish Straits as positive terms and outflow through the Straits and radioactive decay as negative terms.

Secondly the total amounts (A_i) were calculated on the basis of radionuclide concentrations in the different water masses of the Baltic Sea. A was also calculated for $^{239},^{240}\text{Pu}$. The difference $A'_i - A_i$ reflects other factors removing radionuclides from water phase like sedimentation and removal by biota. The amounts bound to sediments were calculated on the bases of ^{90}Sr , ^{137}Cs and $^{239},^{240}\text{Pu}$ analyses of sediment samples from different parts of the Baltic Sea and estimates of areals of hard and soft bottoms. To check the importance of biota in removing or binding these radionuclides a rough estimate of the annual catch of fish of 10^6 tons and a very crude estimate of total biomass of 50×10^6 tons were used. The highest radionuclide concentrations found in biological

samples (pike flesh for ^{137}Cs , Macoma for ^{90}Sr and $^{239,240}\text{Pu}$) were used in the calculations.

The ^{90}Sr and ^{137}Cs inventories calculated in the above mentioned two ways are presented in Figs. 1 and 2 respectively; the difference between the curves reflecting mainly the removal by sedimentation. There were only a few sediment analyses from the 1960's to verify the order of magnitude that could be found in the bottom sediments. From the end of 1970's and the beginning of 1980's there are more sediment analyses from different parts of the Baltic Sea allowing a rough calculation of the inventories of ^{90}Sr , ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$ in the bottom sediments.

Table 1 summarizes the estimates of the ^{90}Sr , ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$ inventories at the beginning of 1980's in the Baltic Sea. As can be seen there is a fairly good agreement between the "found" and "calculated" ^{90}Sr and ^{137}Cs amounts. For $^{239,240}\text{Pu}$ it was not possible to calculate a value corresponding A' due to the lack of data.

^{137}Cs is about equally distributed between water and sediment phase, while more than 90 % of ^{90}Sr was in the water phase at the beginning of 1980's. $^{239,240}\text{Pu}$ of the three nuclides seems to be removed from the water phase the most efficiently. Almost 99 % of it is found in bottom sediments. The ^{90}Sr , ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$ amounts bound to or removed by biota are of minor importance as regards the inventories.

By making a rough calculation of radiation doses to man due to these radionuclides it can, however, be seen that fish is the most important of these compartments from the radiation dose point of view, Table 2.

At the present concentration levels in fish caught from

the Baltic Sea² the effective dose equivalent commitments due to fish consumption are, however, very small indeed compared e.g. with those from natural ⁴⁰K in the same fish.

References

1. Anneli Salo, Kristiina Tuomainen and Aarno Voipio
The inventories of certain long-lived radionuclides
in the Baltic Sea. To be published in the context
of an IAEA co-ordinated research programme.
2. Studies on Environmental Radioactivity in Finland
1981 STL-A 40, Institute of Radiation Protection,
Helsinki 1982

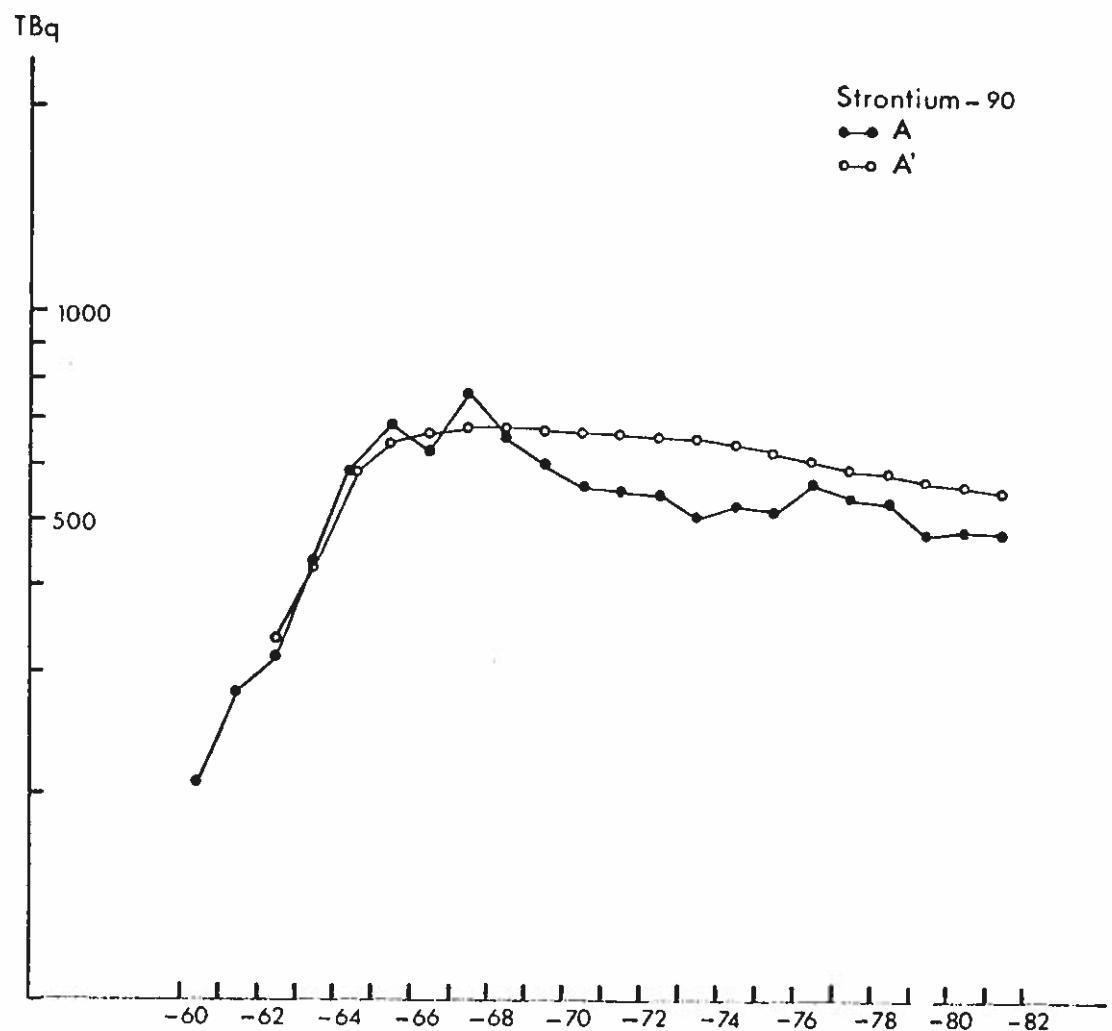


Figure 1. ^{90}Sr inventory in the Baltic Sea
A calculated from sea water analyses
A' based on annual changes in the balance terms added
to the 1961 inventory

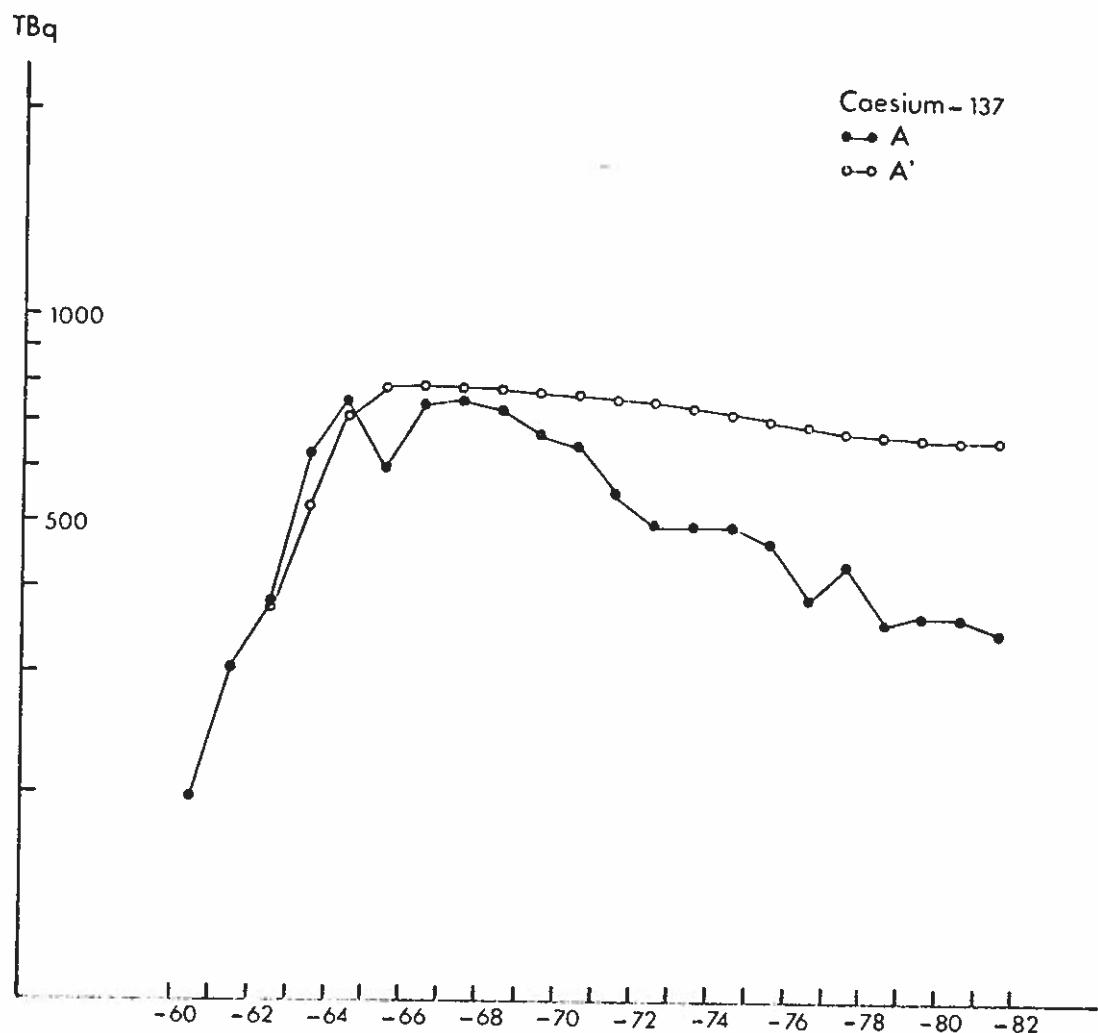


Figure 2. ^{137}Cs inventory in the Baltic Sea
A calculated from sea water analyses
A' based on annual changes in the balance terms added
to the 1961 inventory

Table 1. ^{90}Sr , ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$ inventories (in TBq's) in different compartments of the Baltic Sea at the beginning of 1980's. The calculations are based on radionuclide analyses on the one hand of water, sediment and biota and on the other hand of radionuclide contents of the balance terms.

	In water TBq	In sediment TBq	In biota TBq	$\sum_{w,s,b}$ TBq	From the balance calculation TBq
^{90}Sr	480	12.4	a few TBq's	495	560
^{137}Cs	350	277	a few TBq's	630	670
$^{239,240}\text{Pu}$	0.2	15	a few GBq's	15.2	

TECHNETIUM-99 IN THE BALTIC SEA

E. Holm*, J. Rioseco***, S. Mattsson***

*International Laboratory of Marine Radioactivity
IAEA
Musee Oceanographique
Monaco

**Department of Radiation Physics, Lund University
Lund
Sweden

***Department of Radiation Physics, University of Gothenburg
Gothenburg
Sweden

Abstract

Technetium-99 in the Baltic Sea originates from various sources such as fallout., inflow of water from the North Sea contaminated from reprocessing plants, and releases from local nuclear power plants. In the present investigation the relative importance of the different source terms to the distribution of the isotope in the various regions of the Baltic Sea have been evaluated.

The integrated deposition of ^{99}Tc from fallout has been estimated to be $\sim 800 \text{ mBq m}^{-2}$ with a present activity ratio of $\sim 2 \times 10^{-4}$ to ^{137}Cs .

Along the west coast of Sweden, ^{99}Tc originates mainly from European facilities while in other areas of the Baltic Sea fallout is the dominant source. The overall contribution from nuclear power plants is negligible.

The brown algae Fucus vesiculosus has been used as bioindicator for ^{99}Tc . Present activity concentrations are from $5 - 150 \text{ Bq kg}^{-1}$ dry weight on the west coast of Sweden with increasing values to the north. On the east coast of Sweden the concentrations of ^{99}Tc in Fucus vesiculosus vary within a narrow range of $1.0 - 1.5 \text{ Bq kg}^{-1}$ dry weight. The activity ratio of ^{99}Tc to ^{137}Cs in seaweed on the east coast are ~ 0.2 while much higher values of ~ 10 are found on the west coast.

A limited number of seawater samples have been analyzed for ^{99}Tc in the Central Baltic Sea. Observed activity concentration ratios Fucus/water are in the order of 25 000.

The $^{99}\text{Tc}/^{137}\text{Cs}$ activity ratio in seawater from the Central Baltic Sea is $\sim 2 \times 10^{-3}$ which is 10 times higher than in integrated fallout, supporting that technetium stays in the water phase and is not easily deposited to the sediments.

The longterm and short-term variation of ^{99}Tc in Fucus has been studied at a well-defined sampling site on the west coast of Sweden (56.7°N , 12.63°E).

The activity concentration has increased for 2 Bq kg^{-1} in 1972 to $\sim 150 \text{ Bq kg}^{-1}$ today. The seasonal variation shows a maximum during winter and a minimum during summer, which is opposite to the behaviour of ^{137}Cs .

⁷Be i *Fucus vesiculosus* (L.)

B. Erlandsson¹⁾, L. Carlsson²⁾ och S. Mattsson³⁾

1) Avdelningen för Kärnfysik, Lunds Universitet, Lund.

2) Avdelningen för Marin Botanik, Lunds Universitet, Lund

3) Institutionen för Radiofysik, Göteborgs Universitet, Göteborg.

⁷Be är en isotop som produceras i lufthavet under inverkan av den kosmiska strålningen. Den har inga påvisbara källor på land eller i vatten och lämpar sig därför väl som ett spårämne vid studiet av transportprocesser från luft till olika andra media. *Fucus vesiculosus* är en ofta använd bioindikator på förekomsten av radioaktiva ämnen i havsvatten.

Det har visat sig att även för ⁷Be är denna alg en utmärkt indikator.

Mätningar visar att aktivitetskoncentrationen ligger mellan 15 och 50 Bq/kg torrvikt. Dessa värden kan jämföras med 0.7-2.5 mBq/kg för luft och 1-2 mBq/kg för havsvatten. Anrikningen i det biologiska materialet är alltså i samma storleksordning som för andra i vattnet förekommande ämnen. Då ⁷Be endast tillföres från luften och då denna tillförsel kan anses vara konstant över ett relativt stort område kan man utnyttja detta för att påvisa lokala utsläpp av t.ex. ¹³⁷Cs genom att normera till ⁷Be och därigenom ge ett snabbt svar på lokala utsläpp av ¹³⁷Cs. Mätningar i Barsebäcksområdet har visat att så är fallet.

Kvoten mellan ¹³⁷Cs och ⁷Be ligger mellan 0.5 och 0.05 under det att kvoten mellan ⁴⁰K och ⁷Be varierar mellan 0.05 och 0.025 i *Fucus vesiculosus*. För att få ett svar på hur upptaget och upptagshastigheten varierar kommer stor-skaliga laboratorieförsök att göras med ⁷Be och ¹³⁷Cs.

DK-4000 Roskilde
Risø National Laboratory
Health Physics Department
Søren Boelskifte

NORDISK SELSKAB FOR STRÅLEBESKYTTELSE

København 10-12 oktober 1984

Distribution of ^{60}Co in the Danish Straits as indicated by the brown alga *Fucus vesiculosus*.

Abstract

The brown alga *Fucus vesiculosus* is widely used as a bioindicator monitoring the dispersion of radioactive discharges. The marine environments around Denmark consist of a complicated system of strongly stratified straits, and therefore it is necessary to use empirical dispersion models. Due to their accumulating ability bioindicators are used to examine the dispersion of low-level radioactivity in this area. The occurrence of ^{60}Co as found in seaweed is described, and it is seen that it is highly correlated to the distance from Barsebäck. Problems of uncertainty related to the uptake of radionuclides in *Fucus* and the dependence on environmental parameters will be discussed briefly. From the function relating to distance it is possible to predict the concentration of a given radionuclide from the normal operation of a nuclear power plant. Combining these concentrations with fish consumption for a critical group leads to estimates of individual doses, e.g. for ^{60}Co .

RADIOAKTIVITET I RÖTSLAM FRÅN SKÅNSKA RENINGSVERK.

B. Bjurman, B. Erlandsson¹⁾, S. Mattsson²⁾.

Institutionen för radiofysik, Lasarettet, S-221 85 Lund.

¹⁾ Institutionen för kärnfysik, Lunds Universitet, Sölvegatan 14,
S-223 62 Lund.

²⁾ Institutionen för Radiofysik, Sahlgrenska Sjukhuset, S-413 45
Göteborg.

Vi har under en lång följd av år, under olika tidsperioder följt variationerna i aktivitetskoncentrationen av olika radionuklider i det rötslam som lämnar tre skånska reningsverk. De tre reningsverken representerar allt från det stora reningsverket i Malmö, som betjänar en stad med cirka 250 000 invånare, över Lund, som har cirka 55 000 invånare, till det lilla reningsverket i Borgeby, som betjänar cirka 14 000 personer.

Tillförselvägarna av aktivitet till rötslam är i huvudsak tre.

1. Direkt i avloppssystemet.
2. Urlakning av mark, och inläckage av grundvatten.
3. Deponering på det område som avvattnas till reningsverket.

Vissa nuklidor tillförs avloppssystemet på bara ett sätt som t.ex. ⁹⁹Tc^m från patienter som genomgått någon undersökning på sjukhus, medan andra t.ex. ¹³¹I kan komma både från sjukvården enligt väg 1 och/eller enligt väg 3 från kärnvapenprov.

Beroende på hanteringsrutinerna av radionukliderna på sjukhusen, kommer aktivitetsnivåerna i rötslammet att variera kraftigt. Vi har som exempel funnit maximala aktivitetskoncentrationen av ¹³¹I i Lund på cirka 3 kBq/kg, medan nivån i Malmö aldrig överstigit 100 Bq/kg. Denna skillnad beror i huvudsak på skillnader i hanteringen av urinen från patienter som erhållit utsläckningsdoser.

I rötslammet från de tre reningsverken finns alltid mätbara nivåer av naturligt förkommande radionuklidor som ²²⁸Ac, ⁴⁰K och ⁷Be och vidare det numer "naturligt" förkommande ¹³⁷Cs.

I Borgeby kan vi tidvis finna aktiveringsprodukterna ⁶⁰Co och ⁵⁴Mn från det närliggande kärnkraftverket i Barsebäck.

Nordisk Selskab for Strålebeskyttelse.

7. ordinære møde, København 10. - 12. oktober 1984.

MÅLING AF RADIONUKLIDER I SLAM FRA RENSNINGSANLÆGGET LYNETTEN.

Klaus Ennow og Anne-Mette Hansen.
Statens institut for strålehygiejne.
Danmark.

I maj 1980 blev rensningsanlægget Lynetten taget i brug. Anlægget behandler spildevand fra København, Frederiksberg og Gentofte kommuner, samt fra 5 omegnskommuner. Det samlede oplandsareal er ca. 125 km^2 og spildevandsmængden svarer til ca. 2,4 millioner personer eller ca. 300.000 m^3 spildevand i døgnet. Mængden af spildevand kan variere helt op til 50% ved h.h.v. tørvejr/regnvejr.

Pumpestationen ved Strandvænet og pumpestationen ved Skovshoved løber i samlet tilløvsledning til Lynetten i nordlige tilløb. Spildevandet fra rensningsanlægget Damhusengen føres til pumpestationen ved Kløvermarken og herfra videre til Lynetten i sydlige tilløb. Spildevandet ledes gennem et sandfang, dog ledes det nordlige tilløb uden om sandfanget. I for-bundfældnings-tankene er gennemstrømningshastigheden 50 meter i timen. Dette medfører at slam lejres i tankenes bunde hvorfra det skrabelses over i opkoncentreringstanke. Fra forbundfældningstankene ledes spildevandet videre til den biologiske rensning. Denne rensning foregår ved at de biologiske nedbrydelige stoffer, der er oplost i spildevandet, omdannes til slam under medvirken af bakterier og ilt. På slampartiklerne hæfter der sig tungmetaller, bakterier, virus og andre partikler som bl.a. de radioaktive isotoper der kommer med regnvandet, fra befolkningen (K-40) og fra spildevandet fra hospitalerne. Fra den biologiske rensning ledes spildevandet videre til efter-bundfældningstankene. Her er gennemstrømningshastigheden 20 meter i timen, hvilket medfører at de dannede slampartikler for lov at bundfældes. Det bundfældede slam ledes dels til opkoncentreringstanke og dels tilbage til det biologiske rensningsanlæg, mens det rensede spildevand ledes ud i Øresund. På denne måde recirkulerer slammet fra det biologiske rensningsanlæg til efter-bundfældningstankene. I opkoncentreringstankene er tørstofindholdet ca. 5%. Slammet ledes herfra over i filterpressen. Her presses vandet ud af slammet så der opnås ca. 35% tørstof. Fra filterpressen ledes slammet til kagesiloen og det er herfra slamprøven til SIS udtages, til slut destrueres slammet ved brænding i to store ovne.

For at beregne hvor gammel prøven er på det tidspunkt den udtages fra kagesiloen er der en del parametre at tage hensyn til. Indløbstiden fra forbrugerne er dels afhængig af vejret, hvor meget det regner, snør eller tør og med hvilke tidsintervaller dette sker, og dels afhængig af hvor forbrugerne bor på det 125 km^2 store oplandsareal.

I tørre perioder lejres der slam ude i rørsystemerne og de radioaktive isotoper der drysser ned fra de øvre luftlag, lægger sig på gader og tage. Hvis det regner eller tør, må det, alt efter regn/tø mængden, formodes at rørsystemet samt gader og tage vaskes "rene".

Indløbstiden fra forbrugerne længst væk fra Lynetten er knap 1 døgn, mens indløbstiden fra en forbruger tæt på Lynetten er ca. 15-30 minutter. I gennemsnit beregnes det spildevand der ankommer til Lynetten at være 1/2 døgn gammel. Behandlingstiden fra spildevandet når frem til Lynetten og til der bliver udtaget en slamprøve til SIS, vil i gennemsnit være 2 1/2 døgn. Det er behandlingen i det biologiske anlæg og efter-bundfældningstankene der er temmelig langvarig p.g.a. recirkuleringen.

Den totale alder på slamprøven, fra forbrugerne til udtagningen af en prøve vil derfor i gennemsnit være 3 døgn. Der skal dog tages forbehold for at denne alder er et gennemsnit og til stadighed vil veksle, hvad der fremgår af ovenstående.

Slamprøvemålingerne blev påbegyndt ved årsskiftet 1980/81. Da en prøvesprængning havde fundet sted i oktober 1980 ville den forventede stigning i nedfaldet i første del af 1981 ("forårstoppen") give mulighed for en "kalibrering" af systemet ved at relatere resultatet af målingerne af fissionsprodukter i slammet til målinger af de samme fissionsprodukter i luft og nedbør.

Adskillige fallout nukliser blev målt i 1984: Zr/Nb-95, Ru-103, Cs-137, Ce-141 og Ce-144. Desuden måles de "naturlige radio-nukliser Be-7 og K-40. Be-7, som dannes i atmosfæren udvaskes af nedbøren og Be-7 indholdet i slammet vil være et mål for nedbørsmængden i den periode hvorover slammet er indsamlet.

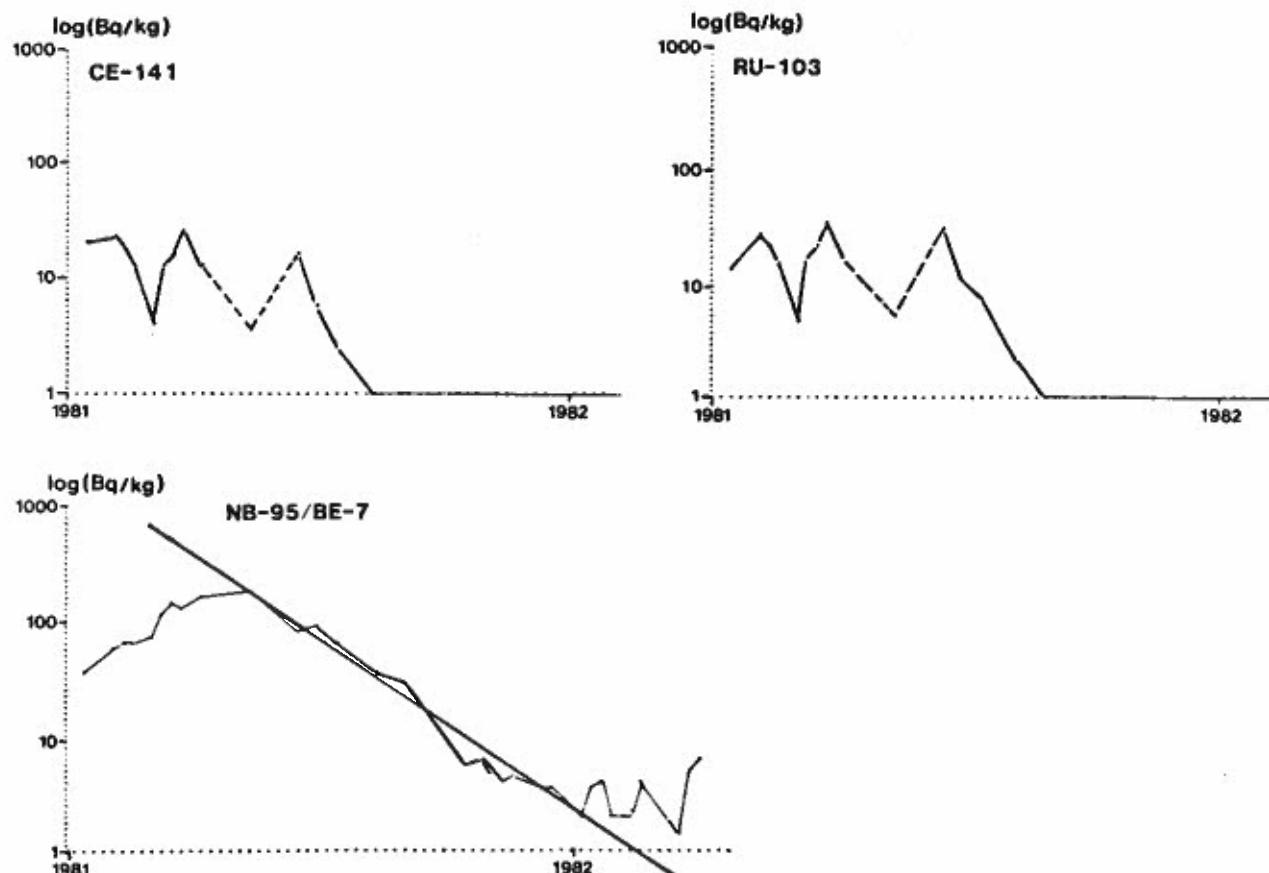
Figur 1 viser resultaterne for 3 af disse nukliser. Indholdet i slammet blev målt i ugentlige prøver, dog mangler visse perioder, hvor anlægget ikke producerede slam. Koncentrationen varierer med nedbørsmængden og derfor er forholdet mellem indholdet af Nb-95 og Be-7 udregnet. Heraf findes en effektiv halveringstid på ca. 40 dage.

Forårstoppen i slam for Ce-144 er sammenlignet med målingerne i regn og luft målt af Risø (Risø rapport 469) på figur 2. Forårstoppen kan ses, selvom den varierende nedbørsmængde gør den mindre synlig i slammålingerne.

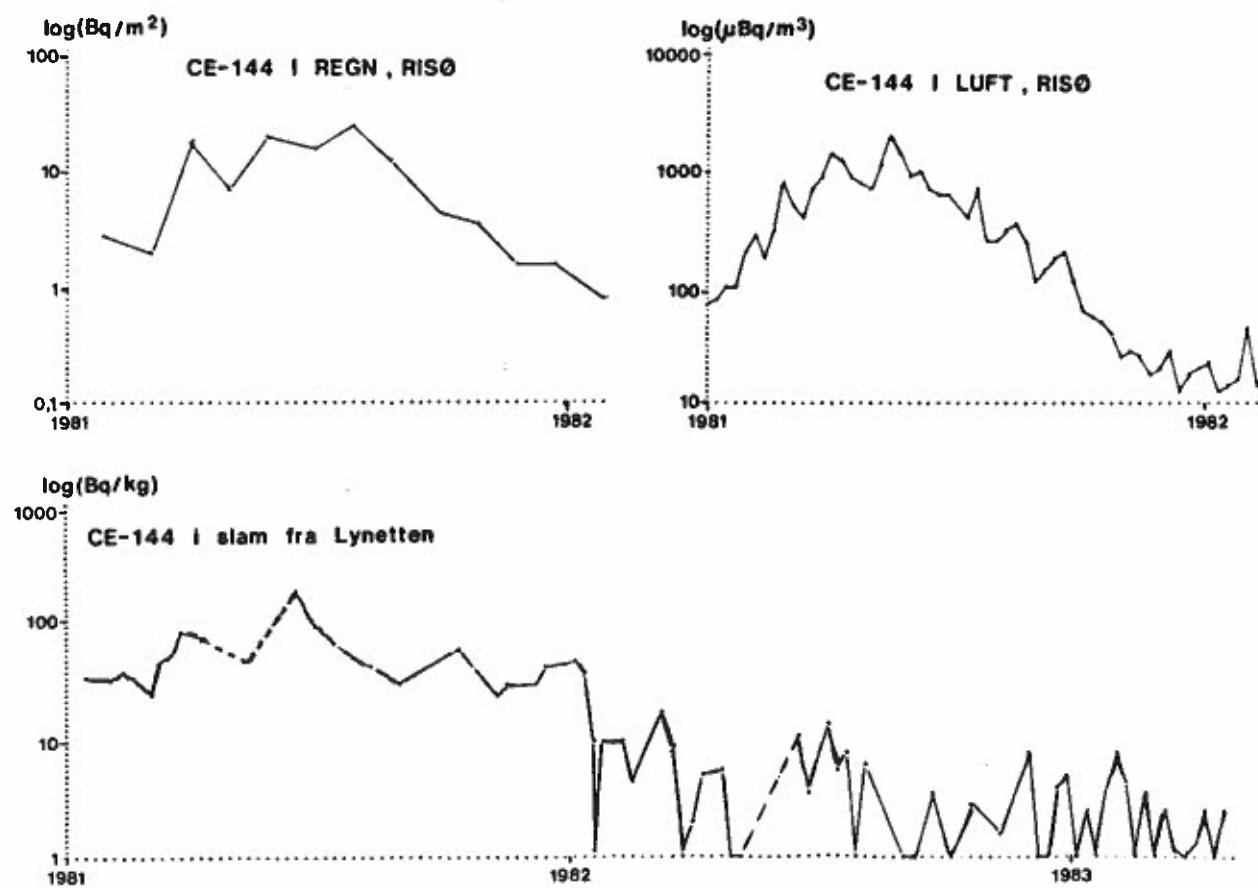
Efter 1981 er slammålingerne fortsat, som en indikator for et evt. radioaktivt nedfald over København og det løbende udslip til Øresund af radioaktive stoffer som anvendes på Københavnske sygehuse.

Fig. 3 viser resultatet af de løbende målinger af K-40 og Be-7 samt J-131, som hovedsageligt stammer fra behandlinger af patienter med sygdomme i gl. thyreoidea. Desuden følges indholdet af Cr-51, der også stammer fra den medicinske anvendelse, som tilsyneladende opkoncentreres i slammet.

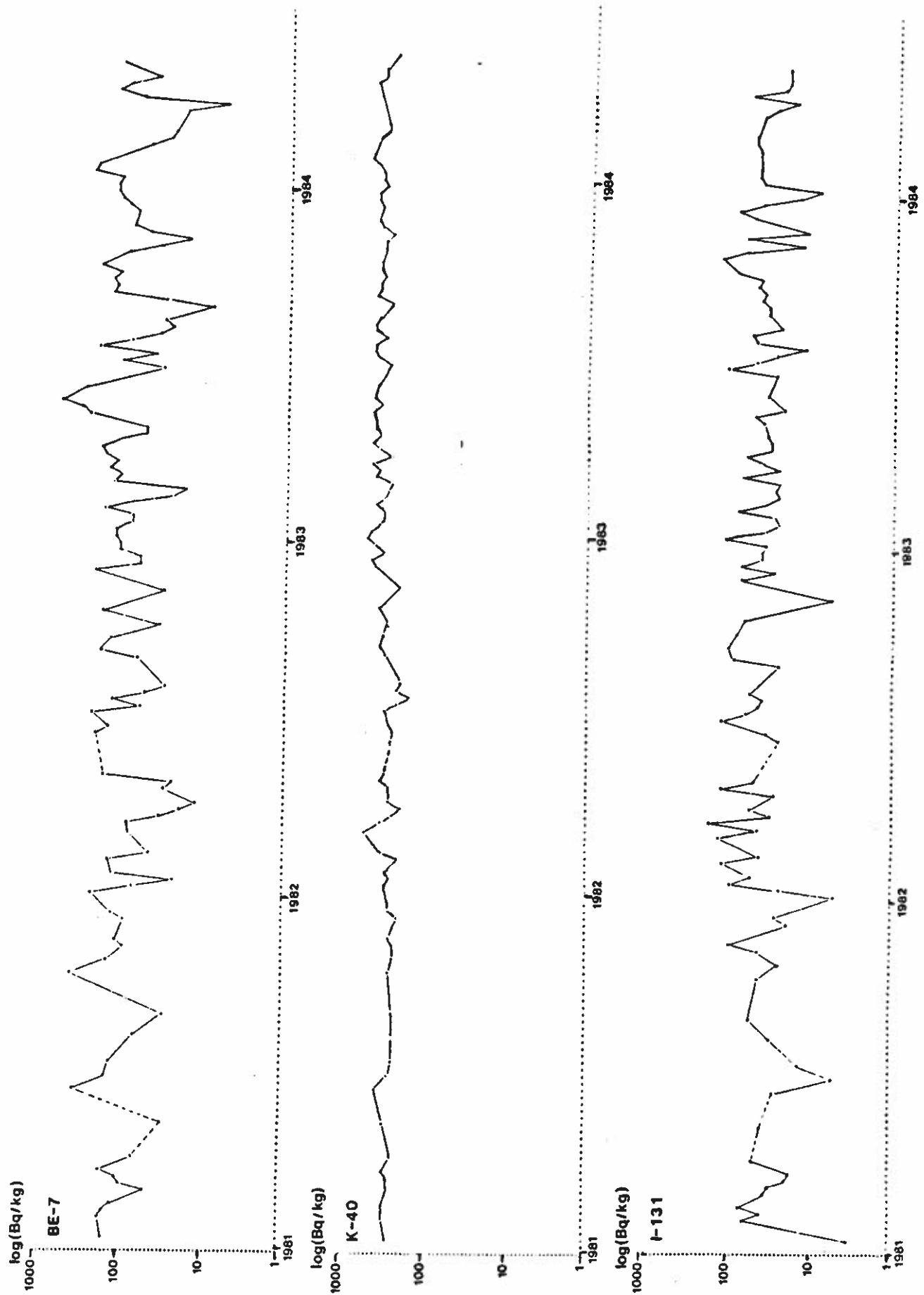
Den opkoncentrering gør det sansynligt at et nedfald over København af korrossionsprodukter fra Barsebæk ville kunne påvises ved slammålinger. Co-60 er set i slam samlet i Sverige, men ikke i slam fra Lynetten.



FIGUR 1: Fall-out i slam fra Lynetten.



FIGUR 2: Sammenligning af Ce-144 indholdet i luft, regn og slam.



FIGUR 3: Naturlige og menneskeskabte nukliser i slam fra Lynetten.
Målt i 1981-84.

EN RADIOEKOLOGISK UNDERSÖKNING I URANRIKA OMråDEN.

L.Hallstadius, R.Hedvall, E.Holm(1), H.Pettersson(2)

Radiofysiska institutionen
Lunds universitet
S-221 85 Lund
Sverige

Ett stort antal pröver har insamlats från uranprospekterat område i norra Sverige, för bestämning av framförallt ^{238}U -kedjans medlemmar.

Analys har gjorts på ren, fisk, lav, mossor, kvistar, blad, ljung, torv, jord, sediment, bär, vatten och luft. Aktivitetsnivåerna kan anses "normala" i denna typ av miljö. Utförda prospekteringsarbeten har haft inga eller endast marginella radiologiska konsekvenser.

(1) IAEA, Musee Oceanographique, Monaco-Ville, Monaco.

(2) O.S.S. Lab., Jabiru, N.T.5796, Australien

Nordic Society for Radiation Protection
7th Ordinary Meeting, 10-12 October, 1984
Copenhagen, Denmark

RADIOACTIVITY EMISSIONS FROM PEAT FIRED POWER PLANTS

Raimo Mustonen

Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety
P.O. Box 268, 00101 Helsinki, Finland

ABSTRACT

Radionuclide concentrations in combustion peat and in its ash products and radionuclide emissions with different particle sizes of fly ash from a 100 MW_t peat fired power plant are presented. The greatest activity emissions are associated with the smallest size fraction, below 1.3 µm. Activity emissions per input fuel energy with the average ESP collection efficiency of 94% are estimated for different radionuclides. They vary from 0.7 mBq MJ⁻¹ of ²³⁵U to 320 mBq MJ⁻¹ of ⁴⁰K. The average ²¹⁰Pb, ²¹⁰Po and ¹³⁷Cs emissions are estimated to be 200 mBq MJ⁻¹, 300 mBq MJ⁻¹ and 62 mBq MJ⁻¹, respectively. The ²¹⁰Po emission of 300 mBq MJ⁻¹ from a 100 MW_t peat fired power plant, for example, is calculated to cause the maximum concentration of about 600 nBq m⁻³ in the ground level air.

INTRODUCTION

The annual consumption of peat for energy production in Finland is about three million tons. The average net heat content of milled peat is normally 9 - 11 MJ kg⁻¹. In 1983 the total energy content of the combusted peat was about 30×10^9 MJ and it was close to six per cents of the total fossil fuel energy used for energy production in Finland. Almost all of the peat was used for industrial boilers and for district heating³.

In boiler plants peat is burned either in pulver form or as sod peat on a grate. Several types of furnaces and different methods of peat combustion have been developed. Normally the moisture of the peat coming to the power plants is 40 - 60%, so the peat has to be dried before it is taken into the furnace. Heavy fuel oil is used as a stabilizing fuel to control peat burning or to regulate the power generation. The oil portion may vary between 5 - 50% of the input fuel energy.

The ash concentration of peat is normally between 3 - 8% of the dry matter content. The ash passes into the flue gas stream as fly ash or it remains in the furnace as boiler slag or bottom ash. The main part of ash (66 - 98%) is fly ash⁶, which is usually collected with an electrostatic precipitator, ESP. Electrostatic precipitators are normally sized to operate with a collection efficiency of 99%, but in actual operation the ESP efficiency varies between 71 - 99.8% with an average value of 94%^{2,6}. Amounts of radionuclides emitted from a peat fired power plant depend on many factors; radionuclide concentrations in peat fuel, portion of oil, ash concentration of peat, load level of the boiler, fly ash collection efficiency and size distribution of fly ash.

This paper describes the emissions of different radionuclides from peat fired power plants, but the description will be prefaced with a brief review on the radioactivity of peat and its ash products.

RADIOACTIVITY OF PEAT AND ITS COMBUSTION PRODUCTS

Peat contains both natural and artificial radionuclides. The artificial radionuclides originate from fallout of nuclear weapons tests. The long-lived fallout radionuclides ^{137}Cs and ^{90}Sr have the greatest activity concentrations in peat. The average concentrations of ^{137}Cs and ^{90}Sr in peat ash^{4,7} are about 800 Bq kg^{-1} and 300 Bq kg^{-1} , respectively. Natural radionuclides are carried into peat by ground water and also as fallout from the air. Radioactive decay chains of natural radionuclides are not in radioactive equilibrium in peat, because different elements dissolve in different ways into the ground water. Uranium has been observed to be accumulated in peat more effectively than, for example, radium. Uranium concentrations of even several per cents have been measured in peat ash from some Finnish and Swedish peat bogs⁸. Typically the uranium concentration in peat used for energy production, however, is only a few ppm^{4,6}.

Table 1 shows the average radionuclide concentrations in peat and its combustion products, bottom ash and fly ash collected with an electrostatic precipitator^{4,6}. ^{210}Pb and ^{210}Po concentrations in peat are higher than those of other radionuclides in the uranium decay chain. This is due to the fact that part of ^{210}Pb in peat originates from the natural fallout.

Table 1. Average radionuclide concentrations in peat and its combustion products.

	^{238}U	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	^{228}Ra	^{228}Th	^{235}U	^{40}K	^{137}Cs
	Bq kg^{-1}								
Peat	15	6.5	85	75	2.5	2.1	0.9	23	46
Bottom ash	30	30	85	50	14	14	1.5	360	170
Fly ash	160	120	970	1200	46	44	8.2	380	810

The concentrations in the table show that, in particular, the easily vaporizing polonium, lead and cesium are concentrated on fine fly ash particles. Those radionuclides, which are vaporized at a high furnace temperature ($750 - 1400^{\circ}\text{C}$), will adsorb or condense most easily on fine particles when the flue gas stream cools.

RADIOACTIVITY EMISSIONS WITH DIFFERENT PARTICLE SIZES

The particle size distribution and the radionuclide concentrations of different particle sizes in fly ash emissions from a peat fired power plant were studied by Mustonen and Jantunen⁵. The studied boiler was a 100 MW_t municipal district heat and electricity generating unit, fired with milled peat (75% of heat input) and residual oil (25%). Samples of emitted fly ash after the ESP were collected during five days with a high-volume cascade impactor modified for stack sampling. At the same time samples of input peat fuel were collected and the heat load of the power plant was checked. The emitted fly ash was separated into five size fractions with the cut sizes of $1.3 \mu\text{m}$, $2.1 \mu\text{m}$, $4.2 \mu\text{m}$ and $10 \mu\text{m}$. The concentrations of ^{137}Cs and natural gamma radiation emitting radionuclides in peat and size fractionated fly ash samples were measured with a Ge(Li)-spectrometer. The mean ash concentration of peat was 6.1%. The fly ash and radionuclide emissions were measured as milligrams and millibecquerels per input fuel energy (mg MJ^{-1} and mBq MJ^{-1}).

The mean heat load of the power plant during the collection period was 74 MW_t and the mean ESP collection efficiency was better than 99.7%. Figure 1 shows the cumulative distribution of aerodynamic diameter of emitted fly ash, D_A . The mass median aerodynamic diameter, MMAD, was about $1.9 \mu\text{m}$ with a geometric dispersion of 3.0. This figure also shows the cumulative distribution of the particulate emission samples (mg MJ^{-1}). This distribution is close to log-normal with a median value of 8.73 mg MJ^{-1} and a geometric dispersion of 1.3. The fly ash emission during this study was exceptional

low because of very high ESP collection efficiency. One reason for the high collection efficiency was the fact that the boiler was driven at the heat load of only 74% of its nominal capacity.

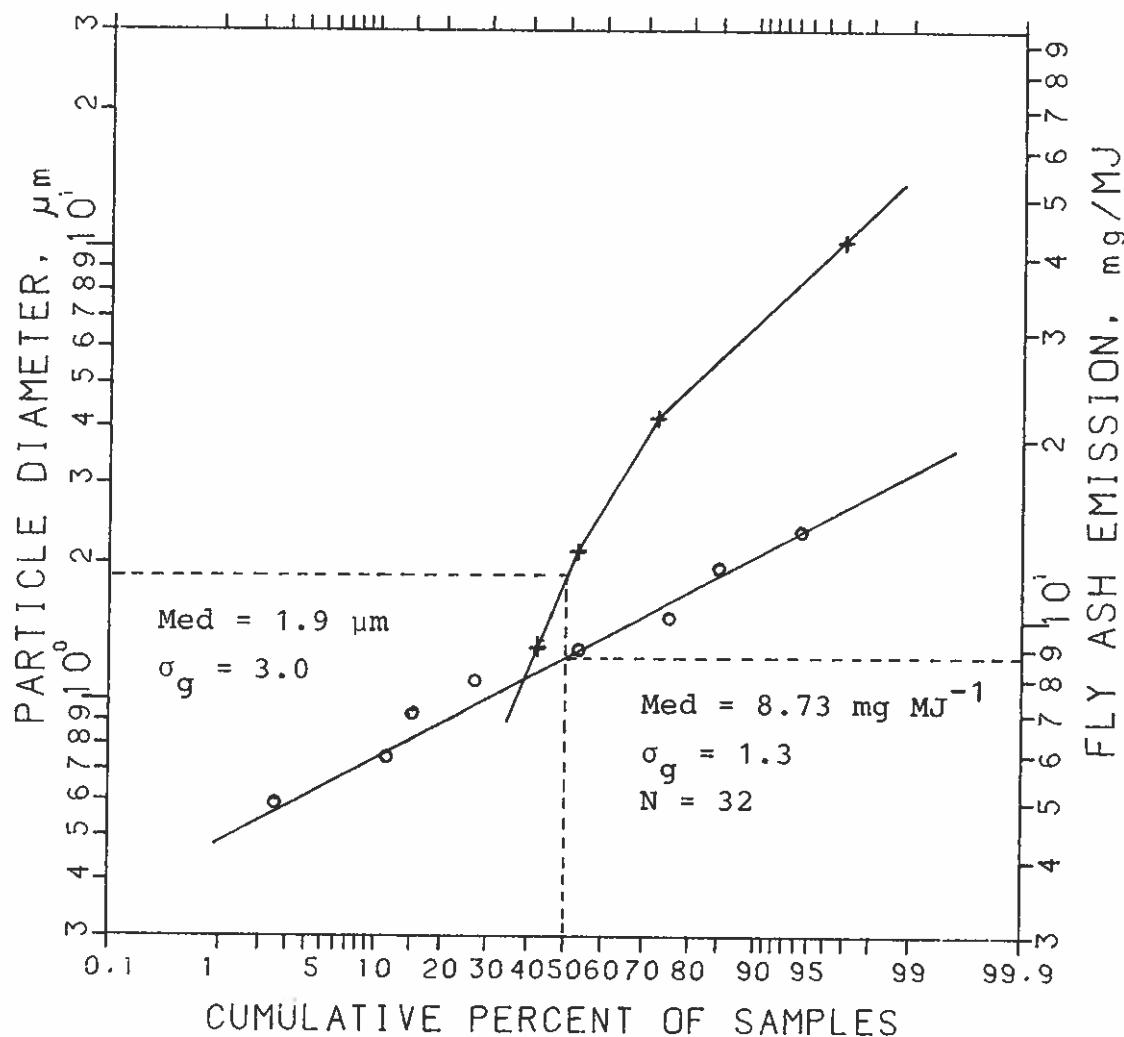


Figure 1. Cumulative distributions of aerodynamic particle diameter and fly ash emission after ESP. A 100 MW_t peat/oil fired power plant ($t = 120$ hours).

Table 2 shows the radionuclide concentrations in peat fuel and the radionuclide emissions per input fuel energy by size fractions of emitted fly ash. We can see that ^{210}Pb , in particular, shows increasing activity emissions with decreasing particle size. The furnace temperature of boiler was 1250 - 1350 °C, where the greatest deal of lead is vaporized ⁶, and probably the situation is same with polonium. At the sampling point the flue gas temperature was 105 - 125°C. At this temperature part of the vaporized elements have already attached to fly ash particles, but the portions of vaporized radionuclides penetrated the backup filter of the sampling impactor cannot be estimated from these results. So the figures presented in this paper concern only the particulate radionuclide emissions.

Table 2. Radionuclide concentrations in peat, size fractionated fly ash emissions and radionuclide emissions by size fractions from a 100 MW_t peat/oil fired power plant ($t = 120$ hours).

$D_A(\mu\text{m})$	<1.3	1.3-2.1	2.1-4.2	4.2-10	>10	Total
mg/MJ ⁽¹⁾	3.65	0.71	1.65	2.01	0.20	8.73
$\sigma_g^{(2)}$	1.3	1.3	1.3	1.6	2.0	1.3
Peat Bq/kg		Emission	mBq/MJ			
^{238}U 16	0.39	0.17	0.33	0.44	0.060	1.39
^{226}Ra 8.9	0.62	0.17	0.36	0.40	0.092	1.64
^{210}Pb 30	13.0	1.58	2.79	2.37	0.37	20.1
^{228}Ra 5.3	0.31	0.078	0.20	0.24	0.038	0.87
^{228}Th 5.6	0.34	0.11	0.23	0.28	0.056	1.02
^{235}U 0.34	0.029	0.009	0.013	0.016	0.003	0.07
^{40}K 21	8.80	5.53	6.45	6.29	4.50	31.6
^{137}Cs 27	2.63	0.66	1.30	1.31	0.16	6.06

(1 median

(2 geometric dispersion

EMISSIONS WITH THE ESP COLLECTION EFFICIENCY OF 94%

In actual operation of power plants the ESP collection efficiencies have been observed^{2,6} to vary between 71 - 99.7%. The long-time average collection efficiency has been about 94% and this value will be used in this paper when estimating the average radionuclide emissions from peat fired power plants. The collection efficiency of electrostatic precipitators depends on many factors, for example, ash concentration of peat, oil portion in fuel, heat load of boiler, size distribution and dielectricity of fly ash particles, etc. Pohjola et al.⁶ have estimated that the average fly ash emission from peat fired power plants with an ESP collection efficiency of 99% is 17 mg MJ⁻¹. Jantunen et al.² have measured the average fly ash emission of 90 mg MJ⁻¹ with an ESP collection efficiency of 94%. If we assume that the radionuclide emissions presented in Table 2 will increase in direct proportion to the fly ash emissions, we can estimate the radionuclide emissions per input fuel energy with an ESP collection efficiency of 94%. The results are given in Table 3. ²¹⁰Po emission is estimated from the results of Pohjola et al.

Table 3. Estimated particulate radionuclide emissions from peat fired power plants with an ESP collection efficiency of 94%.

Nuclide	Emission, mBq MJ ⁻¹
²³⁸ U	14
²²⁶ Ra	17
²¹⁰ Pb	200
²¹⁰ Po	300
²²⁸ Ra	9
²²⁸ Th	10
²³⁵ U	0.7
⁴⁰ K	320 ?
¹³⁷ Cs	62

DISCUSSION

The results presented above concern only the particulate radionuclide emissions from peat fired power plants. Because it is evident that some part of vaporized or on very fine particles ($<0.5 \mu\text{m}$) attached radionuclides has penetrated the sampling equipment, the total radionuclide emissions cannot be estimated from these results. However, the particulate emissions give the order of magnitude for the total emissions. Because radionuclide concentrations of peat from different peat bogs may vary within quite broad limits, the estimates for average radionuclide emissions must, in any case, be done pretty roughly.

The radionuclide concentrations in ground level air due to the emissions from power plants depend on release rate and particle size distribution of fly ash, effective release high and air conditions. Dispersion models have to be used when estimating the radionuclide concentrations in the ground level air. If we assume that the release rate is continuous, the effective release high is 150 m, the windrose is uniform (ie, dispersion around 2π) with a mean wind speed of 3 m s^{-1} and the temporal portion of rain is 10%, then the maximum ground level air concentrations will occur at a distance of 1.5 - 3 km from the power plant, depending on the meteorological conditions and the surrounding terrain¹. By using the results in Table 3, a 100 MW_t peat fired power plant, for example, will cause the maximum ^{210}Po concentration of about 600 nBq m^{-3} in the ground level air.

REFERENCES

1. Clarke,R.H., 1979, "A Model for Short and Medium Range Dispersion of Radionuclides as Released to the Atmosphere", The First Report of a Working Group on Atmospheric Dispersion, NRPB-R91, National Radiological Protection Board, Oxfordshire.
2. Jantunen,M.J., Itkonen,A., Lihtamo,H. and Savolainen,T., 1983, "Emissions of Two Milled Peat Fired Power Plants", Report D 41, Ministry Of Trade and Industry, Helsinki (In Finnish, English abstract).
3. Energy Statistics 1983, Ministry of Trade and Industry, 1984, Helsinki.
4. Mustonen,R. and Sinkko,K., 1981, "Radioactivity of Peat, Coal and Their Combustion Products", Report STL-B-36, Institute of Radiation Protection, Helsinki (In Finnish).
5. Mustonen,R. and Jantunen,M., "Radioactivity of Size Fractionated Fly Ash Emission from a Peat Fired Power Plant", (To be published).
6. Pohjola,V., Hahkala,M. and Hässänen,E., 1983, "Emission Inventory of Coal, Peat and Oil-Fired Power Plants", Research Reports 231, Technical Research Centre of Finland, Helsinki (In Finnish, English abstract).
7. Rissanen, K., Unpublished results, Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety, Helsinki.
8. Yliruokanen,I., 1980, "The Occurrence of Uranium in Some Finnish Peat Bogs", Kemia-kemi,4/1980, Helsinki.

NORDIC SOCIETY FOR RADIATION PROTECTION
7. General Meeting in Copenhagen 10. - 12. October 1984.

DRY DEPOSITION IN URBAN AREAS

Jørn Roed and Henry L. Gjørup

Health Physics Department
Risø National Laboratory
DK-4000 Roskilde, Denmark

1. INTRODUCTION

The dry deposition velocity is a very important parameter in calculating the long-term consequences of an accidental release of radioactive particles from nuclear reactors. (Thykier, 1980)

2. DRY DEPOSITION

2.1. Definition

Pollution in air can have different forms as liquid drops, reactive and non-reactive gas, and small solid particles. The dispersed pollutant can be removed from the air by different processes. Removal in the absence of precipitation is normally called dry deposition. This paper will be restricted to the study of dry deposition of aerosol particles.

To describe aerosol deposition Gregory (1945) and Chamberlain (1953) introduced the concept of deposition velocity

$$v_d(z_d) = \frac{F(z_d)}{x(z_d)}, \quad \text{where}$$

z_d is the height at which v_d is determined, $F(z_d)$ the downward flux of the contaminant towards the surface at height z_d and $x(z_d)$ is the concentration of the contaminant at height z_d .

2.2. Deposition on rough and smooth surface

A smooth surface is one in which the roughness elements are so small that they do not penetrate the sublaminar layer created at the surface.

At rough surfaces the roughness elements are sufficiently large to be able to penetrate the sublaminar layer and this will cause a greater deposition than at smooth surfaces.
(Ahmed 1979, Jonas, 1978 and Underwood 1983)

2.3. Urban areas

The deposition in urban areas can be dealt with in two ways:

One is to consider the total urban surface as a rough surface with the buildings forming the roughness elements, and from this model find the total deposition to the urban area.

This way of dealing with deposition has some serious drawbacks: First, the distribution of the deposited material on the different vertical and horizontal surfaces are not found, and knowledge of this distribution is important in dose calculations. Secondly, when this sort of model is used the deposition velocities chosen are often those found from experiments in rural areas with a comparatively dense canopy, characterised by, e.g. friction velocity or roughness length.

The use of such deposition velocities in urban areas can greatly overestimate the deposition here.

To describe the deposition in urban areas properly it seems better to take another approach where the deposition processes in the canopy are looked at in detail, so that deposition on the separate roughness element are examined.

This type of model is developed for dense canopies by Thom (Thom 1967). Unfortunately, Thom's model cannot be used for calculating deposition in open canopies such as urban areas.

For describing deposition in urban area canopies it seems necessary to examine the air flows over the surface of the separate roughness elements and from these to calculate the deposition on the different surfaces (roads, walls, roofs, etc.).

Although urban areas, as such, must be characterised as a rough surface, many of the separate surfaces within them are generally fairly smooth. The model must be able to cope with these characteristics.

3. RELEVANT LITERATURE

The dry deposition velocity has been investigated in several laboratories and field experiments on different surfaces such as grass, bare soil, and metal.

Nearly all experiments dealing with vertical surfaces have been dedicated to finding the deposition velocities on smooth vertical tube surfaces. (Davies 1966, Sehmel 1970, 1973, Liu 1974, Slinn 1978, Friedlander and Johnston 1957).

Only a few of the wind tunnel experiments have dealt with vertical surfaces.

Measurements of the overall deposition in urban areas are also very scarce and those found in a literature review all dealt with total deposition, dry as well as wet e.g. (Andersen 1978).

4. THE DRY DEPOSITION VELOCITIES USED IN REACTOR SAFETY STUDIES

The problems of finding a convincing model for dry deposition in urban areas are reflected in the deposition velocities used in recent reactor safety studies.

The Rasmussen Report, WASH 1400, 1975, has used a constant deposition velocity of 1 cm/s independent of the weather situation, pollution form, and type of surface (rural or urban).

Later American studies as NUREG/CR-2239 (1982) and the German safety study (Gesellschaft für Reactorsicherheit) have also used deposition velocities of 1 cm/s for rural as well as for urban areas.

The Swedish study (Statens Strålskyddsinsitut 1979) has used a deposition velocity of 0.3 cm/s in both rural and urban areas.

In the latest British study (Kelly and Clarke 1982), the deposition velocities used are 0.1 cm/s for particles, 1 cm/s for inorganic iodine, and 0.001 cm/s for organic iodine for rough surfaces (roughness length 30 cm) independent of the density of the canopy, so that in urban as well as most rural areas these values will be used.

In the Swedish study of the consequences to Danish territory of a hypothetical reactor accident at the Barsebäck power plant (Forsvarets Forskningsanstalt 1983), the deposition velocities are chosen as 0.2 cm/s for particles, 0.005 cm/s for inorganic iodine, and 0.5 cm/s for organic iodine. These values are used for rural as well as urban areas.

Until now the only studies where different deposition velocities for urban and for rural areas have been used are the Danish ones. These reflect the work done at Risø National Laboratory in this field.

In the study of radioactive contamination on Danish territory (Gjørup et al. 1981) deposition velocities of 2 cm/s for rural and 0.2 cm/s were used for urban surfaces. It must be emphasized that the deposition velocity of 0.2 cm/s is used for all urban surfaces, horizontal, vertical, and sloping, so that the overall deposition velocity for the urban area will be about 0.3 cm/s.

In the study of the consequences of actual large reactor accidents calculated on the basis of empirical data (Gjørup et al. 1983) the values suggested by (Roed 1982) were used. That is, for rough rural areas 0.2 cm/s for particles and 1 cm/s for inorganic iodine, and for urban surfaces 0.04 cm/s for particles and 0.2 for inorganic iodine. As mentioned above, the deposition velocities for urban surfaces are used on the real surfaces, so that the overall deposition for the urban area will be about 0.06 cm/s for particles and 0.3 cm/s for inorganic iodine.

5. EXPERIMENTS ON DRY DEPOSITION

To find deposition velocity parameters for urban areas, some typical Danish houses with brick walls as well as with plastered surfaces were chosen for investigation. The surface we wanted to examine was covered with a plastic paint to prevent the escape of deposited material during later operations.

An approximately 5-mm thick layer of the surface was sliced off, pulverised, and later analysed for its content of ^{137}Cs by gamma spectroscopy. The next 5-mm thick layer underneath the first was also analysed for its content of ^{137}Cs . We found

from this measurement that the ^{137}Cs was confined to the outermost layer.

The concentration of fall-out particles in air has been measured continuously by Aarkrog and Lippert since 1960 until now. From these data we have calculated the timeintegrated concentration of ^{137}Cs for the period where the surface has been exposed to air containing ^{137}Cs -particles.

The time-integrated concentration was then corrected for decay until the time when the sample is taken.

The deposition velocity was then found as the deposited ^{137}Cs per unit surface area (Ci m^{-2}) divided by the corrected time integrated concentration (Ci y m^{-3}). The results are given in the table.

Table I. Deposition of ^{137}Cs on walls

When built (year)	Area of surface (m^2)	Deposition of ^{137}Cs (nCi m^{-2})	Time-integrated concentration of ^{137}Cs in air, corrected until sampling (fCi y m^{-3})	Deposition velocity (cm s^{-1})
Brick wall				
1900	0.109	0.854 ± 0.239	178.18	0.015 ± 0.004
1920	0.145	0.590 ± 0.208	178.18	0.010 ± 0.003
1920	0.149	1.030 ± 0.264	178.18	0.018 ± 0.004
1920	0.090	0.171 ± 0.136	178.18	0.003 ± 0.003
1920	0.037	0.439 ± 0.290	178.18	0.008 ± 0.006
before 50	0.040	1.326 ± 0.610	178.18	0.024 ± 0.003
1956	0.177	3.545 ± 0.117	161.72	0.070 ± 0.009
1957	0.080	1.623 ± 0.424	155.31	0.033 ± 0.012
*1958	0.182	0.137 ± 0.073	146.20	0.003 ± 0.002
Plastered wall				
1918	0.097	1.627 ± 0.163	178.18	0.029 ± 0.006
before 50	0.210	4.802 ± 0.672	178.18	0.085 ± 0.021
before 50	0.142	0.784 ± 0.169	178.18	0.014 ± 0.004
before 50	0.145	2.412 ± 0.135	178.18	0.043 ± 0.007

The deposition on the walls can be divided into dry and wet depositions.

For the samples taken from walls that are well protected from rain, snow and hail the calculated deposition velocity is the dry deposition velocity.

One of the samples was taken from a very well protected spot on the inside of a carport, (this sample is marked with a star in the table). Five other samples were taken from fairly well-protected walls of houses with large eaves. The rest were taken from houses with small or no eaves; for these last samples in particular there could be a surplus of ^{137}Cs from rain striking the wall surfaces so that the calculated deposition velocity would then represent an upper limit of the dry deposition velocity.

For the deposition velocity given here major potential source of error is that weathering effects, and the effect of cleaning buildings, removal of paint, etc. will eliminate a portion of the deposited ^{137}Cs .

Concerning the cleaning of walls and removal of paint, the effect on the deposited caesium is probably small because there is no tradition in Denmark for regularly cleaning the outer walls and furthermore the only samples taken from painted houses were those from four plastered houses. The samples were taken from areas of the walls where the old paint did not seem to have been removed by the redecoration processes.

The weathering effect is probably also fairly small as explained in the following:

Wiltshire and Owen (1965, 1966) used firehosing to clean paved areas. They found a decreasing effect for decreasing

particle size. Even for smoothly textured surfaces they came to the conclusion that there was practically no decontamination effect for particle sizes of 10 μm or less. Corn (1961) stated that solid aerosols apparently adhere with great tenacity to solid surfaces; even vigorous blowing on a surface dislodges only few particles smaller than 10 μm .

The findings of Wiltshire and Owen, and Corn agree with our own decontamination experiments, where we tried to remove deposited ^{137}Cs fall-out particles from roof material by vigorous blowing followed by a washing procedure. We found no effect on smooth roof material. (Table 2)

The experiments referred to here are of short duration and the weathering effect could be more efficient during 20 y exposure.

Therefore, a series of experiments with ^7Be as a tracer has been started.

As ^7Be has a halflife of 57 days the deposition velocity refers to a much shorter exposure period than the ones for ^{137}Cs and weathering has consequently been in operation for a much shorter time.

Our first calculation of the deposition velocity from the ^7Be measurement is in good agreement with the velocities shown in Table 1.

6. CONCLUSION AND DISCUSSION

There is a extensive need for developing a model for deposition in urban area, and measuring deposition velocities for these areas to use as parameters in the model. Some attempt towards this has been made (Roed 1982, 1983, Jensen 1983).

The values of deposition velocities for urban surfaces reported

here are considerably lower than that used in most reactor safety studies.

It is of great importance that a realistic deposition velocity be used in order to correctly calculate dose to people living in an urban area.

Table 2. Decontamination factors for roof material decontaminated by vigorous blowing and washing.

Roof slope	When built	Area	Decontamination factor: activity before / activity after
<u>Red tile</u>			
20	1900	0.274	1.05
40	1952	0.231	1.00
45	1914	0.104	1.05
50	1914	0.232	1.03
45	1900	0.233	1.00
<u>Glazed tile</u>			
45	1918	0.192	1.16
<u>Cement tile</u>			
45	1943	0.201	1.30
45	1935	0.272	1.89
45	1930	0.246	1.35
45	1910	0.234	1.01
<u>Slate</u>			
45	1918	0.236	1.00
50	1909	0.233	1.15
<u>Waved asbestos cement</u>			
	before		
45	50	0.242	1.76
45	1950	0.242	1.22
45	1955	0.241	2.27
<u>Slate of asbestos cement</u>			
20	1947	0.190	1.09
22	1950	0.248	0.96
<u>Siliconetreated asbestos cement</u>			
40	1972	0.249	0.97

7. REFERENCES

- AARKROG, A. et al. (1958-80) Environmental radioactivity in Denmark. Risø R 3,9,14,23,41,63,85,107,130,154,180, 201,220,245,26,291,305,323,345,361 and 403.
- AHMED, ABDEL-RAHMAN ABDEL-AZIS (1979). Untersuchungen zur aerosoldeposition an Oberflächen. Inaugural-Dissertation zur Erlangen des Doktorgrades der Naturwissenschaften der Justus-Liebig-Universität, Gissen.
- DAVIES, C.N. (1966). Aerosol Sciences, pp. 408, 425-440, Academic Press, New York.
- FRIEDLANDER, S.K. and JOHNSTONE, H.F. (1957). Deposition of Suspended Particles from Turbulent Gas Streams. Ind. Eng. Chem., 49, 1151-1156.
- FÖRSVARETS FORSKNINGSANSTALT (1983). Konsekvenser av Radioaktiv Kontaminering i Danmark i Händelse av ett stort Reaktorhaveri i Barsebäck. Preliminär Sammenfatning. (in Swedish). Försvarets Forskningsanstalt, Sweden.
- GJØRUP, H.L. et al. (1982). Radioactive Contamination of Danish Territory after Core-melt Accidents at the Barsebäck Power Plant. Risø-R-462.
- GJØRUP, H.L., MICHEELSEN, B., and THYKIER-NIELSEN, S. (1983). Consequences of Large Reactor Accidents Calculated on the Basis of Empirical Data. IAEA-CN-42/315. Vienna.
- GREGORY, P.H. (1945). The Dispersion of Air-borne Spores, Trans. Brit. Mycol. Soc., 28, 26.
- JENSEN, N.O. (1984). Dry Deposition and resuspension of particulate matter in city environment, Risø-M-2438.

JONAS, R. (1979). Statusbericht über de Feldversuche zur Bestimmung der Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen, ZST-bericht Nr. 295.

KELLY, G.N., and CLARKE, R.H. (1982). An Assessment of the Radiological Consequences of Releases from Degraded Core Accidents for the Sizewell PWR. NRPB-R137.

LIU, B.Y.H., and ILORI, T.A. (1974). Aerosol Deposition in Turbulent Pipe Flow. Environmental Science and Technology 8, 351-356.

ROED, J. (1981). Undersøgelse af Overfladedeponering med Hensyn på Beregning af Deponering af Luftbæret Materiale Frigjort ved Kernenedsmelting i Kraftreaktorer. Risø-M-2274.

ROED, J. (1983). Deposition Velocity of Caesium-137 on Vertical Building Surfaces. Atmospheric Environment, Vol. 17, No. 3.

SEHMEL, G.A. (1970). Particle Deposition from Turbulent Air Flow. J. Geophys. Res. 75, 1766-1781.

SEHMEL, G.A. (1973). Particle Eddy Diffusivities and Deposition Velocities for Isothermal Flow over Smooth Surfaces. J. Aerosol Sci. 4, 125-133.

SLINN, W.G.N. (1978). Parameterizations for Resuspension and for Wet and Dry Deposition of Particles and Gases for Use in Radiation Dose Calculations, Nuclear Safety 19, 205-219.

STATENS STRÅLSKYDDSINSITUT (1979). Effektivare Beredskap (in Swedish), SSI Stockholm.

THOM, A.S. (1968). The Exchange of Momentum, Mass and Heat Between an Artificial Leaf and the Airflow in a Wind Tunnel, Quart. J. Roy. Meteor. Soc. 94, 44-55.

THYKIER-NIELSEN, S., and LARSEN, S. (1980). The Importance of Deposition for Individual- and Population Doses in Connection with Routine Releases from Nuclear Power Plants. Risø-M-2205.

UNDERWOOD, B.Y. et al. (1983). Review of Specific Effects in Atmospheric Dispersion Calculations. Final Report of Contract SROLL-80 UK (B). United Kingdom Atomic Energy Authority.

WASH-1400 (1975). Reactor Safety Study. An Assessment of Accident Risks in U.S. Commercial Nuclear Power Plants, Appendix VI. USAEC, Oct. 1975.

WILTSHERE, L.L. and Owen, W.L. (1965). Removal of simulated fallout from asphalt street by firehosing techniques. U.S. Naval Radiological Defence Laboratory.

WILTSHERE, L.L. and Owen, W.L. (1966). Three tests of firehosing technique and equipment for the removal of fallout simulant from asphalt street and roofing materials. U.S. Naval Radiological Defence Laboratory, USNRDL-TL-1048.

RESYME

Et forsøk på å implementere ICRP-26 i norsk lovgivning.

Tor Wöhni

Ioniserende stråling som arbeidsmiljøproblem er dekket av to ulike lover i Norge, nemlig den såkalte Røntgenloven som forvaltes av Statens Institutt for Strålehygiene, og Arbeidsmiljøloven som forvaltes av Arbeidstilsynet.

For tiden arbeides det med revisjon av stråleforskrifter under begge lovgivningene.

Arbeidstilsynets forskrifter har tradisjonelt omhandlet regler for helsekontroll av yrkeseksponerte. Revisjonsforslaget omhandler dessuten dosegrensen for yrkeseksponerte, minstealder for ansettelse, regler for overføring av gravide m.m. ICRP's optimaliseringsprinsipp er tilegnet en egen paragraf:
"Arbeidsgiver skal påse at all stråleeksponering blir holdt så lavt som mulig".

Røntgenlovens forskriftsforslag inneholder også ICRP's optimaliseringsprinsipp, ved siden av en fullstendig presentasjon av dosegrensene. I dette forslaget har ICRP's prinsipp om justication fått en egen paragraf:

"All bruk av stråling skal være berettiget.

Stråling skal ikke brukes dersom det finnes likeverdige alternativer som medfører mindre ulempe enn bruk av stråling.

Produsent/importør eller eier plikter å skaffe tilveie de opplysninger av radiologisk og ikke-radiologisk art som er nødvendig for å kunne vurdere nytte og ulempe ved et produkt eller en virksomhet".

Nordisk Selskab for strålebeskyttelse. København okt. 1984.

Arne Bull
vernesjef/helsefysiker
Universitetet i Oslo

SAMARBEIDSavTALE OM STRÅLETILSYN MELLOM STATENS INSTITUTT FOR STRÅLEHYGIENE OG ARBEIDSTILSYNET I NORGE

Arbeidsmiljøloven i Norge omtaler stråling som en risikofaktor i arbeidslivet. Tilsyn etter arbeidsmiljøloven utføres av Arbeidstilsynet (AT). Tilsyn med strålekilder utføres imidlertid av Statens Institutt for Strålehygiene (SIS), forøvrig på basis av særskilt lov "Lov om bruk av radium og røntgen m.v.".

Det skal tilføyes at AT i alle år har hatt tilsynet med den medisinske kontroll av strålingsarbeidere. Slik sett har det vært en deling av tilsynsoppgaver på strålevernsområdet, men et mer planmessig samarbeid har vært savnet.

Utvalgets mandat og arbeidsform.

For en tid tilbake ble det nedsatt et utvalg med representanter fra begge tilsynsmyndigheter og med undertegnede som "bruker-representant" for dem begge og med oppgave å lede utvalget. Vi fikk et tre-delt mandat:

- a) Vurdere praktiske samarbeidsmuligheter mellom AT og SIS.
- b) Vurdere hvordan Direktoratet for arbeidstilsynet kan opparbeide kompetanse på strålevernssektoren.
- c) Vurdere hvordan AT's distriktsavdelinger kan opparbeide liknende kompetanse.

Utvalget prioriterte mandatets punkt a. Vi listet først opp de ulike former for strålingsanvendelser som finnes i arbeidslivet, og foretok så en gruppeinndeling med tanke på en trinnvis utvikling av et praktisk samarbeid og den kompetanseutvikling som behøves.

Et poeng ved trinnvis iverksettelse er å kunne vinne erfaringer tidligst mulig. De to tilsynsmyndigheter tilhører hver sine statlige departementer (ministerier) og har noe ulike juridiske og praktiske grunnlag. En samkjøringsperiode ble derfor anbefalt. Dessuten er helsefysikk/strålevern en høyt utviklet spesialitet med store kompetansekrav, også i de tilfeller der forholdene kan synes enkle. Strålingsfare kan lett misforstås.

Forutsetninger for samarbeidet.

Generelt kan man si at SIS har sin styrke i kompetanse på strålevernsområdet, mens AT har sin styrke i inspeksjonskapasitet.

Hovedtanken for et samarbeid er å la SIS være den normsettende og kravformulerende myndighet, mens AT gjennom inspeksjonsvirksomhet fører tilsyn med at vilkårene er oppfylte.

Et detaljert saksbeandleropplegg og rutiner for meldinger er foreslått slik at juridiske og faglige forhold ivaretas. SIS og AT skal holde hverandre underrettet på nærmere bestemt måte. Gjennom inspeksjonsskjemaer/sjekklister vil AT's inspektører ha definert sine oppgaver og fullmakter. SIS vil ha det overordnede faglige ansvar hvis det oppstår tvilstilfeller.

Delinnstilling I.

Utvalgets første delinnstilling foreligger nå til vurdering. Den omtaljer samarbeidets forutsetninger og organisering. Dessuten har utvalget i detalj foreslått iverksettelse av det praktiske tilsyn på to tilsynsområder (trinn 1), nemlig:

1. Industrielle kontrollkilder.
2. Gruver og bergrom (radoneksposisjon).

Industrielle kontrollkilder.

I dette samarbeidet vil SIS typegodkjenne utstyr og SIS vil utstede tillatelser til installasjon og drift på basis av søknad fra bruker/leverandør i hvert enkelt tilfelle. SIS vil også utføre sporadiske kontroller.

AT vil få melding fra SIS om alle installasjoner og opplysninger om eventuelle særlige vernemessige vilkår som måtte være gitt. AT vil deretter inspirere installasjonen ved passende tidspunkt, fortrinnsvis i samband med andre oppdrag ved samme bedrift eller i nærheten, slik at anvendt tid og omkostninger holdes på et minimum. Et nytt ansvar pålegges eier av industrielle kontrollkilder. Hvert år skal denne sende inn en tilstandsrapport til SIS slik at oversikter kan holdes ajour.

I tilfelle ulykker, brann eller annen grunn til strålefare skal eier straks varsle både SIS og det lokale arbeidstilsyn. De to myndigheter tar omgående kontakt med hverandre og avtaler videre oppfølging.

Gruver og bergrom.

Det er i den seneste tid utviklet et enkelt dosimetersystem for radonmålinger slik at målerutinene ute i felten blir langt enklere enn opprinnelig antatt. AT's medvirkning blir nå først og fremst av administrativ art, dvs. å fremskaffe for SIS løpende oversikt over aktuelle underjordiske arbeidsplasser. Dosimetrene vil bli distribuert gjennom postforsendelse. SIS vil forestå doseavlesning og registrering.

Opplæring av AT's inspektører.

Det foreslås for trinn 1 et 2-dagers kurs ledet av SIS. AT's inspektører gis innføring i visse grunnleggende kunnskaper om stråling og strålefare, om lover og forskrifter på området og om praktiske vernemetoder og bruk av sjekkliste. Et besøk gjøres på en bedrift der det er aktuelle kontrollkilder.

Kursene foreslås holdt lokalt ved de enkelte distriktskontorer, gjerne i samband med distriktsmøter slik at omkostningene blir lavest mulig. Riktig nok blir dette kursprogrammet en relativt stor belastning for SIS, men på sikt bør kursene betraktes som en engang foreteelse med fordeler for alle parter.

Det videre utvalgsarbeide.

Neste trinn i samarbeidet vil gjelde industriell radiografi. Av andre mulige samarbeidsområder er listet strukturrøntgen, åpne radioaktive kilder (laboratoriebruk), kjerneenergi, transport av radioaktiv last, kontinentalsokkelens bruk av strålekilder, laser og andre ikke-ioniserende strålekilder. Det er foreløpig ikke tatt standpunkt til disse samarbeidsmuligheter.

Klinisk/medisinsk strålingsanvendelse holdes inntil videre utenfor mulig samarbeidsvirksomhet.

ERFARENHETER FRÅN UPPBYGGNAD AV STRÅLSTERILISERINGSANLÄGGNING I FINLAND

1. Strålsterilisering

I industriell skala användes strålning för sterilisering för första gången i USA år 1956. Då handlade det om besträlnings av katgut-tråkar med en elektronaccelerator. Några år senare introducerades de första gammasteriliseringsanläggningarna i Frankrike, Australien och England. År 1970 var det ca 30 gammasteriliseringsanläggningar i bruk i hela världen och år 1983 över 130 anläggningar.

En strålsteriliseringsanläggning består av tre huvuddelar, som är:

1. strålkälla
2. inneslutning
3. transportsystem

Kolmi-Set Oy, som ligger i den östligaste kommunen i Finland, Ilomantsi, beställde en anläggning levererad av AECL (Atomic Energy of Canada Limited) vid slutet av år 1981. Strålsäkerhetsinstitutet beviljade säkerhetstillståndet i juni 1982 på basis av utredningar från tillverkaren och beställaren.

2. Byggande och ibruktagande

Inneslutningen byggdes av finländare efter ritningar av AECL. Strålkällan, transportsystemet och andra nödvändiga anordningarn monterades av kanadensare. Byggnadsarbetet börjades i augusti 1982 och montering av anordningarna i november 1982. Fyra veckor efter början av monteringsar-

betet, den 9 december 1982, var anläggningen färdig till bruk.

Under byggnadsarbetet avlade strålsäkerhetsinstitutet kontrollbesök på platsen och naturligtvis utövde tillsyn över import och transport av strålkällan. Under byggnadstiden fäste man avseende bl.a. vid kvaliteten i betongjutning och vid tätheten av vattenbassängen.

Efter montering av strålkällan följde den officiella besiktningen av anläggningen. Då kontrollerades bl.a. inneslutningen, skyddsanordningarnas funktion, personales kompetens och organisation. Omedelbart efter montering och besiktning började den produktiva verksamheten.

3. Konstruktion och säkerhet

Maximiaktiviteten av JS-8500 Gamma-Sterilizer anläggningen kan vara 1 500 000 Ci, men den aktivitet som används i Finland är betydligt mindre. Inneslutningens väggar och tak är av betong (180 cm) och vattenbassängen är 6 m djup. Ett stålkarl tillverkat av rostfritt stål har satts in i betongbassängen.

Skyddssystemen består bl.a. av olika "fail-safe" kopplingar. Det är inte möjligt att starta bestrålning om de rätta skyddsåtgärderna inte har tagit. Om det framträder störningar under bestrålning, faller koboltstativet automatiskt till botten av bassängen och transportanordningen stannar. De viktigaste skyddsanordningarna och deras funktion har beskrivits i tabell 1.

Tabell 1

<u>Anordning</u>	<u>Funktion</u>
Startnyckel	Det finns bara en nyckel i bruk. Den är alltid fäst samman med strålmätaren.

	Nyckeln kan inte tas bort från kontrollbordet utan att lägga ned strålkällstati-vet.
Låset i persondörren	Dörren kan öppnas utanför bara med en nyckel och efter monitoren har testats.
Skyddskedjan i lyft-systemet av källan	Om kedjan inte har ställdts tvärsöver ingångskorridoren, kan källan inte lyftas upp.
Strålmonitoren i kammaren	Monitoren slår alarm, om det förekommer onormal strålning då strålkällan är ner. Monitoren skall testas alltid innan persondörren öppnas.
Strålmonitoren vid utgången av transport-anordningen	Monitoren stoppar transportanordningen och slår alarm, om det förekommer strålning som skiljer sig från bakgrundsstrålning vid transportanordningen.
Ljudblinkalarm	Alarmanorningarna ligger i bestrålningskammaren och vid persondörren och de slår alarm, då startning har börjats och då strålkällan är i rörelse.

4. Användning, service och tillsyn av anläggningen

För säkerheten av verksamheten av verksamhet sörjer den ansvariga föreståndaren med hjälp av driftspersonalen. Strålsäkerhetscentralen har fäst speciellt avseende vid skolning av driftspersonalen. Utom den skolning som gavs av leverantören under monteringsskedet, har drifts- och servicepersonalen samt den tekniska ledningen av anläggningen fått ca 15 timmar skolning i strålskyddets grunder.

All verksamhet i anläggningen sker enligt ett skriftligt säkerhetsreglemente, som fastställer bl.a. personerna be-

rättigade till driften, ställföreträdarna för den ansvariga föreståndaren och bestämmelserna rörande gäster. Brandkåren har också givits skriftliga anvisningar med tanke på en eldsvåda.

Bruks- och servicehandboken för anläggningen har översatts till finska. Trots det att det handlade om ett stort arbete, har det senare visat sig vara mycket nyttigt. Driftspersonalen har kunnat göra sig förtrogen med anläggningens tekniska egenskaper grundligare och på egen hand.

Serviceåtgärderna består bl.a. av vecko-, månads- och kvartalskontroller, som utförs enligt kontrollistan och innehåller naturligtvis kontrollerna av alla skyddsanordningar.

5. Erfarenheter efter 1,5 års användning

Anläggningen har varit i bruk ca 1,5 år. Dess utnyttjingsgrad under det första året har varit mycket hög, vilket visar att anläggningen är av en hög teknisk standard och att det har skett mycket få driftstörningar. Under det första året har det antecnats bara ett fel i skyddssystemens funktion: en lossnad ledning i låsmekanismen av sondörren. Därför kunde man öppna dörren utan att testa strålmonitoren i kammaren. Felet märktes i samband med en gästdemonstration före den regelmässiga månadskontrol- len.

Med tanke på tillsyn av säkerheten, är det att märka, utom den höga tekniska standarden, att tillverkaren har skickat detaljerade service- och bruksanvisningar till användaren. Av allt att döma fäster tillverkaren speciellt avseende till strålsäkerhet.

För att unna garantera verksamgetens säkerhet under kommande åren, måste man ta hänsyn till många faktorer. En av de viktigaste torde vara uppehållande av personalens uppmärksamhet. Tillsyn som utförs av myndigheterna måste

inte vara den enda faktor som uppehåller säkerhetsmotivation. Med tanke på detta har man vid anläggningen kommit överens om att man skall hålla regelmässiga möten, i vilka man överlägger om frågor angående säkert bruk.

De andra anställda i bolaget har i god tid informerats om projektet. De har underättats om gammastrålningens kontrollerade farlighet och om de ringa avfallsproblemen, samt givits information om den principiella skillnaden mellan anläggningen och ett kärnkraftverk osv. Invånarna på orten har också blivit inbjudna till fabriken, där de har kunnat fritt framställa frågor. Tack vare denna information har det inte framträtt några onödiga problem med de anställda eller med den lokala befolkningen.

Titelblad



**Statens
strålskyddsinstitut**

Dokumentets nummer

a 84-20

Datum

1984-08-08

Författare

Gunnar Bengtsson

Avdelning

GD

Dokumentets titel

LIFETIME, MONEY AND COST-BENEFIT ANALYSIS
Paper presented at Nordic Radiation Protection Society
meeting in Copenhagen 10-12 October 1984.

Sammanfattning

The paper describes briefly many methods for explicit or implicit valuation of the loss of lifetime expectancy due to radiation exposures or other hazards. The health gain from investment in protection is compared with the health gain from a general increase in wealth. It is concluded that in many instances lifetime is valued at 1 to 10 times the gross national product produced in this time. This seems to be reasonable for rich countries whereas it may be questionable for poorer countries. Here, any investment that raises the level of living of the poorer segment of the population may have a greater effect on life expectancy.

Nyckelord (valda av författaren)

Radiation protection, cost-benefit, alpha, optimization, ALARA

Antal sidor

20

LIFETIME, MONEY AND COST-BENEFIT ANALYSIS

For the control of radiation exposures, the International Commission on Radiological Protection (ICRU) has provided a system of dose limitation (In 77). Limitation of individual doses is a boundary condition in this system. Emphasis is put on justification of the practice involving radiation exposure and on optimisation of protection measures. Optimisation is a short-hand description of the process of keeping all radiation exposures as low as reasonably achievable, economic and social factors being taken into account. To achieve this, an explicit or implicit valuation of the health detriment from radiation exposure is required. This paper deals with various aspects of the valuation of loss of human life expectancy.

OPTIMISATION OF PROTECTION MEASURES

Optimisation of radiation protection can be achieved through several methods. A particular method has been described in detail by the ICRP, namely differential cost-benefit analysis (In 83). In this method, the objective health detriment in the form of cancer and hereditary harm is assigned a monetary cost, Y_α , proportional to the collective effective dose equivalent commitment S: $Y_\alpha = \alpha S$. The proportionality constant α is the monetary value assigned to the unit collective effective dose equivalent commitment.

The application of optimisation has been extensively discussed (In 82, In 83, Na 80) and when the differential cost-benefit analysis is used for costing transboundary radiation exposures a monetary value of at least 3000 US dollars (USD) per mansievert in 1983 prices has been recommended (In 84). The monetary value chosen for optimisation has thus significant national and international implications.

It should be emphasized that recommended monetary values refer to the cost of the marginal savings of collective dose. The average cost to save unit collective dose is often low when action is taken against bad radiation protection conditions, and should approach the

recommended marginal value when fairly good conditions are considered. For instance, the average cost per unit dose when a thick barrier is introduced may be much lower than that of adding an additional centimeter.

Several methods of arriving at estimates of the value of unit collective dose have been discussed (In 83). Some methods will now be briefly described, with a differentiation between the valuations made implicitly or explicitly by representatives of society, and valuations made by individuals. As a reference, the human capital method will first be described.

THE HUMAN CAPITAL METHOD

A loss of life expectancy means direct costs to society in the form of loss of economic output and associated costs of medical care. These costs are for radiation injuries dominated by the loss of economic output, measured as gross national product per caput (In 84). As a first approximation, one may therefore assume that by losing a manyear, society makes a loss of a year's per caput gross national product. Clearly, it should be sensible to pay at least this amount to prevent losing the year, since this prevention means even an economic gain for society, apart from considerations of human suffering. In this reasoning, discounting of expenses incurred at different times are disregarded.

For translating detriment due to collective dose into loss of life expectancy, it may be assumed that 1 mansievert (manSv) entails a loss of 0.4 manyears. This will be used later on when all valuations have been related to that of the human capital method as summarized in Table 1.

SOCIETAL LIFE VALUATION

Radiation protection: willingness to pay

From policy statements, the following willingness to pay can be deduced (In 84) for four cases (prices apply to the beginning of the 1980's):

Table 1. Alternative valuations of detriment. Refer to the text for details.

The relative value of a year refers to the valuation of a loss of life expectancy in relation to that obtained by the human capital method.

Area of application and method	Relative value of a year
HUMAN CAPITAL METHOD	1
SOCIETAL LIFE VALUATION	
Radiation protection, willingness to pay	
Argentina	9
Nordic countries	1-4
USA	2-4
IAEA transboundary	2
Implied from previous decisions	
Apartment building regulations, UK	400
Vinyl chloride regulations, USA	20
Highway rescue cars, W Germany	5
Upholstery flammability standards, USA	3
Tuberculosis controls, USA	0.2
Prevention, available for spending	
Poor country	0.3
Rich country	5
INDIVIDUAL LIFE VALUATION	
Court compensation awards, UK	10
Flight insurance premium, USA	3
Occupational risk compensation, USA	1.2-9

Argentina: 10 000 USD/man Sv for all collective doses which are influenced by a protection measure.

Nordic countries: 5000-20 000 USD/man Sv for all collective doses.

USA: 10 000-20 000 USD/man Sv implied from regulations limiting releases of global radioactive pollutants.

IAEA: At least 3000/man Sv for transboundary radiation exposures (In 84). This is compared with the world average gross domestic product which is about 1.6 times the gross national product.

Other protection: implied values from previous decisions.

A catalogue of 84 cases has been compiled by Siddall (Si 81), to a large extent based on earlier work (Co 80, Sc 82). These cases reflect average costs and very different techniques of estimation. Some examples are given in Table 1 to show the range of valuations in protection decisions taken by society.

Health care: limitations by available resources

A simple calculation may serve to illustrate the maximum spending attainable for attacking all premature death in society. According to Siddall (Si 82) the fraction of the population dying prematurely in a year decreases monotonously as the gross national product per caput increases. From this one may calculate the average per caput loss of life expectation due to premature deaths per calendar year. (It should be noted that the relation between loss of life expectancy and premature deaths is far more complicated than the assumption made in the appendix, cf. (Sc 82)). If at most a certain percentage of the gross national product were available for preventing this loss, one may find the amount available to save a year. (See Appendix). This function is drawn in Figure 3 for 10% availability, corrected to gross domestic product as given in the appendix.

This approach is open to severe criticism in many respects. Certainly not all premature deaths can be prevented but probably only a small fraction, say one-fifth for developed countries. This would increase in inverse ratio the amount that could be spent on this small fraction, e.g. by a factor of 5.

The figure of 10 % of the gross national product being spent for additional prevention should also be questioned. A typical real economic growth rate of the gross national product per caput is about 3 % per year. At present many nations spend about 10 % of their gross national product in the health sector. If this fraction is constant or increasing, the real amount spent will be doubled in 23 years time or less, thus providing the suggested 10 %. The historic experience indicates that the rate of premature deaths has been halved about every 40 years (Si 82) for some western countries.

The association between economic resources and health is further discussed in the section below on HEALTH FROM WEALTH. These complexities add to the difficulty of making predictions, particularly for countries where the life expectancy depends strongly on income.

Table 1 gives two hypothetical examples based on spending 10 % of the gross domestic product. The first is for a poor country at 1000 USD/year where almost all premature deaths are targets for prevention, the second for a rich country at 10 000 USD/year where one-fifth of the premature deaths can be prevented.

INDIVIDUAL LIFE VALUATION

Court compensation awards

The compensation awarded by courts in case of damage reflects a valuation of health detriment. It is placed under individual valuation because it concerns an identified individual, not a statistical expectation, and in many cases the compensation is agreed upon outside the court with a strong influence from the individuals concerned. The compensation may be influenced by other factors than valuation of detriment, for instance the questions of negligence on the part of the victim.

Table 1 gives an example from Mitchell (Mi 79) based on cases in the United Kingdom.

Insurance premium analogies

Life insurance premiums reflect a persons concern for his dependents more than for his own life.

Table 1 gives an example from Fromm (Fr 65) based on flight insurance in the USA.

Occupational risk compensation payments

Risk compensation for pilots, divers and others in hazardous occupations to some extent reflect the individual's valuation of a loss of life expectancy. Another important factor is the availability of alternatives. Risk compensation payment is no longer accepted by Swedish unions, which instead insist on risk reducing measures. Table 1 gives two examples from the USA quoted by Cohen (Co 80), the lowest figure relating to several risky occupations and the higher one referring to airline pilots.

COMMENTS TO THE VALUATIONS

The table shows that in many instances the detriment is valued at 1 to 10 times the value obtained using the human capital method. Values below 1 should be considered as reflecting insufficient resources devoted to life-saving. Such values are often found for spending in the health sector in richer countries, and generally reflect the unfortunate lack of resources in poorer countries.

Values above 10 are mainly implied from previous decisions. Such cases deserve a closer analysis. If life-saving has been a major factor in the decisions and the costs are closely linked with the life-saving measures, the decision may reflect undue concern for one particular case of protection. Such concern may detract resources from other areas where it could have been spent with a much better life-saving effect.

The recent internationally recommended minimum value for costing transboundary exposures seems to reflect a moderately high ambition for such exposures which are evenly distributed around the globe. If it is applied in poor countries, the investment is competing with others which may give much more saving in terms of years of life.

HEALTH FROM WEALTH

An introductory example

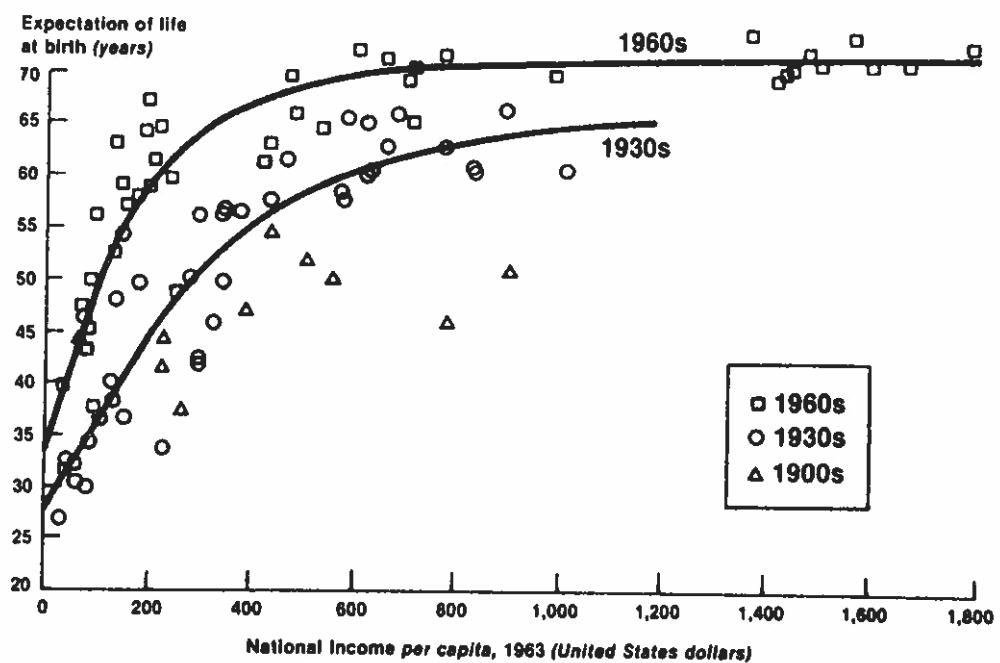
As societies develop, efforts to save human lives are shifted from the satisfaction of basic needs for food, shelter and clothing to the prevention of injury from less obvious causes such as rare illnesses and environmental pollution. There is a strong correlation between the life expectancy at birth and the general economic resources available, as measured by the gross national product per caput as shown in Figure 1 (Un 82). For optimizing health gains in a poor country, the effect of an investment in radiation protection should obviously be weighted against the effect of the optimal investment of the same money in any investment area. The latter should at least be associated with, on the average, the health gain from a general increase in national income. For instance, spending 100 USD annually on an average individual would according to the lower part of the upper curve of Figure 1 increase his life expectancy by about 15 years. Assuming a 50 year life expectancy and no discounting, this means that 5000 USD saves 15 years, or 330 USD saves 1 year. In 1984 prices, this corresponds to 1500 USD. This may be compared with the requested minimum 9000 USD according to the IAEA (In 84). In such a case, spending in radiation protection instead of in other economically more useful areas may even result in a loss of life expectancy!

Available data

Clearly, it is interesting in some cases to study what a general spending on wealth means in terms of health. This has been discussed in terms of national mortality (Un 82) and the difficulties have been stressed, particularly concerning the measurement of wealth. The implications for radiation protection have also been treated (Si 82). I will here expand the treatment somewhat. All values of income given below are in 1984 prices unless otherwise stated, and life-time expenditures have been aggregated without discounting.

In an attempt at improving the income data (Wo 83), Figure 2 gives life expectancy versus incomes in terms of the gross domestic pro-

Figure II.11. Relation between expectation of life at birth and national income for countries in the 1900s, 1930s and 1960s



Source: Samuel H. Preston, "The changing relation between mortality and level of economic development", *Population Studies*, vol. 29, No. 2 (July 1975), p. 235.

Figure 1. From Un 82.

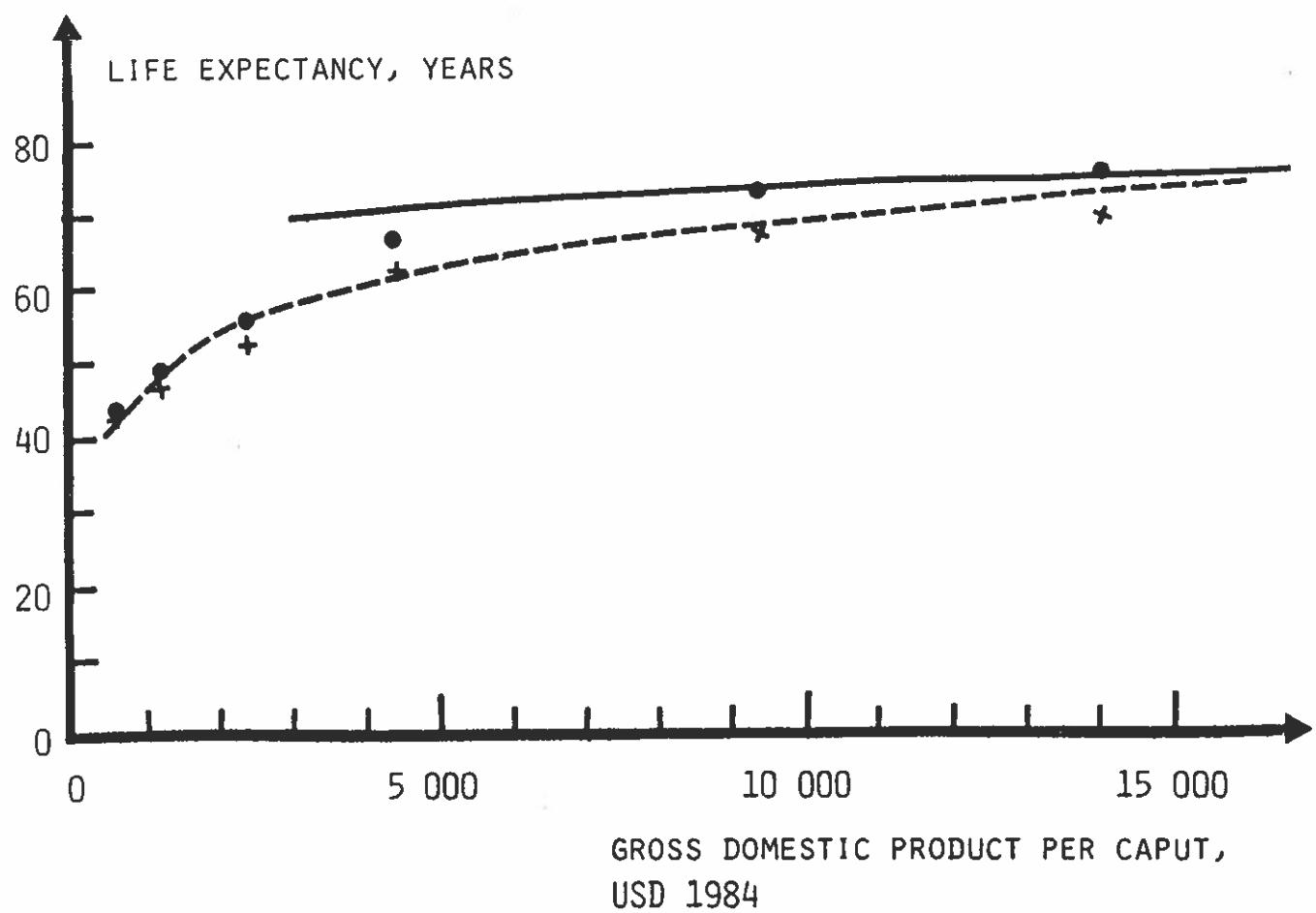


Figure 2. Relations between mean life expectancy at birth and gross domestic product per caput for 131 countries summarized in 6 income groups. Plus signs mark males, dots mark females. The dashed line is a logarithmic fit to the data. (See Appendix). The full line indicates an adaption of earlier data for more developed countries (Un 82).

duct developed by the United Nations International Comparison Project. This measure of income is close to the gross national product for developed countries but several times higher for developing. Countries with a gross national product per caput below 1000 USD/year were not included in the United Nations' group but interpolations have been made here. All 131 nations entered here had their gross national product per caput upgraded by a factor of $G^{-0.39}$, where G is the gross national product per caput in 1975 relative to that of the USA, which is an approximation to the average for the countries in the UN group. Life expectancies have been used when they were available for the year 1969 or later (Un 84). No correlation could be found between a strong real economic growth rate (> 3 % or 5 % per year between 1970 and 1980) and life expectancy. Each of the data points in Figure 2 typically represents 30 countries except for the lowest income (3 countries) and the highest income (12 countries).

Another set of data for more developed countries (Un 82) was fitted by a power function (see Appendix for details) and gave the full line in Figure 2 as average for males and females. At incomes above about 7000 USD/caput this curve has nearly the same slope as the new data.

A typical relation between increases in wealth and in life expectancy was derived, as described in the Appendix. The result is given in Figure 3. The following discussion puts Figure 3 in perspective.

Influence of income distributions

As evidenced below, groups with differing income within a country have different life expectancy. The data of Figure 2 can therefore be thought of as a mean derived from the folding of the income distribution for each country with an assumed underlying distribution of life expectancy vs. income. The influence of such folding was investigated in the following way. The income distributions for the United Kingdom in 1975 (To 82) was very nearly lognormal with a standard deviation $s = 0.7$. Distributions with this standard deviation were used together with more even distributions ($s = 0.35$) and more un-even ones ($s = 1.4$) for folding with some assumed underlying distributions of the same general trend as the data in Figure 2.

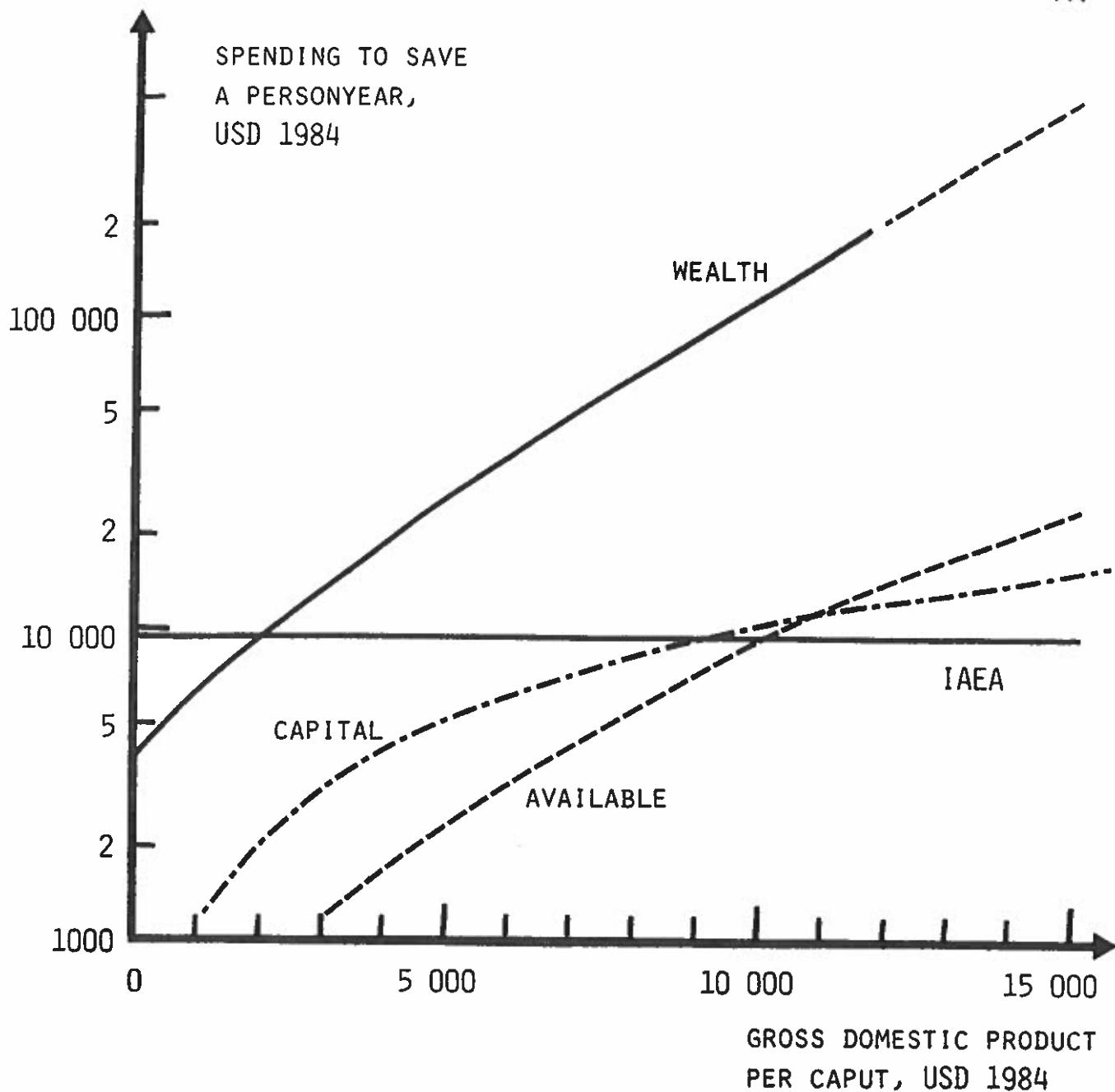


Figure 3. Considerations on the amount of money that could be spent to increase life expectancy of an average individual by one year, as a function of the gross domestic product per caput.

wealth: the increased life expectancy that is associated with the economic resources means longer life below about 10 000 USD/caput

capital: if you spend the gross domestic product you more or less break even since you gain the corresponding productive capacity

available: available to prevent premature death if 10 % of the gross domestic product is set aside for saving lives and all premature deaths can be saved. The latter may be a poor approximation for richer countries, in which case devotion only to preventable deaths raises the curve correspondingly

IAEA: derived from the IAEA recommendation to spend at least 3000 USD/mansievert for costing transboundary radiation exposure.

Even after folding with the least even income distribution, the mean life expectancy was well approximated by that of the modal income (see Appendix for definition) which in this case is about 0.4 of the mean income. If a logarithmic underlying life expectancy distribution is assumed, the folded mean life expectancy of Figure 2 would also depend on the logarithm of the income (see Appendix). Such a fit is shown by the dashed line. In this case the life expectancy after folding is lower than that at the same income before folding. The difference is independent of income and amounts to four times the square of the standard deviation of the lognormal income distribution. With the most un-even of the income distributions discussed above, this is to say that the life expectancy in a country with perfectly equal income distribution would be 10 years longer than if the same income were unevenly distributed,

Income_per_caput_below_1000_USD_per_year

This is a region where longevity is very strongly correlated with income (compare Figure 1 below about 100 USD/year which is the equivalent for 1963). Life expectancy is increased at a cost of around 5000 USD per year saved.

Income_per_caput_between_1000_and_10_000_USD_per_year

This is a transition region where longevity becomes less strongly correlated with income. Life expectancy is increased at a cost of 5000-100 000 USD per year saved.

The correlation between family income and longevity has been studied in a few countries, viz. the United Kingdom (To 82 and Un 78), the United States (Ki 69) and Sweden (Er 83). Generally, these studies demonstrate the difficulties of arriving at unequivocal numbers. Their results, however, fall in the range 40 000-400 000 USD per year saved. The income in this case is the available family income per individual, which varied in the range from about 3000 to 10 000 USD per year. The results thus support the hypothesis of a positive correlation between income in this range and longevity.

Income_per_caput_above_10_000_USD_per_year

In this range, there is a wide scatter of data. No significant dependence of longevity on income can be demonstrated between nations, nor was it established between families in the mentioned national studies. About 30 countries fall in this income range according to extrapolations from the available data for 1981 (Wo 83).

Comparison with health gain from protection spending

Figure 3 also contains a dashed curve indicating spending for protection based on the human capital method, that is spending the gross domestic product per caput per year to save one year of life expectancy. As mentioned before, many decisions seem to imply a willingness to spend 1-10 times the spending deduced by the human capital method. In the upper part of this range, particularly for poorer countries, any economically motivated investment may have larger life-saving effect, particularly if it raises the economical level of living of the poorer segments of the population. For the poorest countries, adherence to the minimum value recommended by the IAEA for costing transboundary radiation exposure seems also doubtful from the point of view of saving years of life. This judgement becomes stronger if the analysis is made in terms of gross national rather than gross domestic product.

CONCLUSIONS

It is very obvious that the explicit or implicit value associated with preventing a loss of life expectancy is strongly correlated with the level of living, as measured by the gross national product per caput. It is also obvious that different conditions prevail for poor and rich countries with respect to spending for direct protection purposes.

On the whole, it would seem reasonable on purely economic grounds to spend a year's gross national product per caput to save a year's productive capacity from an individual. Unfortunately, in the poorer countries this amount may not be available. If it is made avail-

lable, allocation to direct protection should be weighed against other allocations directing resources to the poorer segment of the population, since these may in themselves very significantly increase the life expectancy.

In richer countries, resources are available for direct protection up to several times the amounts calculated by the human capital method. Here, it is doubtful if general resource allocation even to the very poorest segments of the population would improve life expectancy more than direct protection spending and further research would be required to elucidate the problems.

APPENDIX

Relationships between life expectancy, income and cost of saving a year of life

As a crude model, one may fit the data of Figure 2 to the equation

$$L = 74 - 36 \cdot \exp(-I/3600) \quad (1)$$

where L = mean life expectancy in years at income I .

I = estimated gross domestic product 1984 per caput at purchasing-power-parity exchange rate, normalized using US gross national product in USD, 1984 prices.

The change dL in mean life expectancy per unit change of annual income dI is

$$dL = \frac{36}{3600} \exp(-I/3600) dI \quad (2)$$

Figure 3 gives the change of lifetime income (without discounting) required to change the life expectancy by ΔL = one year

$$\Delta I \cdot L = \Delta L \cdot L \cdot \frac{3600}{36} \exp(I/3600) \quad (3)$$

where L is given by Eq (1).

The model also entered as a dashed line in Figure 2 was derived as follows:

Adaptation of United Nations data

Data given by (Un 82) normalized to 1974 were fitted to the following curves

$$\text{males: } L_m = 55.57 \cdot I^{0.026} \quad (4)$$

$$\text{females: } L_f = 55.29 \cdot I^{0.037} \quad (5)$$

where I_{74} was the gross national product per caput for 1974. (The reference gives incorrect constants in the analytical expressions). Taking the average of males and females, and correcting the difference between national and domestic product, assuming the same economic growth and inflation in all countries, we obtain

$$L = 27.7 (I^{0.026} + I^{0.037}) \quad (6)$$

$$\text{where } I = (D/I_n^{0.39})^{1/0.61} \quad (7)$$

and $I_n = 15930$ USD.

Adaptation of Siddall's data

The data by Siddall (Si 82, Figure 8) can be approximated by

$$K = 0.01 (\exp(-I/4000) + 0.2) \quad (8)$$

where K is the fraction of the population dying prematurely in a year and I has been corrected to 1984 USD.

Assuming that the mean loss of life expectancy from premature deaths is 30 years, the average per caput loss of life expectancy due to premature deaths in a calendar year is $30 \cdot K$. If a fraction F of the gross national product is available for preventing this loss, $F \cdot I$ is the amount available per individual to prevent $30 \cdot K$ lost years, that is, $F \cdot I / (30 \cdot K)$ USD per year. Correcting as above to gross domestic product, we get

$$Y = F \cdot D / (30 \cdot K) \quad (9)$$

where I from eq. (7) should be inserted into K , and Y is the amount available for spending to save a year.

Log-normal distributions

For a log-normal income distribution in a country, with arithmetic mean income m , the modal value M is obtained at income

$$M = m \cdot \exp (-s^2/2) \quad (10)$$

where s is the standard deviation.

The life expectancy $l(D)$ of Figure 2 for a country averaged over the sexes was fitted to the equation

$$l(D) = 9.7 \cdot \ln D - 20 \quad (11)$$

chosen because it can easily be obtained by folding the log-normal income distribution with the following life expectancy distribution with respect to individual income

$$a(i) = 9.7 \cdot \ln i - 20 + 9.7 \cdot s^2/2 \quad (12)$$

where i is the income of an individual in the country considered.

If a universal relation such as equation (12) had existed, the folding would imply that the mean life expectancy for the country would be that for an average individual having a personal income equal to the mean per caput income of the country, minus the amount $9.7 s^2/2$:

$$l(D) = a(D) - 9.7 s^2/2 \quad (13)$$

In this approximation, if the modal income M (equation 10) is applied to equation (12) it gives exactly the same life expectancy as when the mean income m is used with equation (11). For other investigated approximations to the data of Figure 2, the corresponding equivalence was only approximate.

The term $9.2 s^2/2$ indicates the loss of life expectancy due to an uneven income distribution as compared to a completely even ($s = 0$). For the three examples in the text, its value is as follows:

Standard deviation, s , characterizing uneven income distribution: 0.35 0.7 1.4

Calculated loss of life expectancy associated with the uneven income distribution,
 $9.7 \cdot s^2/2$ (years) 0.6 2.4 10

REFERENCES

- Co 80 B.L. Cohen, Society's Valuation of Life Saving in Radiation Protection and other Contexts. *Health Physics* 38, 33-51.
- Er 84 R. Erikson and R. Åberg. *Välfärd i förändring*. Prisma and Institutet för social forskning, Stockholm.
- Fr 65 G. Fromm, In *Measuring Benefits of Government Investments* (Dorfman, R, editor). Washington DC, Brookings Institute (1965).
- In 77 International Commission on Radiological Protection, Publication 26. *Recommendations of the ICRP*. Pergamon Press, Oxford.
- In 82 International Atomic Energy Agency, *The Dose Limitation System in the Nuclear Fuel Cycle and in Radiation Protection*. Proceedings series IAEA, Vienna.
- In 83 International Commission on Radiological Protection, Publication 37, *Cost-Benefit Analysis in the Optimization of Radiation Protection*. Pergamon Press, Oxford.
- In 84 International Atomic Energy Agency / World Health Organization, *Costing Transboundary Radiation Exposure*, Report by an Advisory Group, 12-16 December, 1983. To be published.
- Ki 69 E.M. Kitagawa, *Social and Economic Differentials in Mortality in the United States 1960*. In: International union for the scientific study of populations, *International Population Conference*, London 1969, Liège.
- Mi 79 N.T. Mitchell, *Optimisation and public radiation exposure: some problems in principle and practise*. In: *Application of the Dose Limitation System for Radiation Protection - Practical Implications*. Proceedings IAEA Topical Seminar, Vienna, March 1979. IAEA, Vienna.
- Na 80 National Radiological Protection Board, *The Application of Cost- Benefit Analysis to the Radiological Protection of the Public: A Consultative Document*. Harwell, Didcot, Oxon, OX11 ORQ.
- Sc 82 R.C. Schwing, *Longevity Benefits and Costs of Reducing Risks*. In: *Risk in the Technological Society* (C. Hohenemser and J.X. Kasperson, eds.) AAAS Selected Symposium 65. Westview Press, Boulder, Colorado.
- Si 81 E. Siddall, *Risk, Fear and Public Safety*. Report AECL-7404. Atomic Energy of Canada Limited, Mississauga, Ontario L5N 3B3.
- Si 82 E. Siddall, *Safety Policy in the Production of Electricity*. Report AECL-7540. Atomic Energy of Canada Limited, Mississauga, Ontario L5K 1B2.

- To 82 P. Townsend and N. Davidson, Inequalities in Health.
The Black Report. Penguin Books Ltd, Harmondsworth,
Middlesex, England.
- Un 78 United Kingdom, Office of population and censuses, Occupa-
tional Mortality 1970-72. Series DS, No. 1. London, HMSO.
- Un 82 United Nations, Levels and Trends of Mortality since 1950,
pp. 38-60. ST/ESA/SER.A/74 United Nations, New York.
- Un 84 United Nations, Demographic Yearbook 1982.
E/F.83.XIII.1. United Nations, New York.
- Wo 83 The World Bank, 1983 World Bank Atlas. The World Bank,
Washington D.C. 20433.

Objektiv och subjektiv uppfattning av risk - strålrisk och nyttokalkyl

Peter Holmberg

Institutionen för medicinsk fysik, Helsingfors universitet

I massmedia i Finland har sedan länge en diskussion pågått som berör kärnkraftens vara eller inte vara. Faktaskrifterier avlöses av mera känsломässiga åsiktssytringar. Varför är det inte möjligt att komma fram till en lösning som kan omfattas av alla? I det följande skall vi kort peka på några omständigheter som gör att en objektiv bedömning ibland står mot en subjektiv uppfattning.

Vid en objektiv evaluering av risk utgår man från kända fakta, man har bekanta händelser att falla tillbaka på, eller så kan man utgå från vedertagna normer; det senare alternativet kommer ofta i fråga då det gäller att fastslå hälsorisker. Vid en dylik evaluering tas ingen direkt hänsyn till den enskilda individen. Man laborerar med siffror och stora befolkningsgrupper och riskbegreppet ställs i relation till hela samhällets nytobehov. I tabell 1 återges en sammanställning av riskfaktorer för några aktiviteter (Sir John Hill, Atom No 293 (1981) 64). Trots stora skillnader i risk mellan de olika aktiviteterna utövas alla och är mer eller mindre accepterade av samhället.

Den enskilda individens uppfattning av och reaktion på begreppet risk, risksannolikhet och risk-fördel varierar antagligen från fall till fall och kan avvika mycket från den statistiska bedömningen. Då individen inregistrerar en olyckshändelse, katastrof eller dylikt blir reaktionen i allmänhet svagare ju mera avlägsen händelsen är, både

Tabell 1 Antalet dödsolyckor/1000000/år för några aktiviteter

Motorfordon	130
unga manl. förare	370
kvinnor över 65 år (hemma)	820
" under 65 år (hemma)	26
i hemmet (medeltal)	120
inom arbete	34
textilindustrin	23
kemisk ind.	87
sjöfart	162
gruvdrift	300

i socialt och geografiskt hänseende. Likaså inverkar självfallet händelsens omfattning på reaktionens styrka. I figur 1 ger vi en antydan om dessa sammanhang.

Speciellt då det gäller uppfattningen av strålrisk står den objektiva bedömningen mot den subjektiva. Enligt allmän bedömning är strålriskfaktorn mycket liten och faller långt under siffrorna i tabell 1. Detta gäller självfallet då man lever efter de föreskrifter lag och förordning ger. Likväld reagerar allmänheten mycket kraftigare än man skulle vänta sig på basen av statistiska beräkningar. Detta har delvis sin förklaring i figur 1. Vid en tänkt katastrof av typen reaktörhaveri med läckage och stora utsläpp av radioaktivt material som följd finner vi att den egna familjen, samt släkt och bekanta, är utsatta för stora omedelbara risker, många kommer att vara

stark reaktion		svag reaktion
egen familj	anförvanter	bekanta obekanta
	vänner	
katastrof	många döda el. skakade	liten omfattning
närmiljö	egen stad el. land	annat land långt borta

Fig. 1. Några faktorer som påverkar individens reaktion.

involverade samt närmiljön drabbas. Detta är omständigheter som utlöser en stark reaktion. Fastän den matematiskt-statistiska sannolikheten för stor katastrof på detta område är liten kommer dock dessa känslomässiga uppfattningar att i hög grad inverka på diskussionerna om risk kontra nytta.

En annan omständighet, som sällan berörs i diskussionerna, är tidsfaktorn. Hur länge upplever man att man är utsatt för risk och hot om något negativt? Många av de aktiviteter, som tagits upp i tabell 1, är tidsbunda. Då t.ex. arbetsdagen är slut upphör riskfaktorn att verka på denna punkt, eller om man inte kör bil faller detta moment bort, även om man just gjort det en stund tidigare.

Uppfattningen om strålrisk avviker från ovanstående. Då det gäller tanken på strålningens biologiska verkningar kommer man hela tiden att gå i ovisshet i vilken stråldos har man eventuellt fått och kommer den att ha någon inverkan. På detta sätt kommer individen att känslomässigt utsätta sig för en kontinuerlig stress, som sträcker sig över långa tidsrymder. En katastrof vid någon reaktor behöver ingalunda ha ägt rum för att mana fram denna stress. Det räcker med att möjligheten existerar; då kommer även tankarna.

Då man gör upp en risk-nytto kalkyl baserar man sig i allmänhet på statistik och insamlade fakta. Ur samhällets synpunkt kommer man fram till ett förhållande som gör det möjligt att fatta ett avgörande. Vid dessa beräkningar har inte individens stressfaktorer beaktats. Vid det slutliga besketsfattandet kommer dock avgörandet att i viss mån bero av beslutsfattarnas egen stressupplevelse. Denna individens känslomässiga uppfattning av riskbegreppet kommer härigenom trots allt att indirekt komma till synes då ett avgörande faller i frågor som berörs av strålrisk.

TILLSYN AV ICKEJONISERANDE STRÅLNING I SVERIGE

Andera Glansholm

De svenska myndigheter som utövar tillsyn över användningen av ickejoniseraende strålning (IJS) är statens strålskyddsinsitut (SSI) och arbetarskyddsstyrelsen (ASS). Inom båda myndigheterna bedrivs även forskning kring frågeställningar om olika strålslags eller apparaters farlighet. Förenklat kan myndigheternas roller beskrivas så att ASS reglerar hantering av källor till IJS inom arbetslivet, medan SSI ställer produktkrav samt reglerar skyddet för allmänheten.

Vid SSI:s enhet för IJS förenas normalt enhetens båda grenar, tillsyn och forskning, i större projekt vilka behandlar strålkällor eller strålslag som bedömts angelägna att reglera från strålskyddssynpunkt. Några problemområden som har behandlats:

Laser Sedan några år finns föreskrifter som ställer krav på (typ)godkännande av laserutrustning innan den får levereras till användaren. Vidare finns villkor för innehav och användning av de starkaste lasrarna med tanke på allmänhetens säkerhet. Även ASS har utfärdat föreskrifter med bl. a. exponeringsgränsvärden.

Sollampor Krav på kontroll bl. a. av den ultravioletta strålningen (nivåer och spektral fördelning) har introducerats i samband med kontroll av den elektriska säkerheten. Om alla krav är uppfyllda blir apparaten godkänd (S-märkt) vilket är en förutsättning för att den skall kunna säljas i landet. Föreskrifterna riktar sig främst mot sollampor och solarier för kosmetiskt bruk.

För medicinska UV-behandlingar krävs i många fall lampor som inte kan godkännas efter de vanliga föreskrifterna. Vissa sådana lampor har därför godkänts i särskild ordning, eller också har användningen av dem förenats med villkor.

Under det senaste året har tyngdpunkten av IJS-enhetens verksamhet förskjutits från den optiska strålningen till RF-strålningens lågfrekventa del. Risker med lågfrekventa elektromagnetiska fält har på senare år aktualiseras såväl genom vetenskapliga rapporter som mer spontana larm från arbetsplatser. Några exempel på situationer där arbetstagare eller allmänheten exponeras för lågfrekventa elektromagnetiska fält är:

- vistelse intill kraftledningar och transformatorstationer
- arbete vid dataskärmar
- användning av kärnspinresonansteknik i diagnostisk medicin

Kunskapsläget om de lågfrekventa fältens inverkan på människan är mycket bristfölligt. Arbetet att ta fram underlag för bedömning av risker och eventuella skyddsåtgärder är förenat med stora svårigheter och beräknas dominera enhetens verksamhet under flera år.

En särskild undersökning som omfattar strålningsemision från 45 olika typer av dataskärmar har nyligen redovisats från SSI (arbetsdokument a 84-08). Resultaten visar förekomst av tidsvariabla magnetiska fält intill terminalerna vilka kan tänkas utgöra en yrkeshygienisk faktor som måste beaktas.

I fråga om "vanlig" RF-strålning dvs. sådan med högre frekvens där i första hand påverkan är av rent termisk natur finns gränsvärden givna av ASS. Trotsigen kommer dessa att revideras och i samband med detta planeras föreskrifter från SSI som meddelar gränsvärden för exponering av allmänheten.

Nordiska Sällskapet för Strålskydd

7. ordinarie mötet, 10.-12.10.1984

Köpenhamn

OM ÅRSTIDSVARIATIONERNAS INVERKAN PÅ RADONHALTEN I SMÅHUS

Kaj Wingqvist

Strålsäkerhetscentralen

PB 268, SF-00101 Helsingfors, Finland

Sammanfattning

Årstidsvariationernas inverkan på radonhalter i småhus har retts ut i en undersökning, som omfattar omkring 250 småhus i södra Finland. I varje bostad har utförts en radonmätning under sommartid och en under vintertid. Mätperioden har varit 1-2 månader, som detektor användes α -känslig spårfilm LR-115. I några bostäder har mätningar utförts under ett helt år med integrerande mätapparater baserade på TLD. Mätningarna gav till resultat, att årstidsvariationerna är betydande vid höga radonhalter. Under den kalla perioden näs ofta tiofaldiga radonhalter jämförda med halterna under sommaren. Årsmedelvärdet har approximerats med en enkel funktion. En radonmätning under vintertid ger en bra approximation för årsmedelvärdet.

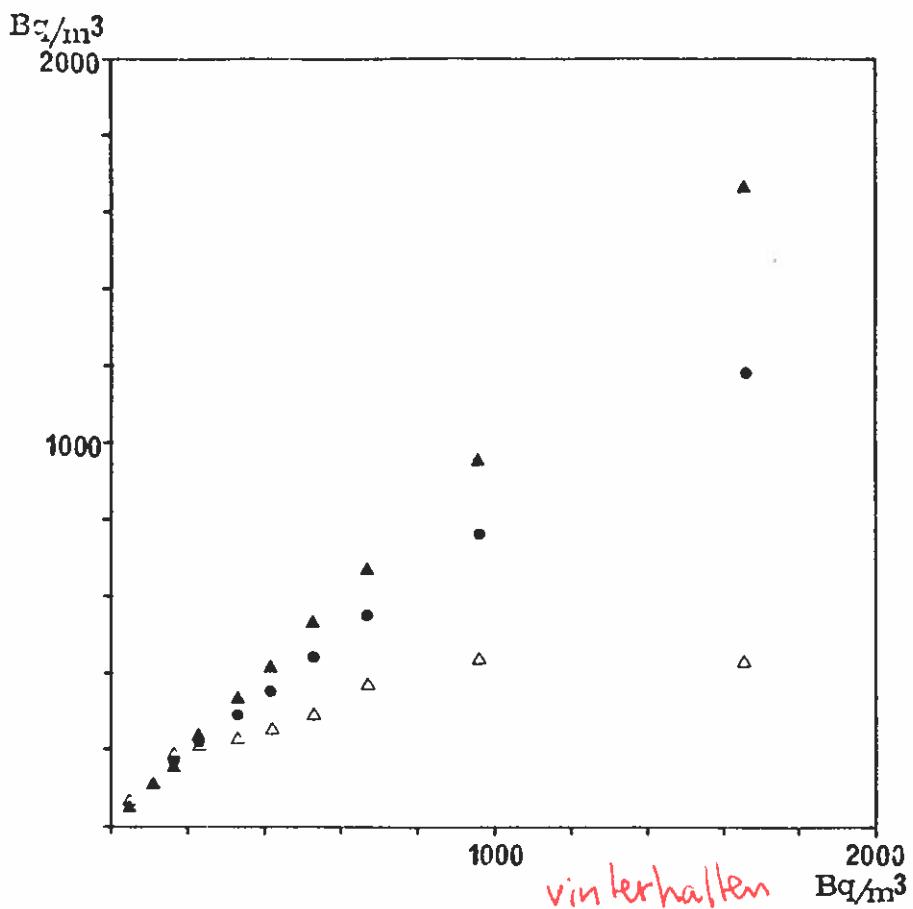
Inledning

Under de år radonmätningar utförts, har det blivit klart, att årstiden påverkar resultaten. För att undersöka års-tidsvariationerna i småhus, utfördes två radonmätningar i 250 hus, en under den kalla och en under den varma perio-den. Då perioderna valts på detta sätt, gav resultaten den maximala differensen i radonhalterna. Som detektor användes α -känslig spårfilm LR-115. I några hus har radon-mätningar utförts kontinuerligt längre tider (mätperiod 2-3 veckor), för att få noggrannare vetskaps om årstidsvara-tionerna och kunna beräkna årsmedelvärdet. Dessa mätningar har utförts med integrerande mätapparater baserade på TLD.

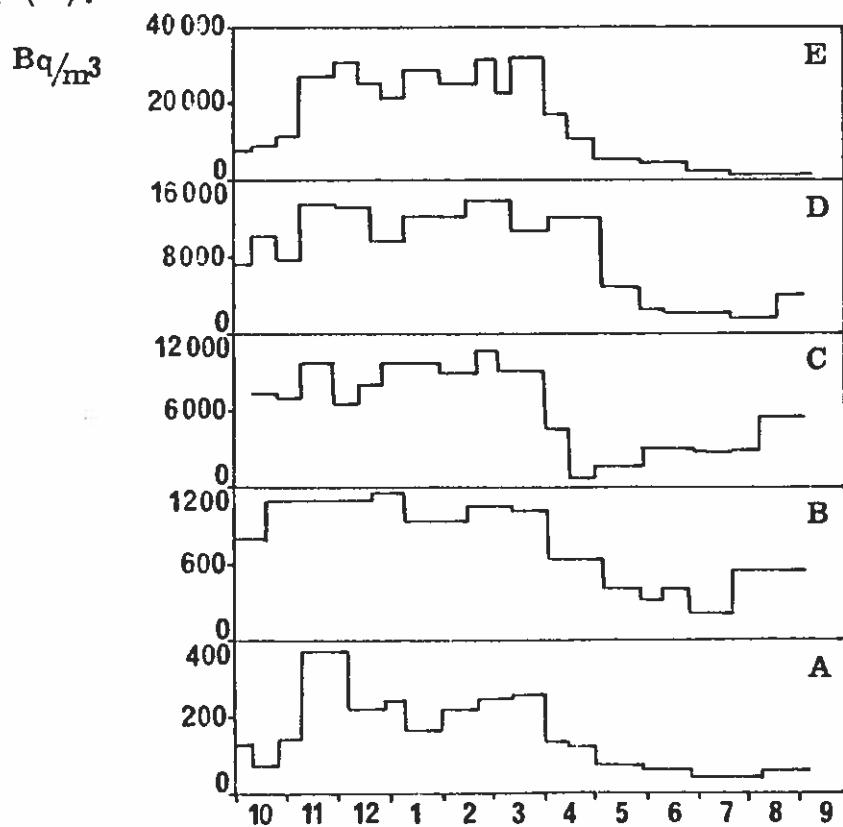
Resultat

Resultaten för de 250 småhusen har delats i tio klasser enligt vinterhalten (Fig. 1). Varje klass innehåller minst 20 hus. Husen är normala småhus i Finland och därför kan ventilationen och byggnadskonstruktionerna anses vara jämförbara klasserna emellan. Därefter har vinter- och sommarmedelhalten inom klasserna räknats (Fig. 1). Med den kalla perioden (vintertiden) avses här månaderna från no-vember till mars och med den varma perioden (sommartiden) månaderna från juni till augusti. Mätperioden har varit 1-2 månader. Som detektor användes spårfilm.

I några hus har radonmätningar utförts året om med TL-dosimetrar. Mätperioderna i dessa kontinuerliga mätning-
gar har varit omkring 2-3 veckor (Fig. 2). I alla av dessa bostäder har den huvudsakliga radonkällan varit marken under huset.



Figur 1. Vinter- (\blacktriangle) och sommarmedelhalterna (\triangle) inom hältningsklasserna: 0-90, 90-160, 160-240, 240-350, 350-400, 400-500, 500-600, 600-800, 800-1200 och 1200-2000 Bq/m^3 . Approximerade årsmedelvärden (\bullet).



Figur 2. Radonhaltens årstidsvariationer i fem småhus. A och C grundlagda på moränmark, B och D grundlagda på sandås, E grundlagt på berg.

Beroende på dessa kontinuerliga mätningar har en approximationsfunktion av formen

$C = 1/12 (3C_1 + 5C_2 + 2C_3 + 2C_4)$ definierats, där

C = årsmedelvärdet

C_1 = sommarhalten (månaderna 6, 7, 8)

C_2 = vinterhalten (månaderna 11, 12, 1, 2, 3)

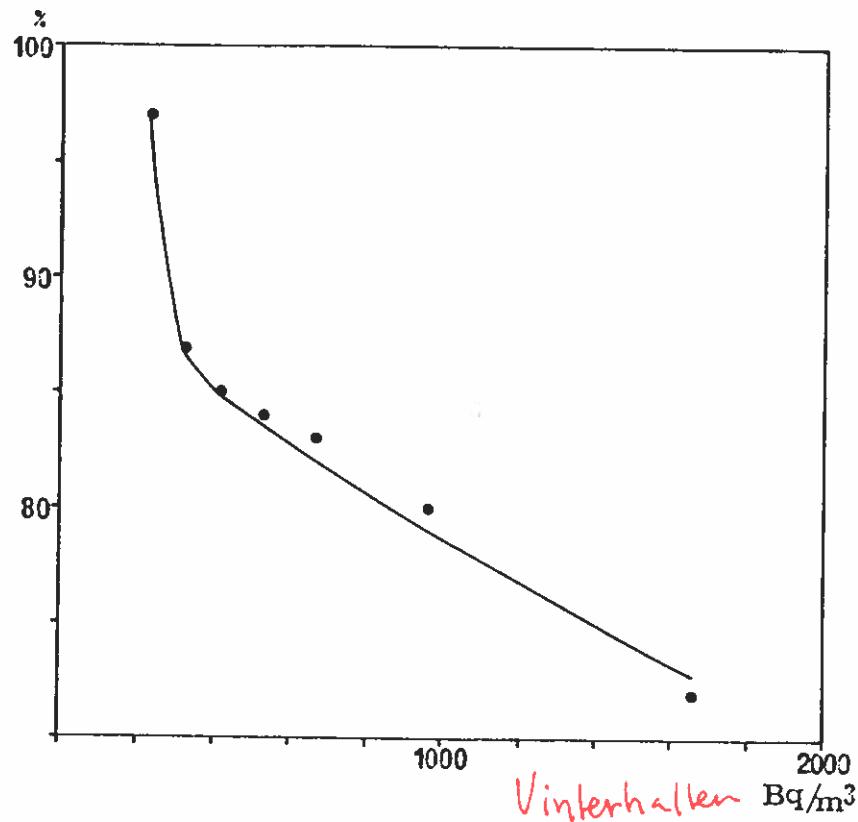
C_3 = vårhalten (månaderna 4, 5)

C_4 = hösthalten (månaderna 9, 10)

mätperiod 1-2 månader

Då höst- och vårtider är ostabila, men dock årsmedelvärdet nås under dessa båda perioder, approximeras $C \approx C_3 \approx C_4$. De beräknade årsmedelvärdena för varje haltklass finns i figur 1. I figur 3 visas procentuellt proportionen mellan de approximerade medelvärdena och vinterhalterna. Resultaten visar, att årstidsvariationerna inte har någn betydelse vid låga halter, men när radonhalten tilltar blir de allt viktigare. Detta betyder, att i omfattande kartläggningsmätningar behöver årstiden, då mätningarna utförts, inte iakttagas. Men när det gäller höga radonhalter måste man ta hänsyn till årstiden.

Ur vinterhalterna är det lämpligt att approximera årsmedelvärdet, medan årsmedelvärdet inte kan beräknas ur sommarresultaten. Låga radonhalter ($< 100 \text{ Bq}/\text{m}^3$) prognostiseras dock medelvärdet, som oftast är under $800 \text{ Bq}/\text{m}^3$.



Figur 3. Den approximerade årsmedelhaltens proportionella del av vinterhalten.

Diskussion

Årstidsvariationerna beror på flera faktorer. Bland de viktigaste är ventilationen och transporten av den radonhaltiga luften från marken och in i huset. Transporten beror på skillnaden i lufttrycket i marken och inomhus. Tryckdifferensen står i proportion till temperaturskillnaden inomhus och utomhus i självdragsventilerade hus, som de undersökta är. Radonhalten i den transporterade luften beror på radonkällan, som är en kombination av den tillgängliga luftvolymen, markens radiumhalt och emanationskoefficienten. I figur 2 till exempel finns diagram för fem hus, i vilka medelhalten växlar från $150 \text{ Bq}/\text{m}^3$ till $15\ 000 \text{ Bq}/\text{m}^3$. Ett är grundlagt på berg, två på moränmark och två på sandås, dock är årstidsvariationerna lika. Detta visar att sommar/vinter -proportionen varierar även inom de valda haltklasserna. Beroende på de många verkande parametrarna levnadsvanorna medräknade, är det svårt, att ge någon användbar exakt funktion för årsmedelhalten.

Nordiska sällskapet för strålskydd

7. ordinarie möte 10 - 12.10.84,

Köpenhamn

^{226}Ra - och ^{210}Pb -halter kring en uranmineralisering och
på referensplatser i norra Finland

Kristiina Rissanen

Strålsäkerhetscentralen

PB 268, SF-00101 Helsingfors, Finland

Strålsäkerhetscentralen utförde under åren 1979-1981 en omgivningsundersökning kring Pahtavuoma uranmineralisering i Kittilä kommun i finska Lappland. Syftet var att mäta nivåer av naturliga radionuklider (^{222}Rn , ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po) före den påtänkta gruvdriftens början.

Provslagen valdes med hänsyn till lokalt producerade närringsämnen och lokala näringskedjor. ^{222}Rn - och de radioke-
miskt analyserade ^{226}Ra -halterna har redan publicerats
(1). ^{210}Pb analyserades alfaspektrometriskt. På grund av
lång uppbevaringstid kunde ^{210}Po inte bestämmas.

För att få en uppfattning om dessa radionukliders allmänna nivå på andra områden utan kända uranmineraliseringar, insamlades 1982 i stort sett motsvarande prover från tre områden i Lappland; Olkkajärvi, Meltaus och Kemi - Torneå (Fig 1). Olkkajärvi och Meltaus befinner sig i Rovaniemi landskommun. Terrängen är typisk för skogs-Lappland med myrar, tall- och granskogar och flera små älvar och träsk. Kemi - Torneå området är beläget vid Bottenvikens kust och omfattar också ett frodigt kalkstensområde.

Om nivån i Meltaus och Kemi - Torneå fanns inga tidigare uppgifter. Vattenprov från borrbrunnar vid Olkkajärvi indi-
cerade ställvis förhöjda ^{222}Rn -, ^{226}Ra - och uranhalter.

²²⁶Ra-halterna i ren-, älg-, lav-, växt- och bärprov insamlade i uranmineraliseringens omgivning och på referensplatserna presenteras i tabell 1. Enligt resultaten är radiumhalten i livsmedel och i ren- och älgben på samma nivå på alla uppsamlingsplatser. Växtmaterialet innehåller lika höga halter vid Pahtavuoma och Olkkajärvi. Däremot är nivån lägre vid de andra referensorterna.

²²⁶Ra-resultaten för de akvatiska proven presenteras i tabell 2. Sedimenthalterna (0-20 cm) varierar lika mycket i Pahtavuoma och Olkkajärvi, men halterna är lägre i Meltaus. Näckmossa *Fontinalis* som växer allmänt på stenarna i rinnande vatten, är en mycket känslig indikator för ²²⁶Ra. De lägsta analyserade halterna (Meltaus och Kevo) har varit 10 - 20 Bq/kg torrvikt. På några ställen i Olkkajärvi och Kemi - Torneå har näckmossan innehållit 1000 - 1500 Bq/kg. I utloppsälven från Pahtavuoma fann man 3200 Bq/kg.

I fiskprov från Olkkajärvi är halterna högre än i Pahtavuoma. Sjövattnet i Olkkajärvi har hög humus- och järnhalt, däremot är vattnet klart i Pahtavuoma.

²¹⁰Pb-halterna i ren-, älg- och lavprov presenterade i tabell 3 visar ingen skillnad i nivåerna mellan uranmineraliseringssområdet och referensplatserna.

²¹⁰Pb-halterna i de akvatiska proven presenteras i tabell 4. Sediment som upptagits med Ekman-Birge apparat (0 - 20 cm) i lugnvattnet från Äkäsjoki, som är utloppsälv till Äkäsjärviträsk, innehöll 1560 Bq/kg, sediment i själva träsket 210-450 Bq/kg och i 7 andra närliggande träsk 100-690 Bq/kg. I utloppsbäcken nära mineraliseringen var halten 1080 Bq/kg. Alla referensprov har ännu inte analyserats.

Enligt dessa resultat är ²²⁶Ra- och ²¹⁰Pb-halterna ungefär på samma nivå i omgivningen av Pahtavuoma uranmineralisering och i Olkkajärvi, endast några ²²⁶Ra-halter i näckmos-

sa *Fontinalis* och ^{210}Pb -halter i sediment är högre i Pah-tavuoma. Resultaten från de andra referensområdena är lägre.

En liknande omgivningsundersökning har utförts i norra Sverige kring två uranmineraliseringar (2). Resultaten har varit i stort sett på samma nivå som i denna undersökning, men mycket högre ^{226}Ra -halter har rapporterats i lav-, hänglav-, växt- och sedimentprover (0-1 cm). Däremot har det svenska provmaterialet innehållit ungefär samma ^{210}Pb -nivåer som vårt motsvarande material.

- (1) Rissanen, K., Natural radioactivity around a prospected uranium mining area in Finnish Lapland. Xth regional Congress of IRPA, Avignon, France, 1982, 557-563
- (2) Hallstadius, L. et al., Naturlig radioaktivitet kring två svenska uranmineraliseringar. Raport. Institutionen för Radiofysik, Lunds Universitet, Lund, 1984, 33 p.

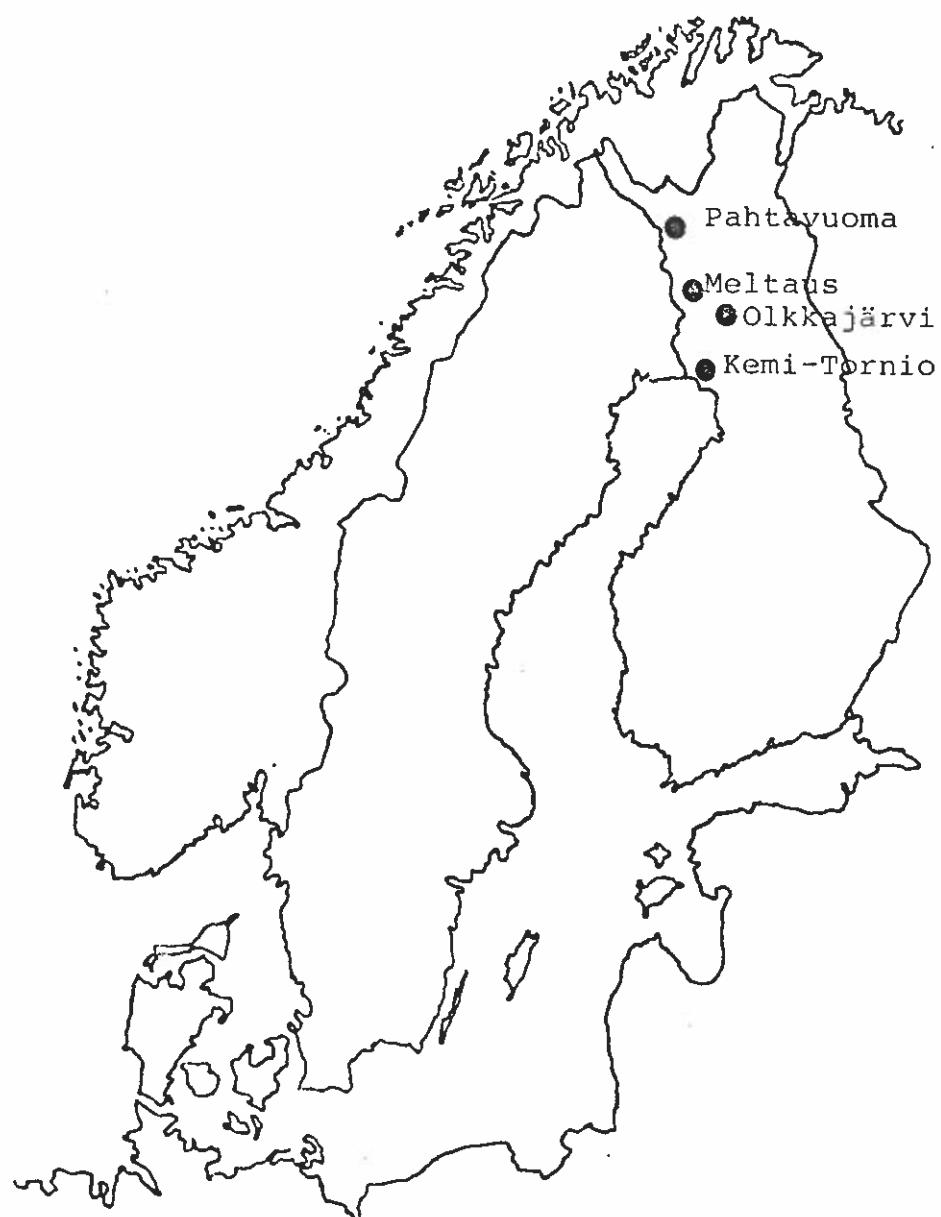


Fig. 1. Platserna för undersökningen. Uranmineraliseringen i Pahtavuoma, de övriga är referensplatser.

Tabell 1. ^{226}Ra -halt, Bq/kg torrvikt, i terrestriska prov insamlade i Pahtavuoma urannmineralseings omgivning och på referensplatser. Antal insamlingsplatser ().

material	Pahtavuoma	Olkka järvi	Meltaus	Kemi - Torneå	annan ort
renben	30 - 62 (6)		26	18 - 44 (4)	4.2 - 57 (11)a
älgben	19 - 38 (3)	18	36 40	10 - 43 (13)a	
renkött	0.058 - 0.29 (6)				
älkgökt	0.057 - 0.14 (3)				
lav	0.43 - 1.2 (5)	1.0 1.1	0.66	0.040 - 0.084 (4)	0.028 - 0.10 (11)a
hänglav	<0.3 - 0.85 (6)	0.72 1.1	0.44 - 1.4 (3)	0.47 - 1.2 (5)	0.48b - 0.54c
hö	1.2 - 6.5 (4)	1.1 - 14 (85)			
kräkris				1.75	0.70 - 6.4 (12)a
blåbärsris		20		2.8 4.0	
mjölkört		4.1 8.1		2.3	
fräken	14 16	2.3 2.4	2.7		
<u>löv av:</u>			2.8 4.8 (3)		
björk	3.9 - 15 (3)	6.2 - 18 (4)	1.6 - 3.0 (4)	2.2 - 6.7 (6)	1.7 - 5.8 (3)c
rönn		6.5	10	1.0 1.1	
vide		2.5 6.3	0.40	0.58 2.8	
<u>bär</u>					
hjortron	<0.05 - 0.08 (5)				
blåbär	0.58 - 1.9 (4)				
lingon	1.4 - 4.6 (4)	3.9 5.2	1.3	3.1d	

a flera orter

c Kevo

d Pello

b Inari

Tabell 2. ^{226}Ra -halt, Bq/kg torrvikt, i akvatiska prov insamlade i Pahtavuoma uranmineralseringsonkgivning och på referensplatser. Antal samlingsplatser ().

material	Pahtavuoma	Olkka järvi	Meltaus	Kemi - Torneå	annan ort
sediment	7 - 130 (13)	68 - 150 (5)	7.7 - 41 (4)		
vattenväxter	110 - 3200 (11)	230 - 1500 (12)	11 - 250 (6)	890	1500
näckmossa	11 - 90 (6)		0.18 - 0.94 (3)	0.69	
ledkrans		12			
vattenklöver					
<u>fiskkött</u>					
gädda	0.03 - 0.04 (4)				
sik	<0.02 - 0.03 (4)				
mörт	0.16		0.47		
<u>fiskben</u>					
gädda	0.5 - 0.8 (4)		4.1 - 5.4		
sik	<0.6 - 1.2 (4)				
mörт	4.8 (2)	25	6.1		

a Kervo

Tabell 3. ^{210}Pb -halt, Bq/kg torrvikt, i terrestriska prov insamlade i Pahtavuoma uranmineralisering omgivning och på referensplatser. Antal samlingsplatser ().

Material	Pahtavuoma	Olkka Järvi	Meltaus	Kemi - Torneå	annan ort
ren ben	94 - 410 (6)				170 - 740 (20) ^a
älg ben	45 - 64 (3)				
ren kött	2 - 6 (6)				
älg kött	2 - 4 (3)				
lav	450 - 630 (6)	380	390	1.3 - 3.0 (4)	1.5 - 3.5 (9) ^a
hänglav	300 - 710 (6)	460	710	250 - 480 (4)	470 ^b 500 ^c
		430	720	470	500

a flera orter

b Kevo

c Enare

Inari

Tabell 4. ^{210}Pb -halt, Bq/kg torrvikt, i akvatiska prov insamlade i Pahtavuoma uranmineraliseringens omgivning och på referensplatser. Antal samligsplatser () .

Material	Pahtavuoma	Olkka järvi
sediment	96 - 1560 (14)	480
fiskkött		
gädda	1 - 5 (4)	1 - 2 (2)
sik	2 - 3 (4)	2 - 3 (2)
mört	1 - 2 (2)	1 - 2 (2)
fiskben		
gädda	5.7 - 8.2 (4)	
sik	5.7 - 11 (2)	
mört	9.6 - 10 (2)	

Nordisk Selskab for Strålebeskyttelse.

7. ordinære møde, København 10. - 12. oktober 1984.

STRÅLINGSFORHOLDENE PÅ ET VANDVÆRK MED ET FORHØJET RADON- OG RADIUMINDHOLD I VANDET.

Kaare Ulbak og Otto Klinder.
Statens institut for strålehygiejne.
Danmark.

SIS har i 1982 og 1983 gennemført en undersøgelse af indholdet af naturligt forekommende radioaktive stoffer i dansk drikkevand. Med undtagelse af Bornholm har det ikke været muligt at påvise tilstedeværelse af radioaktive stoffer i drikkevand med en undersøgelsesteknik der svarer til et årligt effektivt dosisækvivalent på mindre end 6 μ Sv. For størsteparten af Bornholm er der fundet et indhold svarende til et årligt effektivt dosisækvivalent på mindre end 100 μ Sv. For et enkelt vandværk er der fundet koncentrationer i drikkevandet af radon-222 på op til 140 Bq/l samt koncentrationer af de langtlevende radioaktive stoffer radium-226, radium-228, uran-234 og uran-238 på 0,5-1 Bq/l. Omregnet til årligt effektivt dosisækvivalent svarer dette til omkring 700 μ Sv.

I forbindelse med prøveindsamlingen på ovennævnte vandværk blev der gennemført en række supplerende målinger af strålingsforholdene på selve vandværket, der består af en relativ lille bygning med et iltnings- og filteranlæg. Vandværket er kun bemanded i forbindelse med reparationer og lign. Råvandet hentes fra granitlag i ca. 100 meters dybde. Under iltningen (luftningen) frigøres ca. 90% af radon-222 indholdet i råvandet, hvilket medfører en indendørs luftkoncentration af radon-222 på vandværket på ca. 60.000 Bq/m³. Ved filtreningen af råvandet tilbageholdes ca. 30% af radiumindholdet i filtersandet. Filtersandet har derfor i dag et radiumindhold på henholdsvis 18 Bq/kg for radium-226 og 8 kBq/kg for radium-228. Rundt om filteranlægget måles en dosishastighed på ~1 μ Sv/h (100 μ R/h).

Et vandværk kan således under særlige omstændigheder fremstå som et eksempel på et sted med en teknologisk forhøjet naturlig stråling, hvor foranstaltninger til kontrol og mulig reduktion af de ansattes stråleudsættelse kan være ønskelig. I det aktuelle tilfælde bør simple metoder til nedbringelse af den høje radonkoncentration overvejes.

Ra

Nordic Society for Radiation Protection
7th Ordinary Meeting, 10-12 October, 1984
Copenhagen, Denmark

CALIBRATION OF INSTRUMENTS FOR MEASUREMENTS OF NATURAL
ENVIRONMENTAL GAMMA RADIATION AND FALLOUT

Hannu Arvela
Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety
P.O. Box 268, 00101 Helsinki, Finland

INTRODUCTION

The main areas of environmental dose rate measurements in Finland are the studies of the natural background radiation, especially in areas where exposure to ^{222}Rn is studied, and the control measurements around nuclear installations. Some of the instruments used normally for measurements of natural environmental gamma radiation will be used also during emergencies for measurements of radioactive fallout. If various types of instruments are used the responses to the radiation field measured should be known to achieve comparable results and avoid incorrect conclusions 1,3.

EVALUATION OF THE INSTRUMENT RESPONSE

Detailed knowledge of the detector's response to the different components of environmental radiation is required for the calibration of an instrument. In measurements of the environmental dose rate, the reading of an instrument may be represented by:

$$R = K_e D_e + K_c D_c + R_i ,$$

$$R_e = K_e D_e ; \text{ where :}$$

K_e is the response to environmental gamma radiation;
 D_e is the dose rate absorbed from environmental gamma radiation;
 K_c is the response to cosmic radiation;
 D_c is the dose rate absorbed from cosmic radiation;
 R_i is the contribution to the reading from internal radioactive contamination or electronic noise, or both;
 R_e is the terrestrial component of the reading.

The cosmic ray component of the reading, $K_c D_c$, will not be discussed in this paper, however, Table 2 gives figures $K_c D_c + R_i$ for instruments used for monitoring of natural gamma radiation 1,3.

In this work the response to environmental gamma radiation K_e was studied. The response often varies significantly with the photon energy. The determination of the response to environmental gamma radiation K_e thus involves knowledge of both the energy response of the detector and the spectrum of the gamma radiation to be measured. If the correction factor for directional dependence is L and the response to unidirectional radiation is K_s , then K_e is given by:

$$K_e = K_s L, (\text{the factor } L \text{ is assumed to be 1.0}),$$

$$K_e = \frac{\sum_i X(E_i) K(E_i)}{\sum_i X(E_i)}, \text{ where}$$

$X(E_i) = N(E_i) \mu_{ea}(E_i) E_i$; with :

$X(E_i)$ being the exposure rate caused by the photons of energy E_i ;

E_i being an energy interval of 50 keV from 0.10 to 3.0 MeV;

$N(E_i)$ being the gamma-ray flux ;

$\mu_{ea}(E_i)$ being the energy absorption coefficient; and

$K(E_i)$ being the detector response at E_i .

For the natural radioactivity the gamma-ray flux $N(E_i)$ evaluated by Løvborg⁵ was used to determine $X(E_i)$ ¹. Figures 1.1-1.3 give the energy distribution of the exposure rate $X(E_i)$ at 1 m above granite containing ^{232}Th , ^{238}U and ^{40}K . A true natural environmental gamma radiation field is a composition of the spectra given in these figures. Figure 1.4 gives the corresponding distribution for a composition of 12 ppm Th, 3 ppm U and 3 % K, which are typical concentrations in granite.

The detector responses to gamma radiation from fallout uniformly distributed on ground surface were calculated for four different fallout sources: for plane fallout sources of ages 24 hours and 10 days⁴ and for a plane and exponentially distributed ^{137}Cs source². The plane ^{137}Cs source corresponds to freshly distributed old fallout and the exponential distribution of activity with depth in soil with a 3 cm relaxation length is typical of aged fallout fields. Figures 2.1 and 2.2 show the energy dependence of these radiation fields.

DETECTORS

The detectors studied were an high-pressure ionization chamber (HPIC), three plastic scintillation counters, one NaI scintillation counter and three Geiger Müller counters. The instruments are listed in Table 1.

The energy response of the detectors, used in the calculations, are based on the following sources:

- specifications given by the manufacturers
- measurements of the Standard Dosimetry Laboratory of the Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety, Helsinki
- instrument evalation reports of the National Radiation Protection Board, UK
- ^{24}Na point source measurements, this work

Usually the energy response given by the manufacturer ranges only to 1.25 MeV. The gamma spectra of the radiation fields studied, however, range up to 3 Mev. Therefore some of the detector responses from 1.25 MeV to 3 MeV were evaluated using ^{24}Na point source measurements. The gamma energies emitted by this source are 1.369 and 2.754 MeV.

Figures 3.1 - 3.5 give the energy responses (forward orientation) used in the calculations.

RESULTS AND DISCUSSION

Table 2 gives the responses to the radiation field above granite containing ^{232}Th , ^{238}U and ^{40}K and a normal composition of these radionuclides. The coefficients $1/K_e$ may be used as calibration factors. The contribution of the directional dependence is not included in the coeffi-

cients. The variation of the response with the composition of radioactivity is greatest for the NaI scintillator, being about 60 % between the U and K response. For the other instruments the differences are less than 10 %. The responses to the gamma radiation above soil containing a normal composition of natural radioactivity differ at its maximum 34 %, excluding the NaI scintillator.

Detector responses to fallout radiation are given in Table 3. The variation of the response with the gamma spectrum is again greatest for the NaI scintillator. For other instruments the variations are less than 30 %, being greatest for GM detectors with an increasing energy response. The difference in the responses of the detectors to a certain fallout spectrum is 39 % at its maximum, excluding the NaI scintillator. The differences are smaller for the pure ^{137}Cs sources than for the younger fallout. Changing the instrument range (300 R/h and 300 mR/h) may have a considerable effect on the response factor of the RD-8 and RD-10 GM detectors.

Scale accuracy, variation of response with exposure rate and with direction of the incident radiation may lead to uncertainties which are more significant than the uncertainties of the response calculated in this study. Taking into account the instrument response to different environmental gamma radiation fields aids in understanding the differences in the results measured and the overall uncertainty of the measurements.

REFERENCES

1. Arvela, Hannu, A nordic intercomparison and evaluation of the detector responses to natural environmental gamma radiation, STL-A46, December 1983, Institute of radiation protection, Helsinki
2. Bennett, Burton G., Estimation of gonadal absorbed dose due to environmental gamma radiation, Health Physics, Vol. 19 (Dec.), pp.757-767, 1970
3. Bøtter-Jensen, L., Nielsen S.P., A Nordic intercomparison of detector systems for background radiation monitoring, Risø -M-2266, April 1981
4. French, R.L., Gamma-ray energy and angular distributions above fallout, Health Physics, Vol. 11, pp. 369-383, 1965
5. Løvborg, L., Kirkegaard, P., Numerical evaluation of the natural gamma radiation field at aerial survey heights, Risø Report No. 317, February 1975

Table 1 The instruments used in the response study.

Detector	Manufacturer	Type	Scintillator size, mm
HPIC ¹	Reuter & Stokes	RSS-111	
Plastic scintillator	Münchener Apparatebau	MAB 604	75x 75
" -	Automess	Szintomat 6134A	44x 14
" -	Studsvik/Alnor	Gammameter 2414A	75x162
NaI scintillator	Scintrex	BGS-4	40.5x40.5x40.5
GM counter	Mini Instruments	private manufacture	
	GM tube MC70		
" -	Alnor / Wallac	RD-10	
" -	" -	RD-8	

¹ HPIC = High Pressure Ionization Chamber

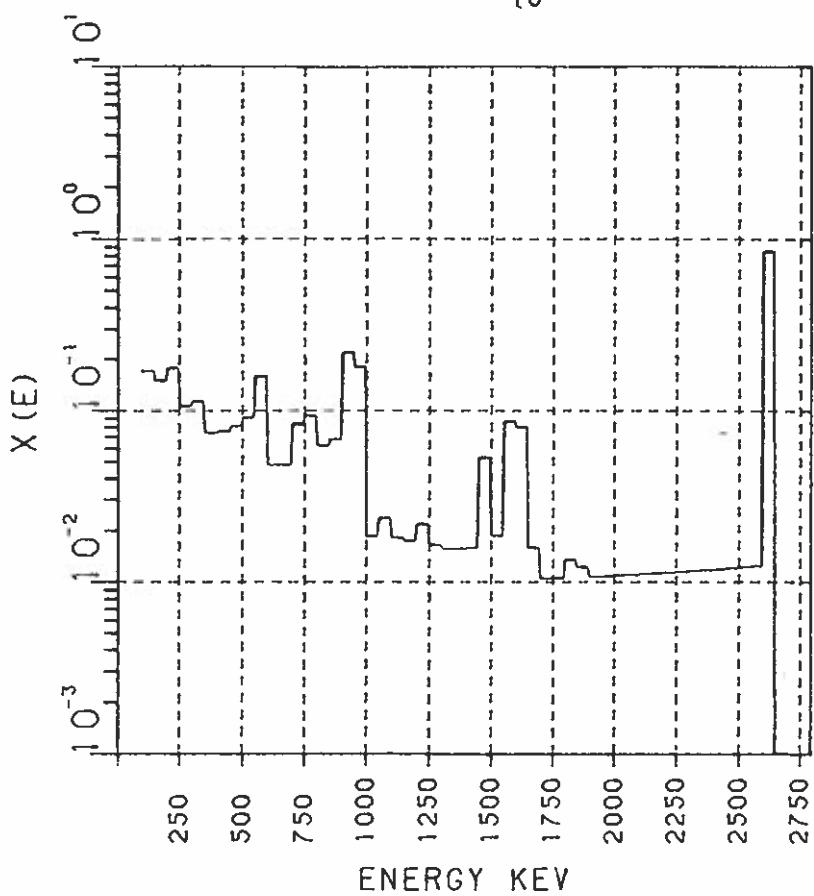
Table 7 Detector response K_e to the exposure rate above granite containing Th, U and K, normalized to unity at 0.662 MeV.

Cosmic ray and internal background component of the detector reading.

Instrument	Th	U	K	12 ppm Th 3 ppm U 3 % K	Cosmic ray + int. background component
RSS-111	1.06	1.05	1.01	1.03	3.7 $\mu\text{R}/\text{h}$
MAB-604	0.90	0.94	0.87	0.89	2.0 $\mu\text{R}/\text{h}$
Szintomat	0.96	0.95	0.99	0.97	1.5 $\mu\text{R}/\text{h}$
Gammameter	1.02	1.02	1.02	1.02	2.3 $\mu\text{R}/\text{h}$
BGS-4	1.57	1.73	1.09	1.38	0.7 $\mu\text{R}/\text{h}$
MC70	1.20	1.15	1.20	1.19	71 CPM

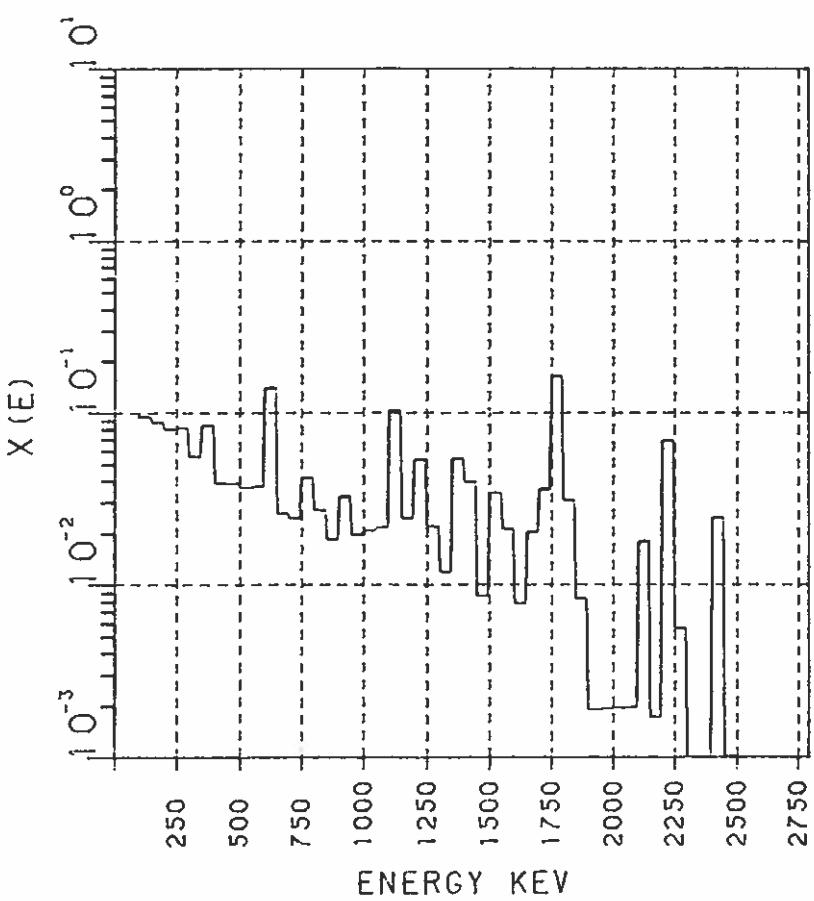
Table 3 Detector response to exposure rate 1 m above
fallout distributed on ground.

Instrument	Fallout source			
	plane age 24 h	plane age 10 d	plane ^{137}Cs	exponential ^{137}Cs
RSS-111	1.01	1.03	1.03	1.06
MAB-604	0.96	0.90	1.02	1.05
Szintomat	0.98	0.97	0.98	0.95
Gammameter	1.01	1.02	1.00	1.00
BGS-4	1.17	1.30	1.45	1.94
MC70	1.10	1.18	1.00	1.00
RD-10 mR/h	1.11	1.25	1.00	0.98
RD-10 R/h	0.98	0.97	1.01	1.02
RD-8 mR/h	1.11	1.25	1.00	0.98
RD-8 R/h	1.06	1.11	1.06	1.12



12 ppm Th

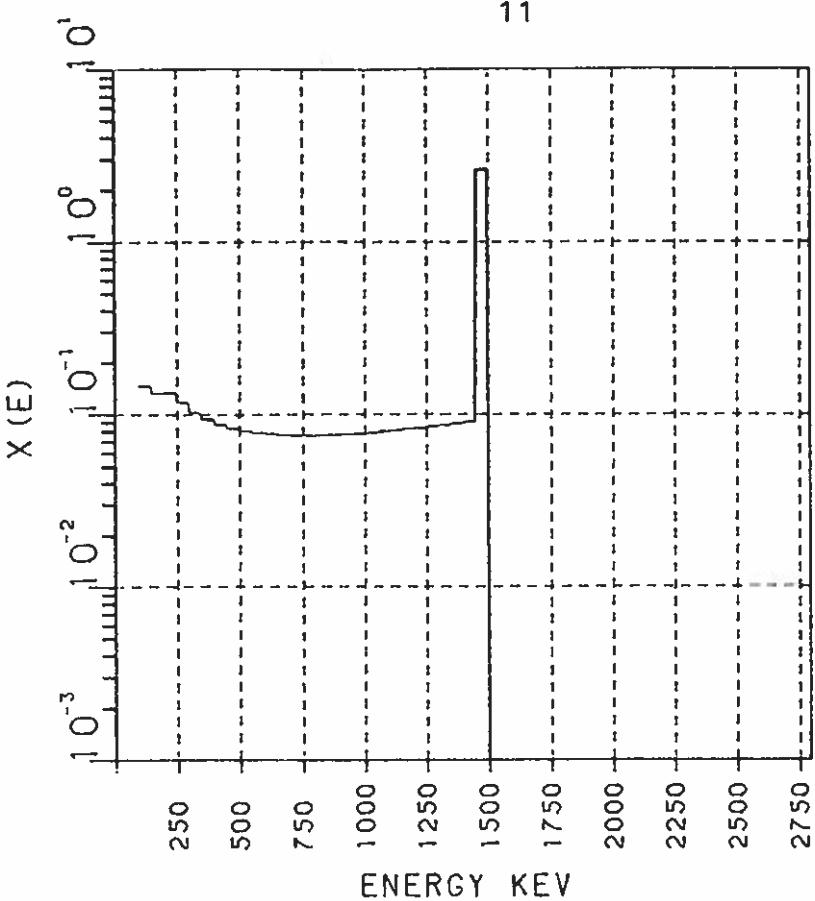
Fig. 1.1



3 ppm U

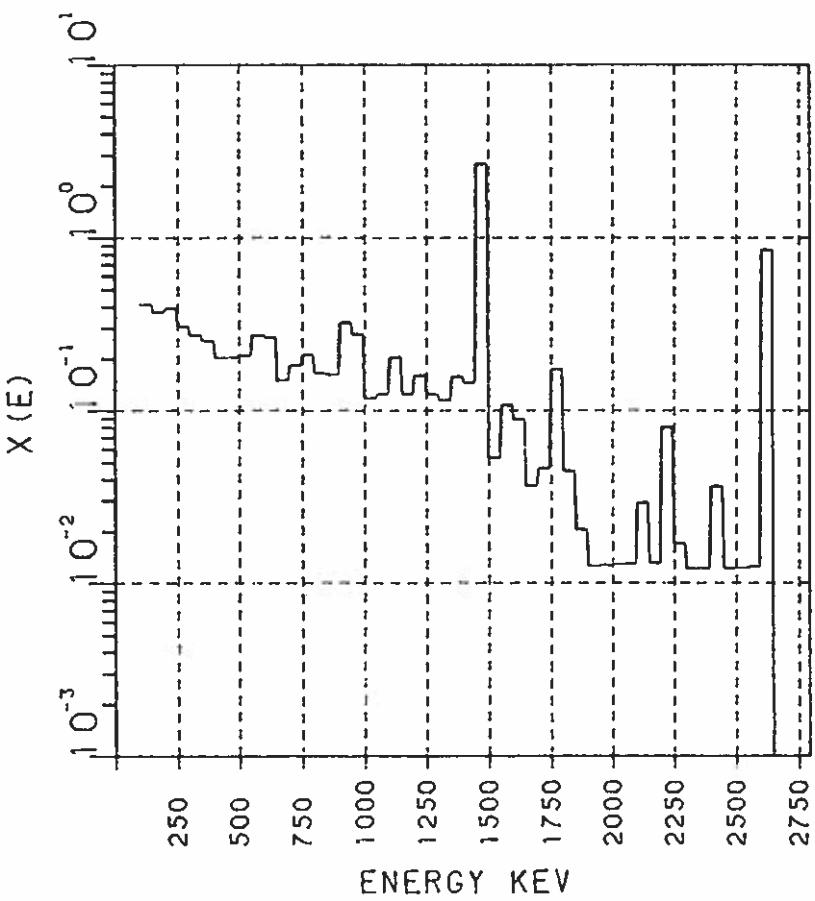
Fig. 1.2

Figure 1 Energy distribution of the exposure rate at a height of 1 m above granite, unit $\mu\text{R}/\text{h}$ / 50 keV energy interval.



3 % K

Fig. 1.3



12 ppm Th
3 ppm U
3 % K

Fig. 1.4

Figure 1 Continued

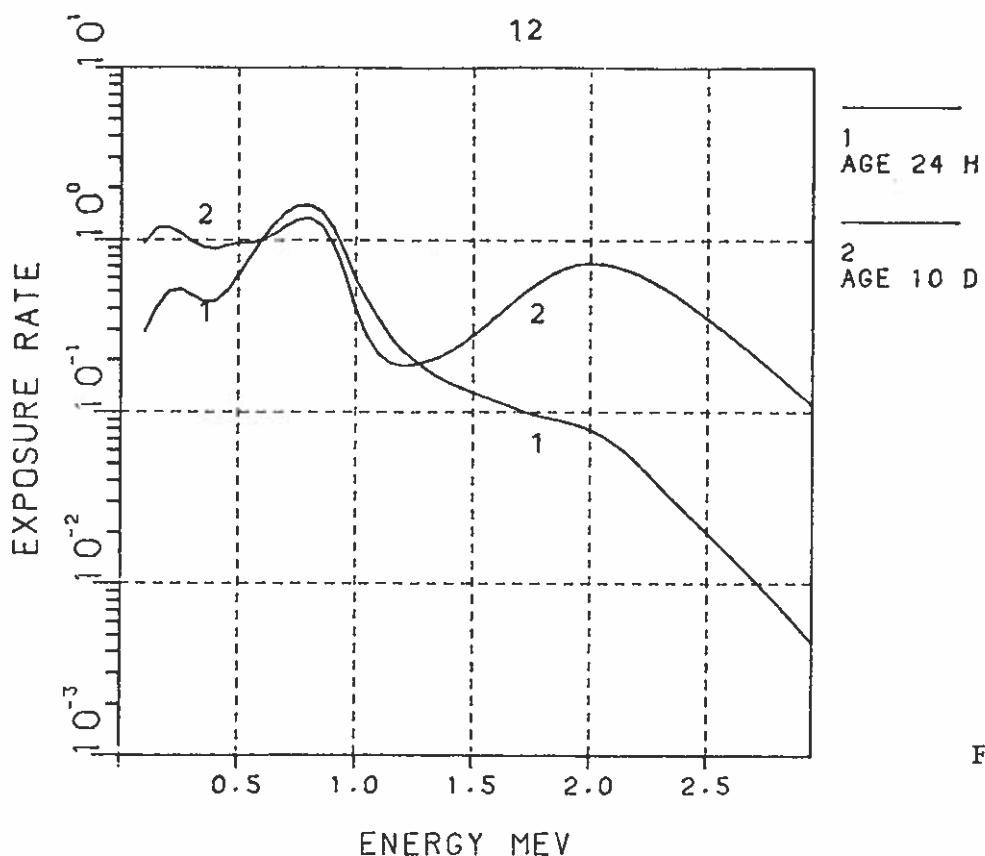


Fig. 2.1

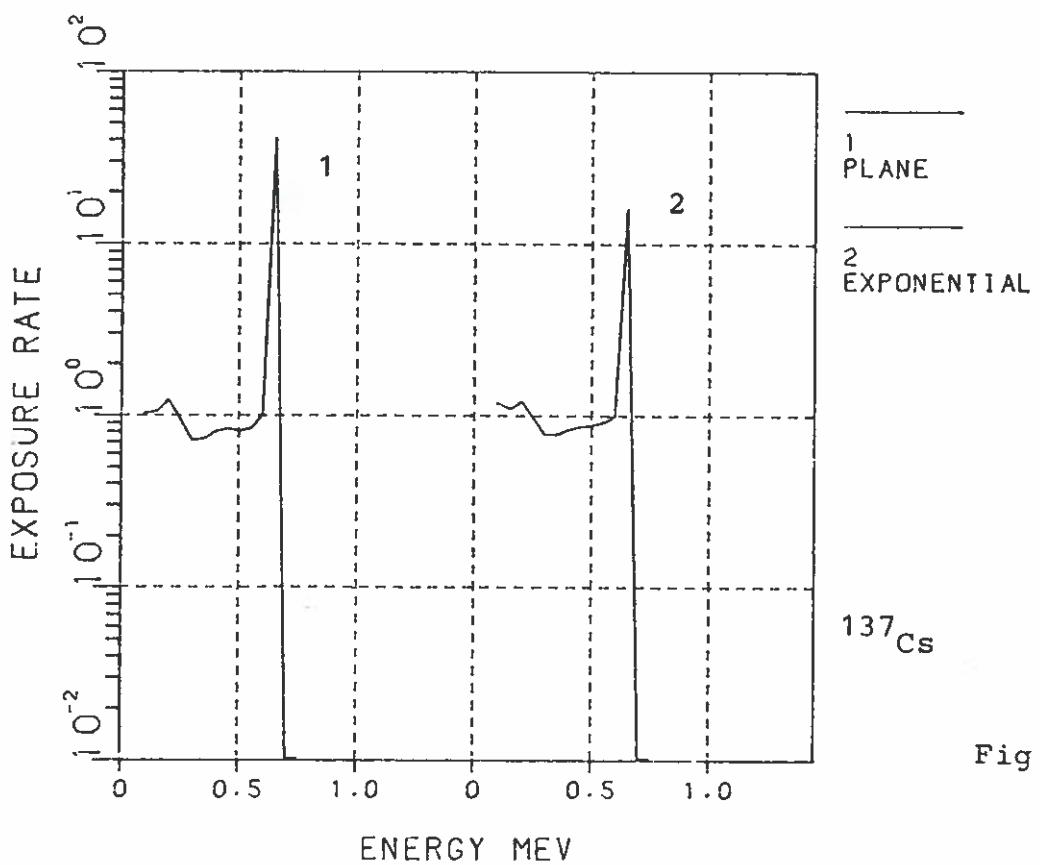


Fig. 2.2

Figure 2 Energy distribution of the exposure rate 1 m above ground for different fallout sources, normalized to unity at 0.625 MeV.

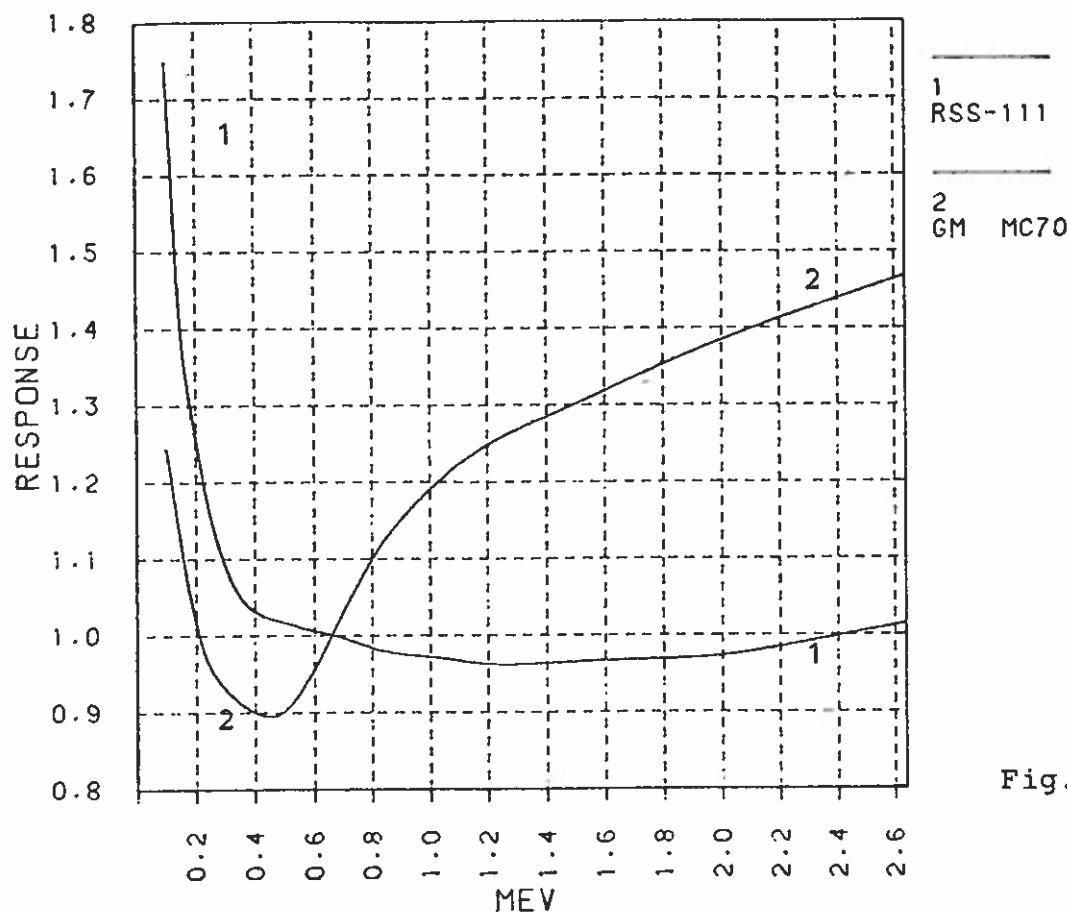


Fig. 3.1

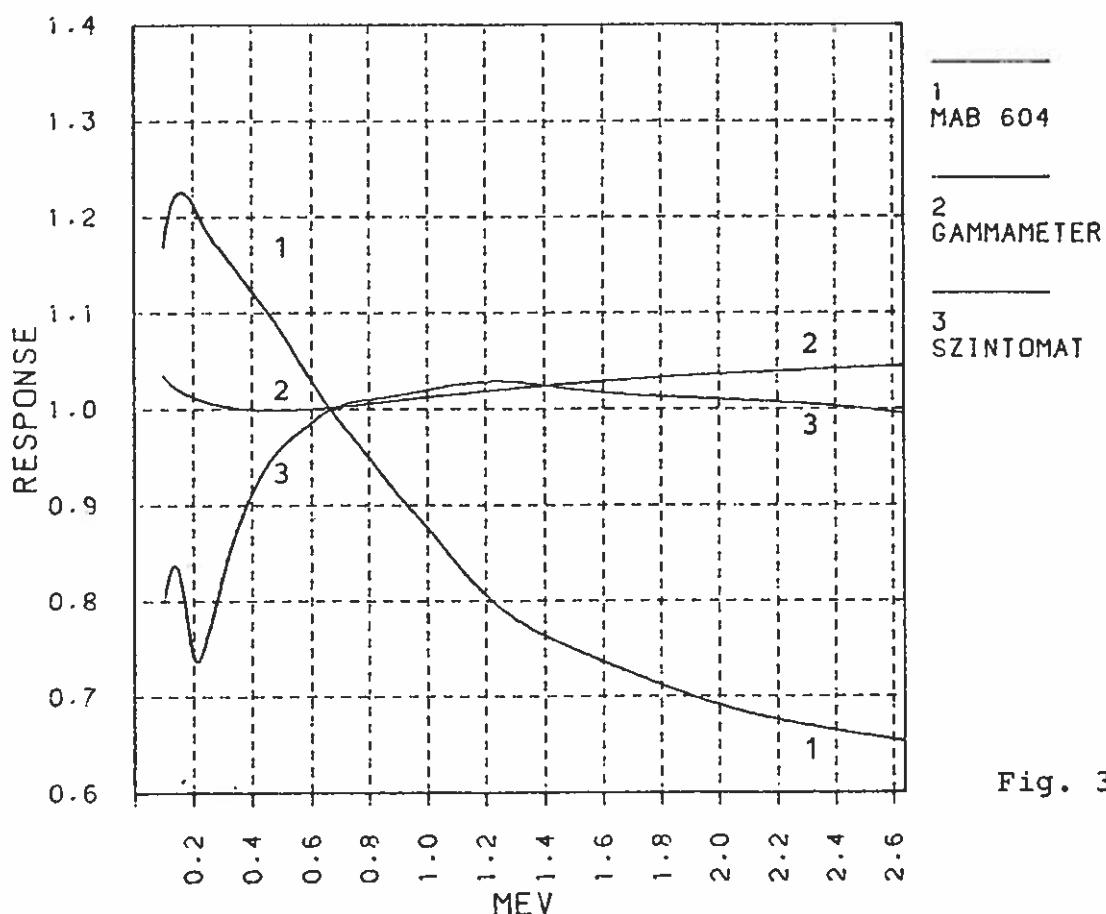


Fig. 3.2

Figure 3 Energy response of the detectors.

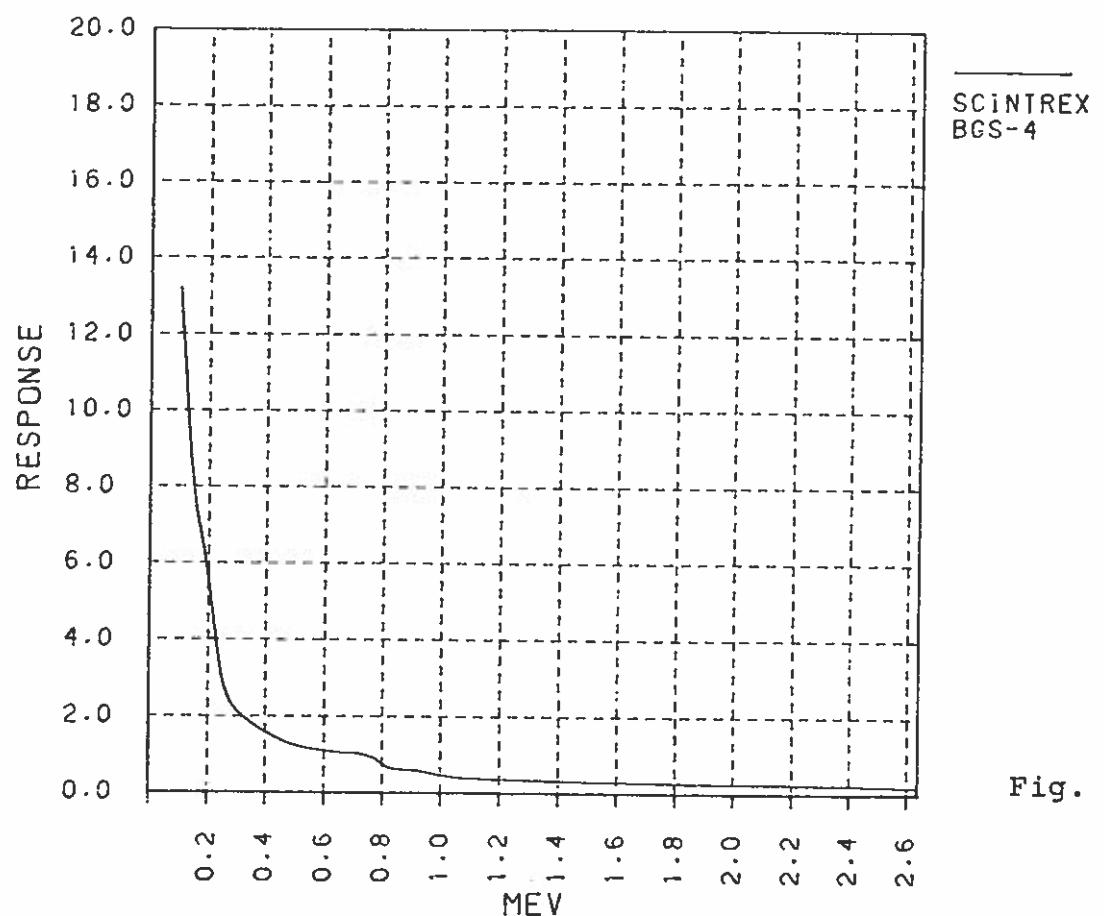


Fig. 3.3

Figure 3 Continued

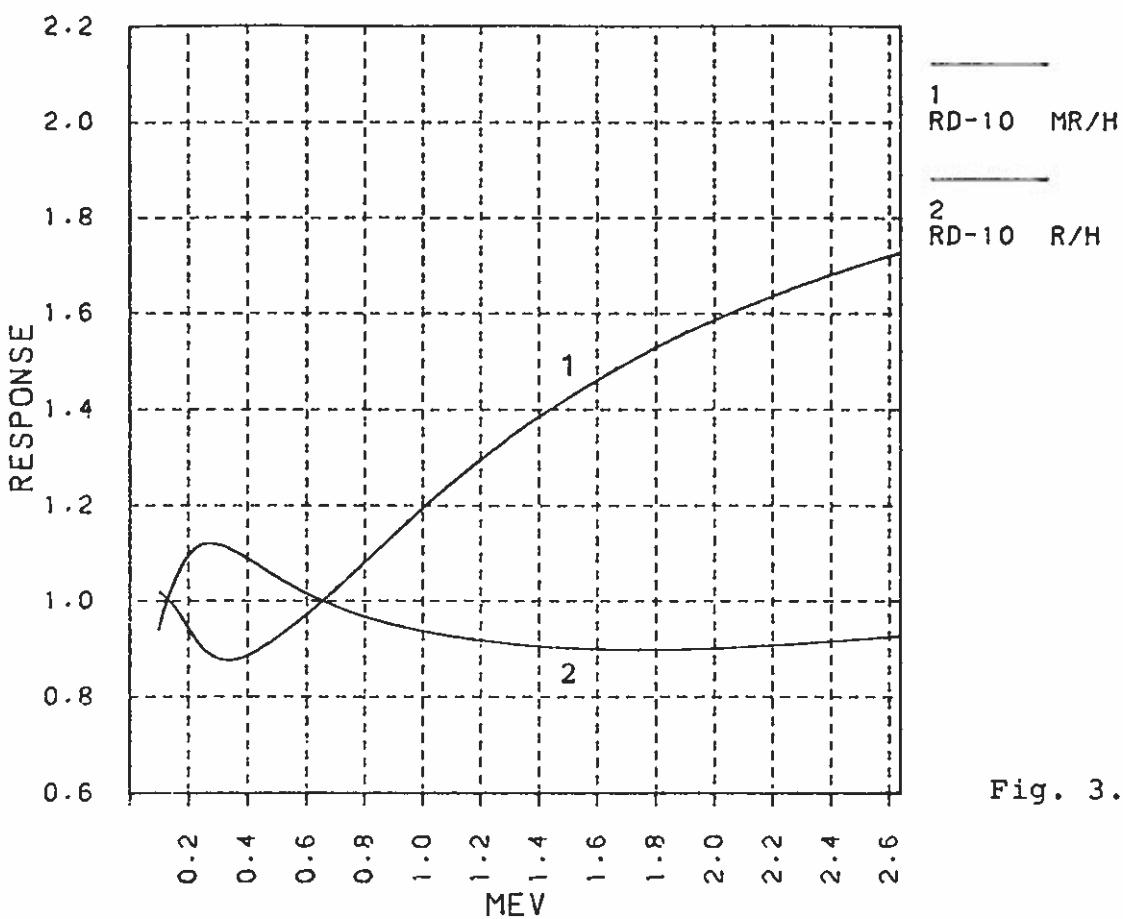


Fig. 3.4

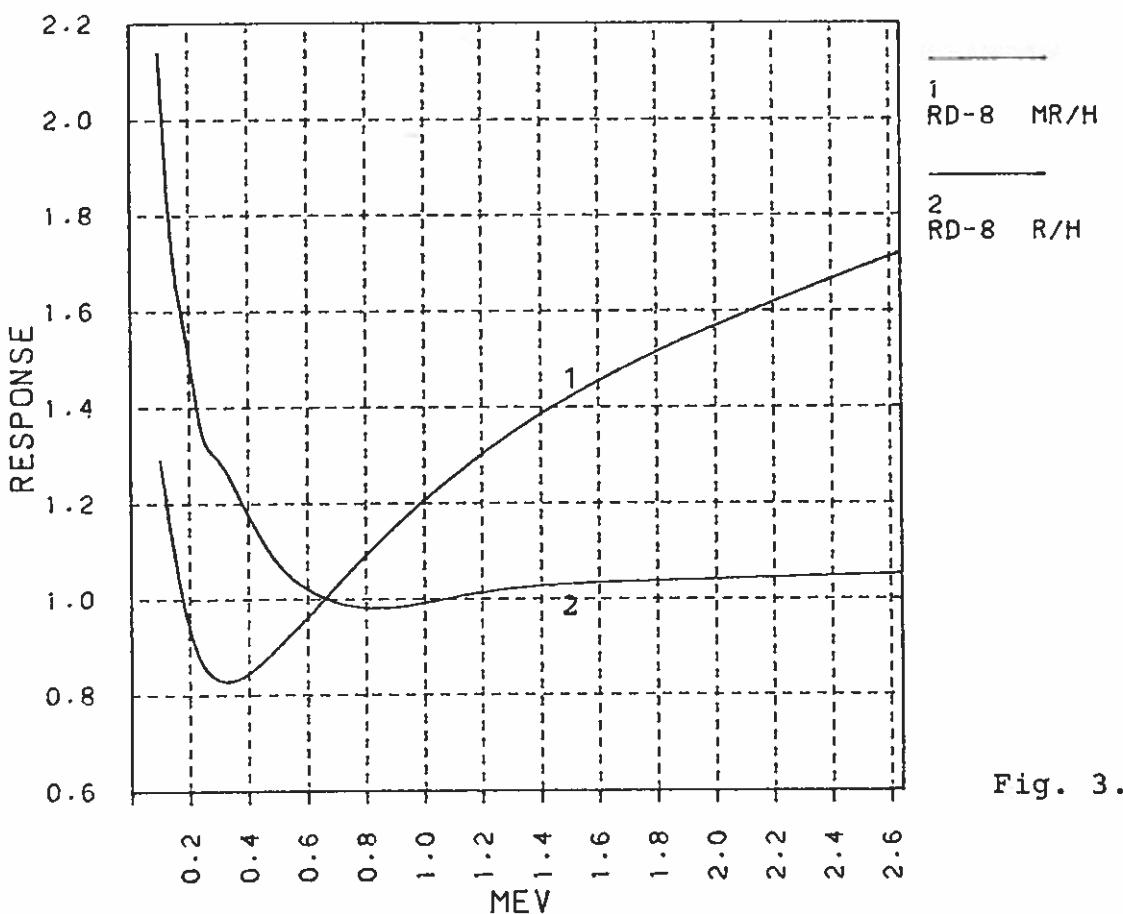


Fig. 3.5

Figure 3 Continued

Mätning av lungburden (uran-235) med 4 germanium detektorer.**Jörgen Gustafsson, ASEA-ATOM****Abstrakt:**

Flertalet mätmetoder för bestämning av lungburden baseras på någon form av hel/delkroppsmätning där resultatet oftast är en kvalitativ bestämning. En kvantifierade mätning ger emellertid ett säkrat beslutsunderlag.

Vid ASEA-ATOM har en mätmetod baserad på fasta energifönsster tagits fram för mätning på personal som av någon anledning kan utsättas för urandamm.

I det för ändamålet framtagna lågaktivitetsrummet utnyttjas den goda upplösningen hos 4 planara HPGe-detektorer. Mätresultaten utvärderas med hänsyn till 3 valda karakteristiska gammaenergor varav den lägsta ger besked om eventuell ytkontamination.

Inledande personmätningar samt idrifttagning av tillhörande mätutrustning har hittills svarat mot de krav vi haft på känslighet och bakgrund. Prestanda och mätmetod kommer redovisat tillsammans med några lungburdenmätningar.

Beräknad och uppmätt aktivitet i sedimentterande material

Leif Blomqvist,
Strålsäkerhetsinstitutet, Helsingfors

BERÄKNINGSMODELLER

PÅ BASEN AV UTSLÄPPSMÄNGDERNA KAN MAN MED EN DYNAMISK SPRIDNINGS-MODELL GÖRA EN UPPSKATTNING AV AKTIVITETEN I SEDIMENTTERANDE MATERIAL. HÄR HAR ANVÄNTS EN ENKOMPARTMENTMODELL MED FÖLJANDE ANTAGANDEN:

- UTSLÄPPET UNDER ETT KVARTAL BLANDAR SIG JÄMNT I EN VATTEN-MÄNGD SOM BESTÅR AV RECIPIENTENS VOLYM PLUS KYLVATTENMÄNGDEN UNDER SAMMA TID.
- DEN TOTALA AKTIVITETSHALTEN FÖRDELAR SIG MELLAN VATTEN OCH SEDIMENTTERANDE MATERIAL. DISTRIBUTIONSFÄKTORN K_D ANGER FÖRHÅLLANDET (Bq/T TORR VIKT I SEDIMENT) / (Bq/m³ I VATTEN):

	K_D
Mn - 54	200 000
Co - 60	100 000
Ag - 110 M	1 000
Sb - 124	5 000

- AKTIVITETSHALTENS MINSKNING PÅ GRUND AV DEPOSITION PÅ HAVSBOTTEN ANTAS I DETTA SAMMANHÄNG FÖRSUMBAR.

MÄTNINGAR

PROVERNA INSAMLAS MED SEDIMENTATIONSTRATTAR FÖRANKRADE NÄRA HAVSBOTTEN (FIGUR 1). TRATTarna TÖMMS VARANNAN VECKA, MEN ANALYSERNA UTFÖRES PÅ SAMMANSLAGNA PROVER OMFATTANDE 2 - 3 PERIODER PER ÅR. PROVER INSAMLAS PÅ 4 STÄLLEN KRING KRAFTVERKET I LOVISA OCH 3 STÄLLEN KRING KRAFTVERKET I OLKILUOTO.

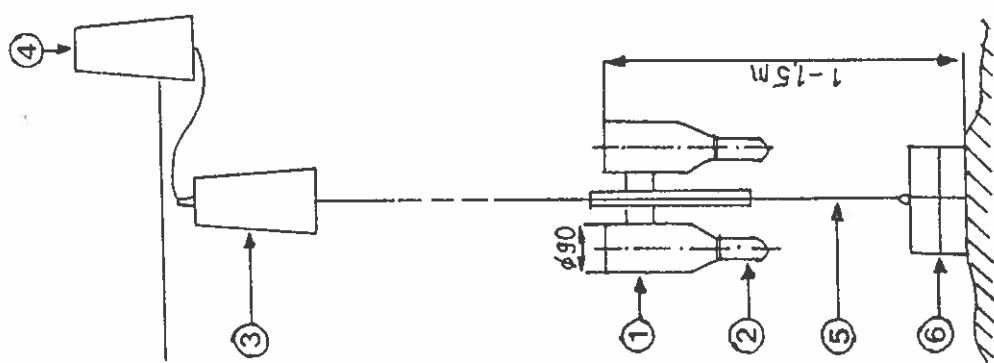
I ANALYSERNA HAR UNDER DEN TID KÄRNKRAFTVERKEN VARIT I DRIFT NÄSTAN REGELBUNDET KONSTATERATS MÄTBARA HALTER AV AKTIVERINGS-PRODUKTER SÅSOM Mn - 54, Co - 58, Co - 60, Ag - 110 m och Sb - 124. FIGUR 2 VISAR DE KVARTALSVIS SUMMERADE, RAPPORTERADE UTSLÄPPEN AV DESSA NUKLIDER.

JÄMFÖRELSER

BERÄKNADE OCH UPPMÄTTA AKTIVITETSHALTER FÖR DE FYRA AKTUELLA NUKLIDERNA VISAS I FIGURERNA 3 - 6. (FIGURERNA PRESENTERAS PÅ POSTERN)

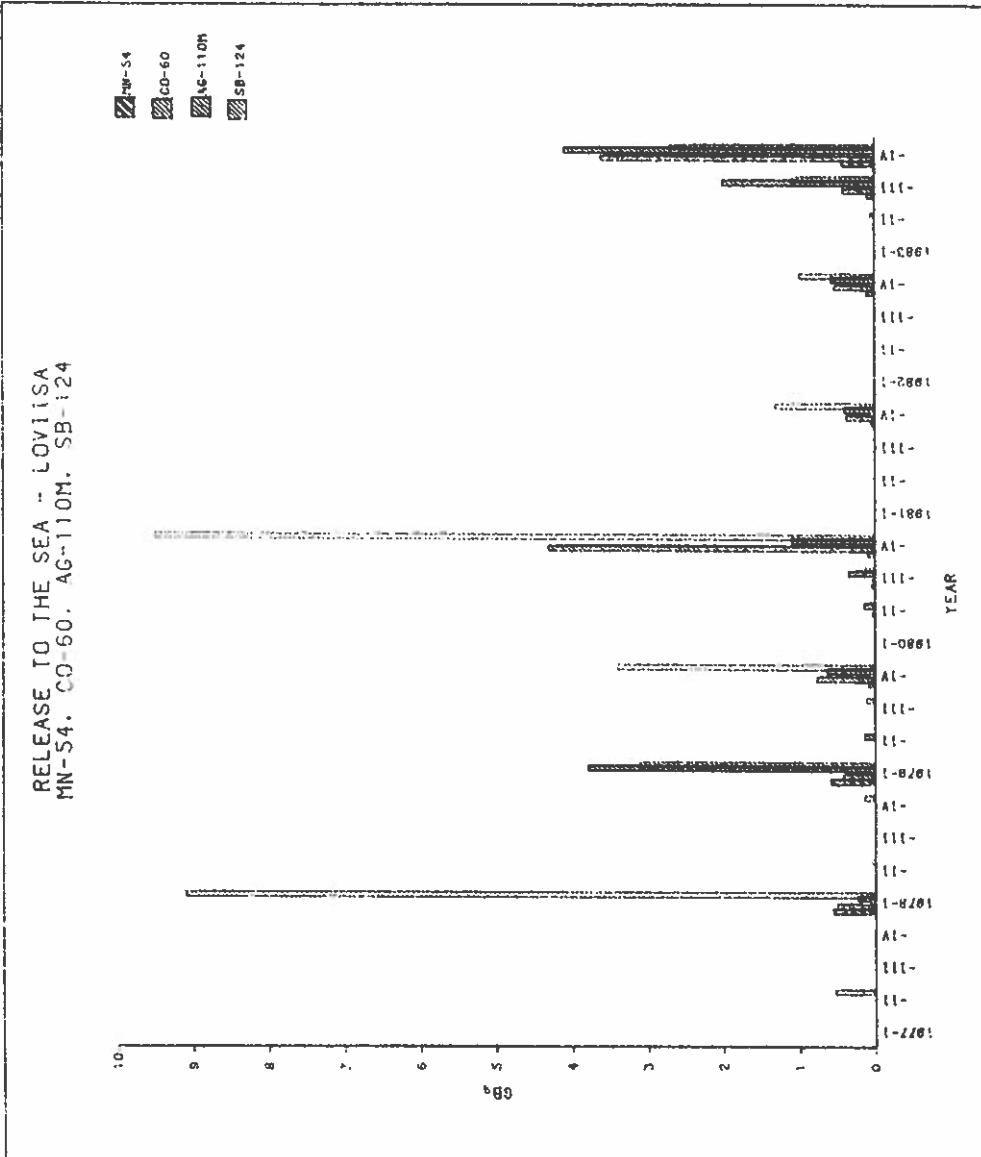
Fig 1

PROVSAMLARE FÖR SEDIMENTERANDE MATERIAL



1. INSAMLARTRÄTT
2. PROVRÖR
3. FLÖTE
4. MÄRKESBJÖJ
5. NYLONREP
6. VIKT

Fig 2



Seventh ordinary meeting in Nordic Society for Radiation Protection,
Copenhagen October 10-12, 1984. ABSTRACT.

RADIOLOGICAL PROTECTION OPTIMIZATION OF PROCEDURES FOR MANUAL GYNAECOLOGICAL RADIOTHERAPY.

K. A. JESSEN

RADIOPHYSICAL LABORATORY, AARHUS KOMMUNEHOSPITAL, DK-8000 AARHUS C

The manual insertions of sources in gynaecological radiotherapy which still is in use by four of the five centres where such treatments are given in Denmark, count for more than 40% of the collective dose recorded by personal dosimeters in the country. At the Radiumcentre in Aarhus this technique contributes with more than 85% to the total dose given to the personnel at the Centre.

Intracavitary radiotherapy is a well established method of treating many gynaecological patients, and it is likely to remain so in the foreseeable future in spite of a decreasing number of these patients. In Aarhus the socalled "Stockholm technique" has been used for more than 50 years. On average a total of 160 mg equivalent of radium (15.0 GBq Cs-137) is inserted into the patient in the operating theatre. The patient is then moved to an open ward and stays there for about seven hours before the source is removed and transported back to the theatre area for cleaning and disposed in the safe box. Typical this treatment is given three times for each patient which add to a total source strength administered in the theatre of 40 - 50 g equivalent per year (3.7 - 4.7 TBq).

Different arrangements have been introduced over the years to minimize the dose given to the personnel by this technique. Since 1977 the series of steps for optimization can be summarized as follow:

1. Introduction of ultrasound cleaning of the sources previously done by hand.
2. Use of shielded trollies to transport the sources back to the theatre from the wards for cleaning.
3. Change of isotope from Ra²²⁶ to Cs¹³⁷.
4. Installation of a double X-ray equipment in the theatre for orthogonal X-ray film for control of the localization of the sources.
5. Use audible radiation monitors for the most heavily exposed personnel.
6. Placing 50 mm lead shields beside the bed in the ward.

These arrangements have contributed to a reduction of the total dose by a factor of two for the same amount of radiation administered. The doses have been measured monthly by film

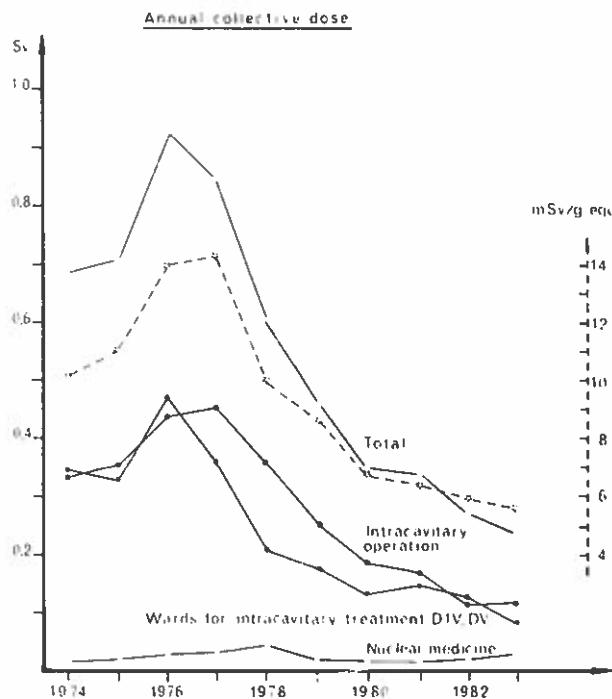


Fig. 1.

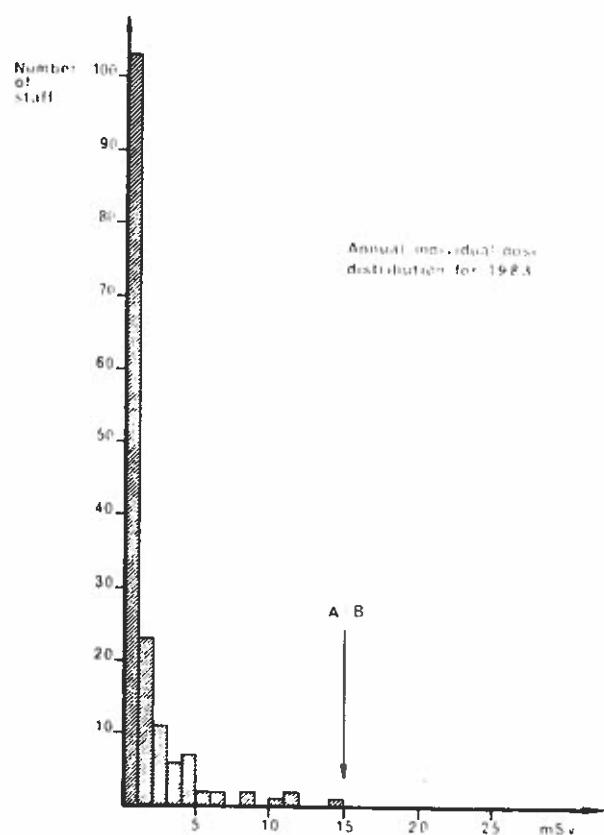


Fig. 2.

badges. Fig. 1 shows this fact where the annual collective doses have been divided into the components from the operating theatre and from the open wards. The dashed curve shows the collective dose from these two components devided by the total source strength administered. The contribution from the Nuclear Medicine Department involves no gynaecological sources. Fig. 2 shows the annual individual dose distribution for 1983. 290 persons have been monitored thereof 130 without any dose registration on their film badges.

Certainly the arrangements have been very effectively but also improved supervision and a change in attitude by the personnel due to the public discussion in recent years about risks from ionizing radiation have given substantial contribution to the results. Only introduction of remote after-loading equipment can offer a complete solution to the radiobiological protection problems associated with this manual technique of gynaecological radiotherapy. A cost benefit calculation seems to justify such a further arrangement at least for low dose rate equipment (1).

(1) K. Ennow and K. A. Jessen: Cost benefit calculation for high and low dose rate after-loading. (This meeting).

Growth reduction of barley seeds after neutron, electron
and photon irradiation

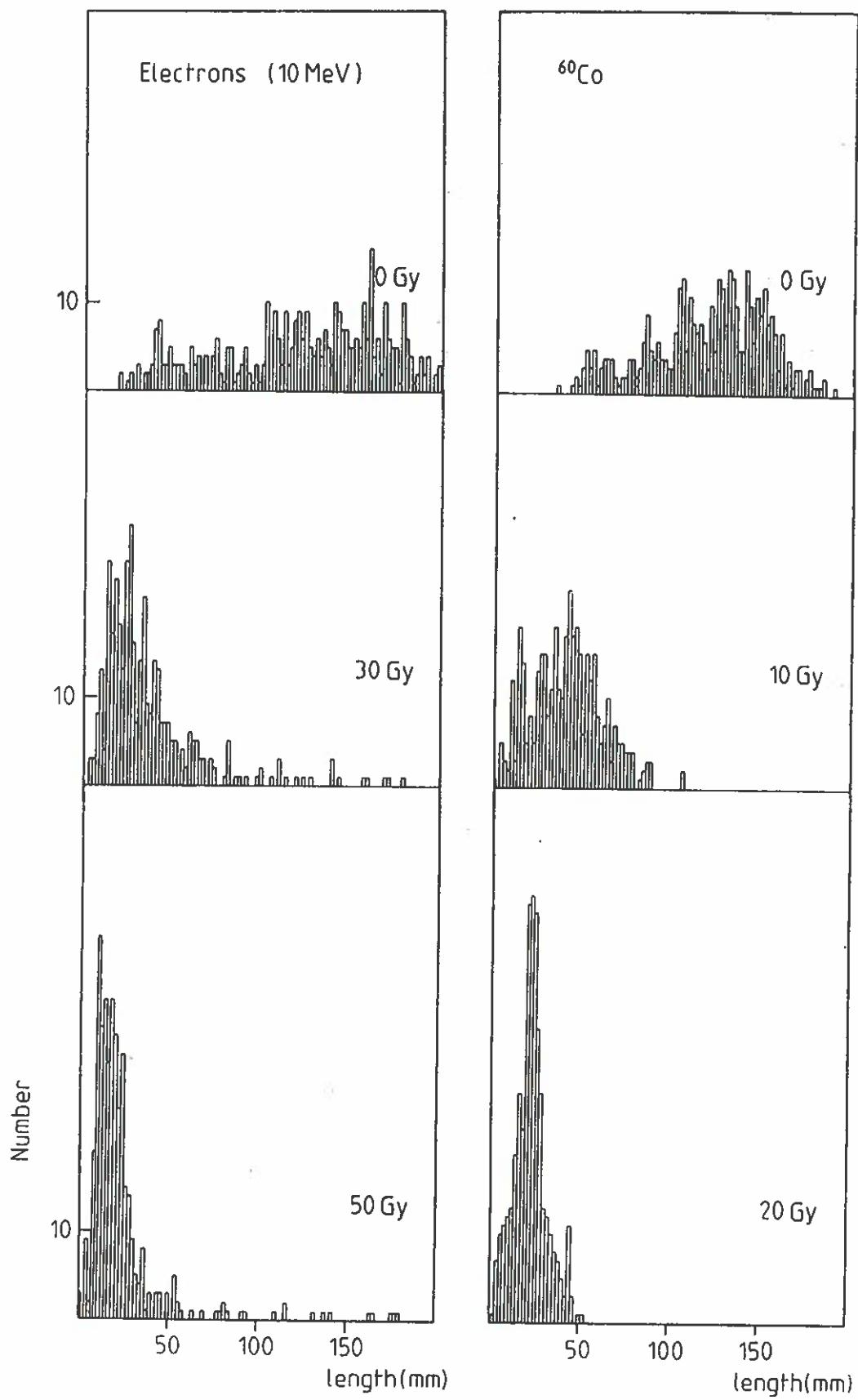
Peter Holmberg, Department of Medical Physics
University of Helsinki, Helsinki, Finland

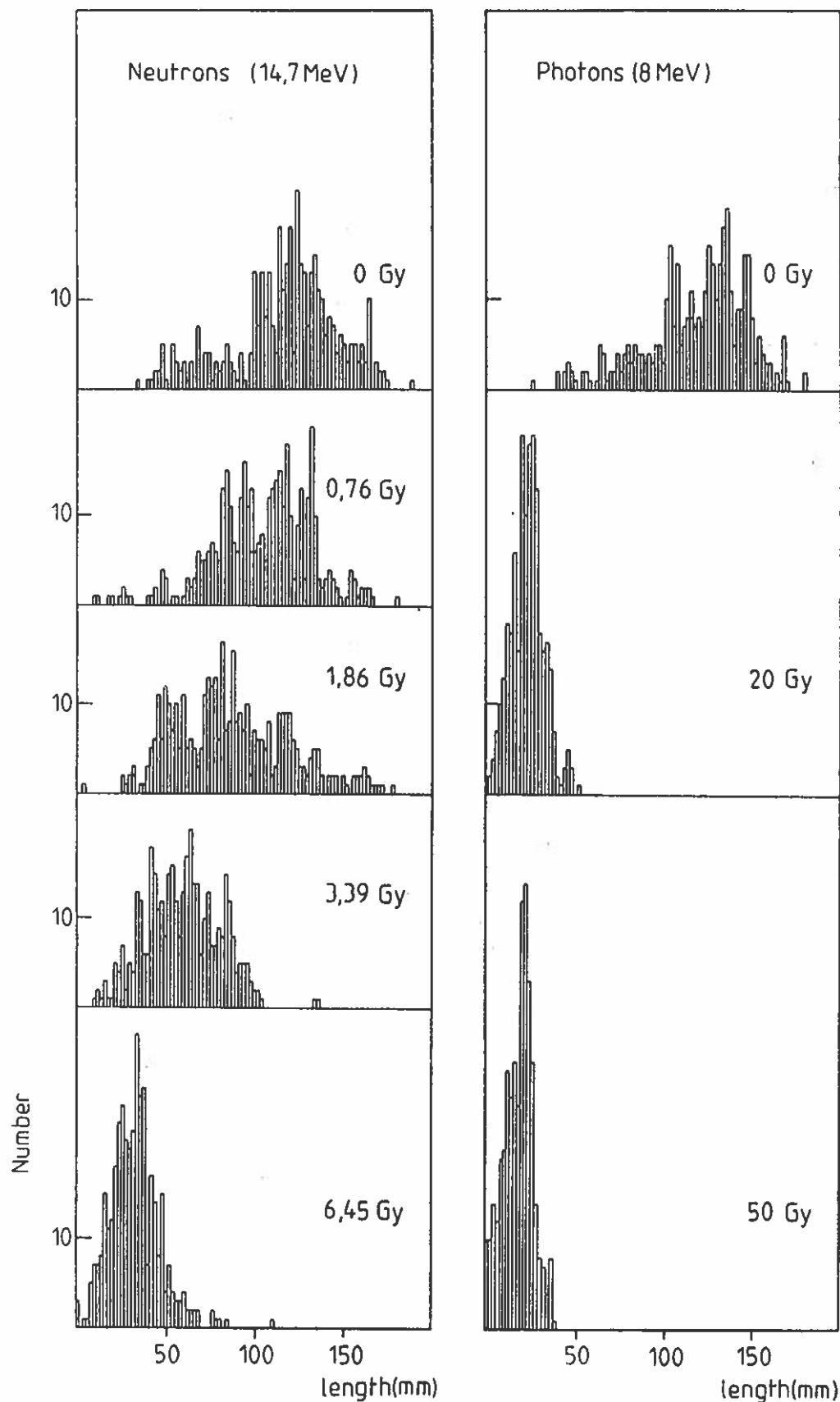
The growth reduction of barley seeds (*Hordeum vulgare*; hexastichon var. *densum*) was studied after irradiation. The barley seeds were wet and growing (1 day+1 day) when irradiated. Different kinds of irradiation were used: photons from a ^{60}Co -therapy unit ($E=1,17 \text{ MeV}$ and $1,33 \text{ MeV}$) and from a linear accelerator ($E=8 \text{ MeV}$), electrons from a linear accelerator ($E=10 \text{ MeV}$) and neutrons ($E=14,7 \text{ MeV}$) from a Sames T neutrongenerator.

Irradiation damages were registered by measuring the lengths of the barley seeds after 10 days. The seeds were cultured in a greenhouse (temperature $22^{\circ}\text{-}24^{\circ}\text{C}$, relative moisture 100 %). As a light source two 40 W lamps were used (burning 8-18 each day).

In figs. 1-2 we show the results of the experiments. Each radiation group is started with a control (0 Gy). A growth reduction can be clearly seen as the doses increase. Expected length values were calculated for each distribution starting from a Poisson distribution.

The growth reduction rate is analyzed in terms of radiation doses and RBE-values are deducted. A discussion of biological consequences is performed and a comparison of the present results to earlier works is made.





Nordisk Selskab for Strålebeskyttelse.

7. ordinære møde, København 10. - 12. oktober 1984.

NORDISK FILMDOSIMETRI SAMMENLIGNING 1984.

K. Ennow, Statens institut for strålehygiejne, København.

A. Kiibus, Statens Strålskyddsinstutut, Stockholm.

A. Tanninen, STUK, Helsinki.

T. Wöhni, Statens Institut for Strålehygiene, Oslo.

I de nordiske lande bruges filmdosimetret som persondosimeter på et stort antal arbejdspladser. Da kalibreringsprocedurer, vurdering o.s.v. varierer en del fra land til land, har man fundet det nyttigt at foretage en sammenligning af dosismålingerne med filmdosimetret for at belyse om disse forskelle i kalibrering m.m., har betydning for pålideligheden af persondosimetrien.

Ved en tidligere sammenligning blev film fra Norge, Finland og Sverige sendt til Danmark, hvor de blev bestrålet samtidig med røntgenstråling og forskelle på op til 160% blev registreret og variationskoefficienten af alle målinger var da større end den foreskrevne usikkerhed ($\pm 40\%$).

Derfor blev sammenligningen gentaget, således at film fra hvert land blev sendt til hvert af de tre andre lande til samtidig bestråling med fotonstråling.

Filmene blev afsendt i den filmholder, som bliver benyttet i den daglige dosimetri.

I Danmark, Norge og Sverige bruges den gamle og den nye model af en engelsk filmholder - NBPB/AERE - medens der anvendes en anden filmholder i Finland (posterens fig. 1).

I området 0-10 mSv blev vurderet 76 film, og der blev vurderet 9 film med større bestrålinger.

I tabellen ses fordelingen i antal film på de enkelte lande og middelværdi og variationskoefficient af forholdet ESTIMATED DOSE/GIVEN DOSE for doser i området 0-10 mSv.

	Danmark	Finland	Norge	Sverige
Antal film	23	23	16	14
Middelværdi	1,33	1,06	1,04	1,01
Variationskoeff.	36%	32%	25%	20%

Ved en grafisk fremstilling (posterens fig. 2) ses at de maximale afvigelser er $\pm 100\%$. I middel ligger afvigelserne under den foreskrevne usikkerhed (40%). For alle 76 film var middelværdien 1,13 og variationskoefficienten 32%.

Filmdosimetret egner sig glimrende til overvågning af arbejdspladser idet denne, gennem filmens "billeder" giver flere væsentlige oplysninger end alene personstråledosis.

Den her beskrevne sammenligning viser, at filmdosimetret tillige kan måle stråledosis med en rimelig nøjagtighed, til trods for den store forskel i filmens følsomhed ved forskellige fotonenergier. En del af de sete afvigelser (100%) skyldes uhensigtsmæssig kalibrering og da nye ICRP/ICRU anbefalinger for kalibrering ventes snart vil den nordiske persondosimetrigruppe - bestående af de fire forfattere - arbejde videre med dette problem.

Nordisk Selskab for Strålebeskyttelse.

7. ordinære møde, København 10. - 12. oktober 1984.

REDUKTION AF STRÅLEDOSIS I KROPSEN VED PANORAMATOMOGRAFI.

Anette Aagaard.

Afdelingen for radiologi. Københavns Tandlægehøjskole.
Danmark.

Når hurtigere forstærkningsskærme tages i anvendelse, skal den benyttede røntgenenergi reduceres for at opnå samme sværtning af filmen som ved anvendelse af konventionelle forstærknings-skærme.

Røntgenenergien kan blandt andet reduceres ved anvendelse af smallere blænder. Metoden er særligt anvendenlig ved røntgenundersøgelse med panoramatomografi, fordi denne type røntgenudstyr oftest kun har valgfri rørspænding. En reduktion af rørspændingen er som bekendt uhensigtsmæssig udfra et strålehygiejniske synspunkt.

Desuden er udskiftning af blænderen et enkelt og billigt indgreb.

Panoramatomografiske røntgenundersøgelser er hyppigt anvendte, derfor er en reduktion af den stråledosis patienten udsættes for ved undersøgelsen særlig ønskelig.

Ved hjælp af TLD (LiF-700 krystaller) blev den absorberede dosis målt i kroppen på et Rando-Alderson fantom ved panoramatomografiske røntgenoptagelser med en Orthopantomograph ("OP-5") (Siemens). Der blev målt svarende til kroppens mest strålefølsomme organer (ovarier, testes, mammae, aktiv knoglemarv pulmones og gl. thyroidea) samt svarende til uterus og i den direkte stråling i nakken.

Målingerne blev foretaget 1) ved anvendelse af calciumwolframatholdige forstærkningsskærme og konventionel blænder (bredde 2,5 mm øverst og 1,9 mm nederst), 2) ved anvendelse af hurtigere forstærkningsskærme af typen Titan 2HS (Siemens) og smal blænder (bredde 0,9 mm øverst og 0,6 mm nederst).

De målte dosisreduktioner varierede stærkt (5-50%). De største dosisreduktioner blev konstateret i hoved-, halsregionen. For eksempel blev den absorberede dosis pr. optagelse i gl. thyroidea reduceret fra 135.000 nGy til 67.000 nGy. Derimod blev den absorberede dosis i mammae reduceret fra 350 nGy pr. optagelse til 220 nGy pr. optagelse. Til sammenligning kan nævnes at den naturlige baggrundsstråling er omkring 50 nGy pr. time.

Undersøgelerne er udført ved tandlægehøjskolen og statens institut for strålehygiejne og vil blive fortsat.

FÖREDRAG VID NORDISKA SÄLLSKAPETS FÖR STRÅLSKYDD
7:e ORDINARIE MÖTE I KÖPENHAMN 10-12 OKTOBER 1984

Cs-137, Pu och Am-241 i bottenfaunan i Östersjön

P-O Agnedal, Studsvik Energiteknik AB, Nyköping

Sammanfattning

Under maj-juni 1983 genomfördes en provtagningsfärd med F/S Gauss från DHI, Hamburg, i Östersjön och angränsande vatten, de danska sunden och Kattegatt.

Arbetsgrupper från Danmark, Finland och Sverige hade inbjudits att delta för att genomföra egna undersökningar. DHI tog vattenprover för bestämning av bl a Cs-137, Pu och Am-231. Från STUDSVIK hade vi beslutat oss för att insamla bottenfauna och sediment för att kunna beräkna den mängd som finns bundet i dessa två provslag.

Hittills erhållna resultat visar att mycket små mängder är bundna till faunan men det är viktigt att ha dessa värden för beräkningar om transport i födokedjan.

Proverna har också analyserats på tungmetaller och en jämförelse av anrikningen mellan radioaktiva och icke radioaktiva element skall göras.

