

# Gammaspektrometriske flymålinger og radon

Anvendelse av gammaspektrometriske fly- og helikoptermålinger til identifisering av radonutsatte områder – analyse basert på målinger på Østlandet



**Norwegian Radiation  
Protection Authority**  
Postboks 55  
N-1332 Østerås  
Norway

*Referanse:*

Smethurst, M., Strand, T., Finne, T.E., Sundal, A.V.: Gammasppektrometriske flymålinger og radon. Anvendelse av gammasppektrometriske fly- og helikoptermålinger til identifisering av radonutsatte områder – analyse basert på målinger på Østlandet. StrålevernRapport 2006:12. Østerås: Statens strålevern, 2006.

*Stikkord:*

Radon, gammasppektrometriske fly- og helikoptermålinger, Østlandsregionen

*Sammendrag:*

Rapporten presenterer resultatene fra et samarbeidsprosjekt mellom Statens strålevern og Norges geologiske undersøkelse der gammasppektrometriske fly- og helikoptermålinger i Østlandsregionen ble sammenlignet med radonmålinger utført i 6326 boliger innenfor det samme området. Resultatene viser at prosentandel boliger med radonkonsentrasjon over det anbefalte tiltaksnivået på 200 Bq/m<sup>3</sup> generelt øker med økende ekvivalent konsentrasjon av uran i grunnen. Luftbårne gammamålinger er derfor et nyttig hjelpemiddel i arbeidet med å identifisere radonutsatte områder men må alltid kombineres med informasjon om permeabilitetsforholdene ved vurderinger av byggegrunn med hensyn på radonfare.

*Reference:*

Smethurst, M., Strand, T., Finne, T.E., Sundal, A.V.: Airborne gamma ray spectrometer measurements and radon. The application of airborne gamma ray spectrometry in identifying radon prone areas – an analysis based on measurements in the Oslo region. StrålevernRapport 2006:12. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2006. Language: Norwegian.

*Keywords:*

Radon, airborne gamma ray spectrometry, Oslo region

*Abstract:*

The results of a comparison between airborne gamma ray spectrometer measurements and 6326 indoor radon measurements in the Oslo region performed by the Norwegian geological survey and the Norwegian radiation protection authority are presented. The results show that the percentage of dwellings with radon concentrations above the national action level of 200 Bq/m<sup>3</sup> generally increases with increasing equivalent concentration of uranium in the ground. Hence, airborne gamma ray spectrometry is useful in identifying radon prone areas, but gamma measurements must always be combined with information on the permeability of the ground when assessing the radon potential of an area.

Prosjektleder: Terje Strand.

Godkjent:



Per Strand, avdelingsdirektør, Avdeling beredskap og miljø.

20 sider.

Utgitt 2006-06-20. Opplag 150 (09-06).

Form, omslag: Lobo Media AS, Oslo.

Trykk: Lobo Media AS, Oslo.

*Bestilles fra:*

Statens strålevern, Postboks 55, 1332 Østerås.

Telefon 67 16 25 00, telefax 67 14 74 07.

e-post: nrpa@nrpa.no

www.nrpa.no

ISSN 0804-4910

## **Gammaspektrometriske flymålinger og radon**

Anvendelse av gammaspektrometriske fly- og helikoptermålinger til identifisering av radonutsatte områder – analyse basert på målinger på Østlandet

Mark Smethurst<sup>1</sup>  
Terje Strand<sup>2</sup>  
Tor Erik Finne<sup>1</sup>  
Aud Venke Sundal<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Norges geologiske undersøkelse, Trondheim

<sup>2</sup> Statens strålevern, Østerås



# Innhold

Sammendrag.....	5
1. Innledning.....	6
2. Dannelse og transport av radon.....	7
3. Kartlegging av radon i norske boliger.....	8
4. Gammaspektrometriske fly- og helikoptermålinger.....	10
5. Luftbårne gammamålinger og radonmålinger i boliger.....	12
6. Anvendelse av luftbårne gammamålinger til identifisering av radonutsatte områder.....	14
7. Konklusjon .....	16
8. Referanser.....	17



## Sammendrag

I et samarbeidsprosjekt mellom Statens strålevern og Norges geologiske undersøkelse er det gjort en sammenligning mellom radonmålinger i inneluft og gammaspektrometriske fly- og helikoptermålinger i Østlandsregionen. Området som er dekket med fly- og helikoptermålinger utgjør totalt ca. 10 000 km<sup>2</sup> og strekker seg fra Hadeland og Romerike i nord til Fredrikstad og Skien i sør. Radondataene omfatter resultater fra radonmålinger utført i 6326 boliger innenfor det samme området.

Resultatet av analysen viser at prosentandel boliger med radonkonsentrasjon over det anbefalte tiltaksnivået på 200 Bq/m<sup>3</sup> generelt øker med økende ekvivalent konsentrasjon av uran i grunnen. Basert på dette resultatet er det utarbeidet et oversiktskart over den beregnede prosentandel boliger med forhøyede radonkonsentrasjoner ved en gitt uran-konsentrasjon i det undersøkte området. Kartet uttrykker kun storskala forskjeller i radonfare mellom ulike områder, og mindre områder med høy radonfare vil ikke kunne identifiseres. En sammenligning mellom kartet over beregnet radonfare og et forenklet berggrunnskart over Oslo-regionen gir følgende rangering av bergarter med hensyn på radonfare (fra høy til lav): Alunskifer, granitter/ryolitter, monzonitter/latitter, syenitter/trakytter, sedimentære bergarter (unntatt alunskifer), mørke intrusivbergarter og gneiser.

Luftbårne gammamålinger gir en generell oversikt over uranrike områder, og radonmålinger i inneluft viser at disse områdene bør prioriteres spesielt med hensyn på radonmålinger i eksisterende boliger og forebyggende tiltak ved nybygging. Begrensningen i bruken av gammamålinger fra fly- eller helikopter til identifisering av radonutsatte områder er hovedsakelig relatert til at målingene har begrenset oppløselighet og at de ikke kan identifisere

radonutsatte områder der høy emanasjon og transport av radon i permeable løsmasser er hovedårsak til forhøyede radonkonsentrasjoner i inneluften. Vurderinger av byggegrunn med hensyn på radonfare må derfor alltid utføres basert på informasjon om både uran/radium innholdet og permeabiliteten i byggegrunnen i en detaljgrad som er tilpasset formålet.

# 1. Innledning

Norge har noen av de høyeste innendørs radonkonsentrasjonene i verden. På bakgrunn av omfattende kartlegginger med måling av radon i et tilfeldig utvalg av boliger fra hele landet (Strand et al. 1991, 1992, 2001 og 2003) er det anslått at ca. 175.000 boliger i Norge (9 % av boligmassen) har en gjennomsnittlig radonkonsentrasjon i inneluft som overstiger anbefalt tiltaksnivå på  $200 \text{ Bq/m}^3$ . Det er videre anslått at ca. 25 000 nordmenn bor i en bolig med en gjennomsnittlig radonkonsentrasjon over  $1000 \text{ Bq/m}^3$  hvor opphold over tid tilsvarer samme risiko for utvikling av lungekreft for en ikke-røyker som for en person som røyker til daglig og bor i en bolig med normale radonnivåer. I enkelte områder på Østlandet er det målt radonkonsentrasjoner i inneluft på over  $5000 \text{ Bq/m}^3$ , og i andre områder av landet er det målt nivåer over  $30.000 \text{ Bq/m}^3$  (Jensen et al. 2004). Årsaken til de høye radonnivåene i Norge skyldes en kombinasjon av flere faktorer, bl.a.:

- Betydelige forekomster av uran- og radiumrike bergarter, bl.a. alunskifer og radiumrike granitter
- Betydelige forekomster av permeable løsmasser som gir transport av radon fra store grunnvolum
- Fyrings- og ventilasjonsmetoder som ofte fører til undertrykk i inneluften og gir økt innsug av radonholdig jordluft fra massene under og rundt konstruksjonen
- Kaldt klima med lang fyringssesong
- Måten hus er bygget på, bl.a. med utstrakt bruk av lettklinker i grunnmur som kan gi økt transport av radon
- Bruk av kjeller/sokkeletasje som boligrom. 3 av 4 nordmenn bor i en enebolig eller et rekkehus med boligrom i kjeller/sokkeletasje.

Nylig ble resultatene av en europeisk fellesanalyse av 13 epidemiologiske studier

i boligmiljø publisert (Darby et al. 2005). Dette er den mest omfattende epidemiologiske studien om radon og lungekreft som er gjennomført frem til nå. Den viser en klar og signifikant sammenheng mellom radon og risiko for utvikling av lungekreft ned til nivåer under anbefalt tiltaksnivå på  $200 \text{ Bq/m}^3$ . Undersøkelsen viser videre at det er en kraftig interaksjon mellom radon og røyking og at de aller fleste radoninduserte lungekrefttilfeller opptrer blant røykere. På bakgrunn av denne studien er det anslått at 9 % av alle lungekrefttilfeller i Europa har radoneksponering i inneluft som medvirkende årsak. Disse anslagene er basert på et gjennomsnittlig radonnivå i boligmassen på  $59 \text{ Bq/m}^3$ , mens gjennomsnittet i Norge er på  $89 \text{ Bq/m}^3$  (Strand et al. 2001). Tilsvarende anslag for Norge vil derfor være 14 % (280 lungekrefttilfeller årlig). I disse anslagene har man tatt hensyn til forskjeller mellom land når det gjelder andel av befolkningen som er røykere.



**Figur 1:** Området i Oslofjordregionen som er dekket med fly- og helikoptermålinger (gul linje).



I perioden 1981-2003 gjennomførte Norges geologiske undersøkelse (NGU) gammaspektrometriske fly- og helikopter-målinger i Oslofjordregionen. Området som er dekket av gammamålingene strekker seg fra Hadeland og Romerike i nord til Fredrikstad og Skien i sør (Figur 1). Ca. 2 millioner mennesker er bosatt innenfor dette området. Norges geologiske undersøkelse og Statens strålevern har i samarbeid undersøkt muligheten for å benytte resultatene fra de luftbårne gammaspektrometriske målingene i arbeidet med å identifisere radonutsatte områder. Av spesiell interesse har det vært å se på nytteverdien av slike målinger i forbindelse med vurdering av radonfare i ubebodde områder som i fremtiden kan bli utviklet for boligformål.

#### **Fakta om radon**

Radon ( $^{222}\text{Rn}$ ) er en radioaktiv edelgass som dannes når radium ( $^{226}\text{Ra}$ ) desintegrerer. Både radium og radon er datterelementer av uran ( $^{238}\text{U}$ ) som finnes i varierende mengder i all berggrunn og løsmasse. Når radon desintegrerer dannes nye kortlivede radioaktive isotoper av polonium ( $^{218}\text{Po}$  og  $^{214}\text{Po}$ ), vismut ( $^{214}\text{Bi}$ ) og bly ( $^{214}\text{Pb}$ ) og disse kalles ofte "radondøtre". Når radon er til stede i luften vil det kontinuerlig dannes radondøtre, og det er de som gir stråledoser til lungene ved innånding. Epidemiologiske undersøkelser har påvist at opphold i luftmiljø med høye radonkonsentrasjoner over lang tid (mange år) gir økt risiko for utvikling av lungekreft – og at risikoen er høyest for røykere. Dosene til andre organer utgjør bare ca. 2 % av dosen til lungene og kan i de fleste tilfeller neglisjeres.

## **2. Dannelse og transport av radon**

Byggegrunnen er hovedkilde til radon i norske boliger, og innholdet av uran/radium i berggrunn og løsmasser er avgjørende for mengden av radon som blir dannet i byggegrunnen. Konsentrasjonen av radium i forskjellige bergarter kan variere fra i underkant av 10 Bq/kg i sand- og kalkstein til flere tusen Bq/kg i alunskifer (Nordic 2000). Radiuminnholdet i løsmasser vil i stor grad være avhengig av hvilke bergarter som er inkorporert i massene.

En rekke faktorer er med på å avgjøre om radonatomene som blir dannet i byggegrunnen vil ende opp i innemiljøet vårt. Andelen av radon som frigjøres fra fast materiale til jordluft og dermed gjøres tilgjengelig for transport i grunnen (emanasjonen) varierer mellom ca. 5 % og 70 % og er blant annet avhengig av kornstørrelse, porøsitet, fuktighet, temperatur og fordeling av radiumatomene i mineralkornene (Rama & Moore 1983, Stranden et al. 1984, Krishnaswami & Seidemann 1988, Semkow & Parekh 1990, Markkanen & Arvela 1992, Morawska & Phillips 1993, Sun & Furbish 1995, Greeman & Rose 1996). Dess mindre kornstørrelse og mer oppsprekking av mineralkornene, og dess større andel radiumatomer som er lokalisert nær kornoverflaten, dess større andel av radonatomene vil bli frigitt til jordluften.

Transporten av den frigitte radonfraksjonen opp til bygningskonstruksjonen skjer ved diffusjon eller sammen med jordluft i bevegelse og er blant annet avhengig av byggegrunnens permeabilitet og vanninnhold (Tanner 1964, Nero & Nazaroff 1984, Nazaroff 1992). I lavpermeable masser som silt og leire kan emanasjonen nå opp i 70 %, men radontransporten til bygningskonstruksjonen vil være svært lav. I grusmasser vil emanasjonen være noe lavere enn i silt og leire, men den høye

permeabiliteten medfører at en langt større andel av den emanerte radonfraksjonen kan transporteres til bygningskonstruksjonen. Selv om radiumkonsentrasjonen i slike masser er normale, kan stor transport av radonholdig jordluft til bygningskonstruksjonen likevel føre til forhøyde radonverdier i inneluften (Stranden et al. 1985, Åkerblom et al. 1988, Peake 1988, Hutri & Mäkeläinen 1993, Sundal et al. 2004a). Berggrunn har generelt lav permeabilitet, men naturlige sprekkesoner og sprekkdannelser i forbindelse med grunnarbeider på byggetomt kan øke permeabiliteten og dermed transporten av radon til bygningskonstruksjonen.

Selv i områder der radonfaren er høy, vil byggetekniske faktorer ha en avgjørende betydning for hvor mye radongass som konsentreres i innemiljøet. Dess tettere konstruksjonen er mot byggegrunnen, dess mindre blir innstrømmingen av radongass fra byggegrunnen gjennom bygningskonstruksjonen. Dess større undertrykket er innendørs i forhold til i byggegrunnen, dess mer radonholdig jordluft blir sugd inn i bygningen (Nero & Nazaroff 1984, Schmieid 1985, Kokotti et al. 1992, Kohl et al. 1994).

Undersøkelser viser at for å gi en tilfredsstillende vurdering av byggegrunn med hensyn på radonfare må man som minimum ha informasjon om uran/radiuminnholdet og permeabiliteten i byggegrunnen (Åkerblom et al. 1988, Peake 1988, Tell et al. 1994, Sundal et al. 2004b). I tillegg vil mektigheten av løsmassene og grunnvannsspeilets nivå være verdifull informasjon i forbindelse med radonfarevurderinger. Spektrometriske gammamålinger fra fly eller helikopter gir informasjon om uran/radiuminnholdet i overflatenære lag ved å registrere gammastråling fra  $^{214}\text{Bi}$  og deretter anta likevekt mellom elementene i uranserien.

### 3. Kartlegging av radon i norske boliger

Det er gjennomført målinger i inneluft i ca. 75.000 boliger i Norge, hvorav nærmere 55.000 er utført av Statens strålevern i forbindelse med landsomfattende og kommunale kartlegginger. Omtrent 200 av landets 435 kommuner har frem til i dag deltatt i kommunale kartlegginger der radonkonsentrasjonen er målt i et boligutvalg på mellom 2 % i de tettest bebygde områdene til nesten 20 % i små kommuner med lav boligtetthet og spredt bebyggelse (Strand et al. 2001, 2003). Målingene ble utført med *sporfilm* – en passivt integrerende radondetektor som ble plassert i oppholdsrom i de utvalgte boligene over en periode på minimum 2 måneder slik at korttidsvariasjoner i radonkonsentrasjonen ble midlet ut (Strålevernhefte 3). På bakgrunn av målingen ble det beregnet en årsmiddelkonsentrasjon for hver bolig. *Den eneste måten å bestemme radonnivået i en bolig er ved å gjennomføre en slik direkte måling av radonkonsentrasjonen i inneluft.*

På bakgrunn av måleresultatene fra de kommunale kartleggingene har Statens strålevern utarbeidet to typer radonkart for hver kommune – punktkart og områdekart. Utarbeidelsen av kartene er basert på at alle norske boliger er identifisert med et unikt sett av gårds-, bruks- og bygningsnummer. På basis av numrene er et sett koordinater gitt, og koordinatene kobles sammen med radonverdien for den enkelte bolig.

Områdekartene utarbeides ved at kommunen deles inn i et rutenett der størrelsen på rutene varierer fra 0,5 km til 5 km avhengig av boligtetthet. Andel måleverdier over  $200 \text{ Bq/m}^3$  beregnes for hver rute, og ruten defineres i henhold til dette. Statens strålevern definerer områder der mer enn 20 % av målingene overstiger  $200 \text{ Bq/m}^3$  som områder med høy sannsynlighet for forhøyde radonverdier (Strålevernhefte 17). Områder der mellom

5 og 20 % av målingen viser radonkonsentrasjoner over 200 Bq/m<sup>3</sup>, eller det er påvist enkelte verdier over 400 Bq/m<sup>3</sup>, defineres som områder med middels sannsynlighet for forhøyde radonverdier. Områder der mindre enn 5 % av målingene viser mer enn 200 Bq/m<sup>3</sup>, og ingen målinger ligger over 400 Bq/m<sup>3</sup>, er definert som områder med lav sannsynlighet for forhøyde radonverdier. På kartene illustreres områdene som henholdsvis røde, gule og grønne områder. Prosedyren for å lage områdekart er et kompromiss mellom behovet for et tilstrekkelig antall måleresultater i et område og problemet med å karakterisere radonfare i områder med få eller ingen målinger. Minimum antall målinger nødvendig for å definere et område er satt til 5 og 20 for henholdsvis røde og gule/grønne områder. Kartene er trykket i rapporter som er utgitt for hver av kommunene. Rapportene er tilgjengelig på <http://www.nrpa.no>.

På punktkartene er hver bolig hvor det er foretatt en radonmåling avmerket som et punkt med en fargekode som angir den målte radonkonsentrasjonen. Disse kartene er anbefalt kun til bruk internt i kommunen og er ikke trykket i rapportene da det kan være mulig å identifisere de enkelte boligene.

Radonkart basert utelukkende på målinger i eksisterende boliger gir en indikasjon på *sannsynligheten* for at en bolig i et bebygd område har radonkonsentrasjoner over tiltaksgrensen. Slike kart er et hjelpemiddel for de enkelte kommunene i arbeidet med å bestemme problemomfanget innenfor hver kommune og indikere områder som er spesielt radonutsatt. Kartlegging av radon i inneluft kan imidlertid ikke brukes til å vurdere radonfaren i fremtidige boligområder hvor det i dag ikke finnes bebyggelse. I tillegg er man avhengig av en viss befolkningstetthet for å kunne utarbeide områdekart som beskrevet ovenfor. Den lave befolkningstettheten i de

fleste norske kommuner reduserer dermed nytteverdien av områdekartene. Disse begrensningene i bruken av resultatene fra radonmålinger i inneluft er bakgrunnen for at man trekker inn geologisk og geofysisk informasjon i arbeidet med å identifisere radonutsatte områder.

#### **Tiltaksnivåer**

I henhold til norske anbefalinger (Strålevernhefte 5 1998) bør det gjennomføres utbedringstiltak mot radon når årsmiddelkonsentrasjonen i oppholds-rom overstiger 200 Bq/m<sup>3</sup>. Ved nivåer mellom 200 og 400 Bq/m<sup>3</sup> bør det fortrinnsvis gjennomføres enkle og billige tiltak, mens mer omfattende og kostbare tiltak er berettiget ved nivåer over 400 Bq/m<sup>3</sup>. I fremtidige bygg bør ikke radonkonsentrasjonen overstige 200 Bq/m<sup>3</sup>. Mer informasjon om radon finnes på Strålevernets web: <http://www.nrpa.no>. Strålevernet har gitt ut flere informasjons-hefter om radon. Statens bygningstekniske etat har gitt ut en temaveiledning om radon som spesielt fokuserer på tiltak. Denne er tilgjengelig på: <http://www.be.no>. Norges byggforskningsinstitutt har utgitt detaljerte beskrivelser av tiltak mot radon både for eksisterende og fremtidige bygg på: <http://www.byggforsk.no>.

## 4. Gamma-spektrometriske fly- og helikoptermålinger

Området som er dekket med fly- og helikoptermålinger utgjør totalt ca. 140 km x 75 km og strekker seg fra Hadeland og Romerike i nord til Fredrikstad og Skien i sør (Figur 2). Innenfor dette området er det gjennomført 8 kartlegginger med fly- og helikopter i perioden 1981 – 2003. Den mest omfattende kartleggingen ble gjennomført med fly sommeren 2003 av Fugro Airborne Surveys Ltd for NGU (Fugro 2003). De syv andre undersøkelsene ble gjennomført av NGU med helikopter i perioden mellom 1981 og 2001 (Håbrekke 1982, Beard & Rønning 1997, Beard 1998, 1999, Mogaard 1998, 2001, Mogaard & Beard 2000, Beard & Mogaard 2001).



*Figur 2:* Området som er dekket av sju kartlegginger med helikopter og én kartlegging med fly.

Fly- og helikoptermålinger benyttes i en rekke sammenhenger for kartlegging av kalium ( $^{40}\text{K}$ ), uran ( $^{238}\text{U}$ ) og thorium ( $^{232}\text{Th}$ ) i berggrunn og løsmasser (IAEA 1991). Metoden er mest benyttet i geologisk kartlegging og leting etter mineralressurser, inklusiv uran. Studier i Canada (Létourneau et al. 1984, Doyle et al. 1990, Jackson 1992, Cocksedge et al. 1993, Ford et al. 2001), i USA (f.eks. Duval & Otton 1990, Schumann 1993, Otton et al. 1995), Storbritannia (Ball et al. 1995), Sverige (Åkerblom 1995, Sundevall 2003), Norge (Walker 1993) og andre land har vist at flybårne spektrometermålinger også gir viktig førstehånds informasjon om storskala geografisk variasjon i innendørs radonnivåer.

Flymålinger utføres ved å benytte et gammaspektrometer koblet til en følsom detektor montert i eller under flyet eller helikopteret (Figur 3). Gamma-spektrometeret måler konsentrasjonen av kalium ( $^{40}\text{K}$ ) direkte, mens konsentrasjonen av uran/radium og thorium måles ved datterprodukter i de respektive seriene. Elementer i uranserien beregnes på bakgrunn av måling på radondatteren  $^{214}\text{Bi}$ . Ettersom  $^{214}\text{Bi}$  skiller fra  $^{222}\text{Rn}$  ved hjelp av kortlivede isotoper, vil gammamålingene gi et estimat på radonnivåene i overflatenære deler av berggrunn og løsmasser.

Flymålingene registrerer gammastråler fra dyp ned til om lag 40 cm (90 % av gammakvantene som detekteres kommer fra de øverste 40 cm av bakken) (Otton et al. 1995, Sundevall 2003).  $^{214}\text{Bi}$  i dette øvre laget har sin opprinnelse både fra radon som er dannet fra omkringliggende materiale, og fra radon som er transportert dit gjennom permeable soner fra dypere liggende horisonter. Vanligvis er det bare snakk om korte transportlengder, slik at flymålinger gir informasjon om radon i bakkenære lag, og lite eller ingen informasjon om radontilgjengeligheten på flere meters dyp.

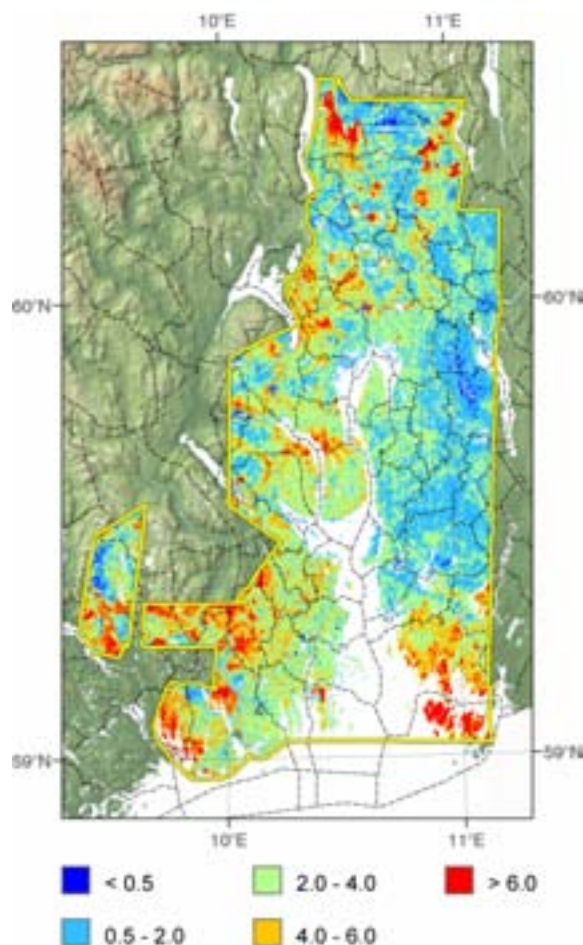
Gammastråleintensiteten fra bakken påvirkes av jordfuktighet, og derfor gjennomføres flymålinger mens bakken er tørr (Minty 1997). Vann og vannmettet grunn (våtmark, myr) skjermer effektivt for gammastrålene fra bakken, og av den grunn ble målinger gjort i en sone på 100m rundt vann og våtmark forkastet. Infrastruktur som store bygninger, større områder dekket av asfalt og betong og lignende har også en skjermende effekt for gammastråling fra bakken.



**Figur 3:** Et helikopter med geofysiske måleinstrumenter, inklusive et gammaspesktrometer med detektor montert på helikopterkroppen (pil).

Luftbårne målinger gjennomføres kontinuerlig mens flyet går i rette linjer i lav høyde, vanligvis mellom 50 og 120 m over bakken. En kartlegging består av målinger langs parallelle linjer med en avstand på mellom 100 og 500 m. Totalt utgjør fly- og helikoptermålingene over Oslo-området en flydistanse på ca. 50.000 km. På bakgrunn av målingene har NGU gjort en sammenstilling av alle måledata og utarbeidet et kart over ekvivalent konsentrasjon av uran (antatt likevekt

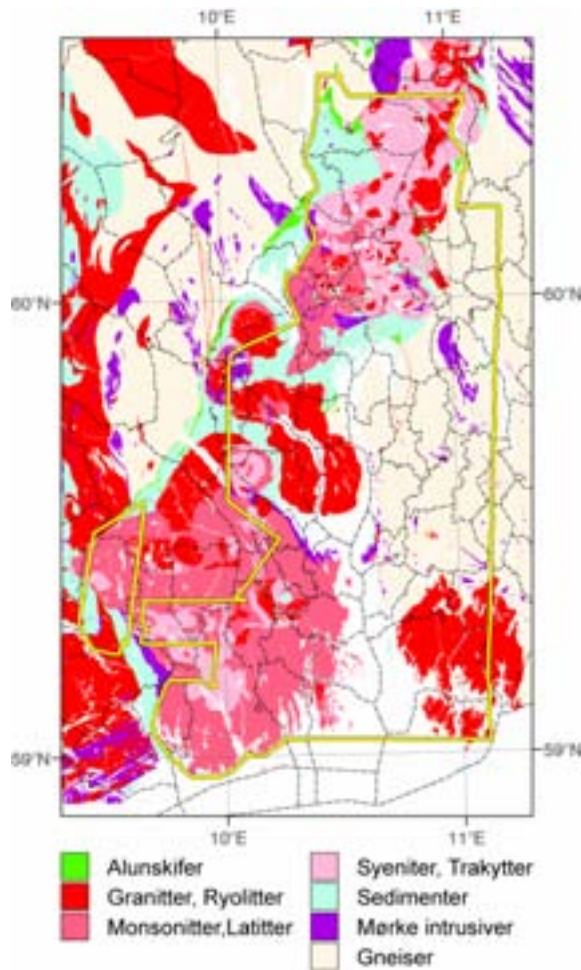
mellom  $^{238}\text{U}$  og  $^{214}\text{Bi}$ ) for hele området. Resultatene er vist i Figur 4.



**Figur 4:** Resultat av spektrometriske fly- og helikoptermålinger uttrykt i konsentrasjon av uran (ppm  $^{238}\text{U}$ ) i de overflatenære lagene.

Den geografiske fordelingen av høye urankonsentrasjoner samsvarer godt med fordelingen av uranrike bergarter som alunskifer, granitter og monzonitter (Figur 5). Dette kommer av at løsmassedekket er tynt eller fraværende over store deler av det kartlagte området, og at mange av løsmasseavsetningene i store trekk gjenspeiler den underliggende berggrunnen i sammensetning.





**Figur 5:** Forenklet oversikt over de viktigste bergartene i regionen (forenklet fra Lutro & Nordgulen 2004).

Den romlige oppløsningen på flymålingene avhenger av flyhastighet, flyhøyde, avstand mellom flylinjene og gammadetektorens følsomhet. Disse parametrene varierer mellom de ulike datasettene som utgjør det samlede kartlagte området, og den romlige oppløsningen varierer tilsvarende. Helikopterundersøkelsene i vest, som ble fløyet i lav høyde og med linjeavstand mellom 100 og 200 m, har den beste romlige oppløsningen og er egnet for kart i målestokk 1:50 000. Flyundersøkelsen i øst ble utført med større flyhøyde og 250 og 500 m linjeavstand og er egnet for kartframstilling i målestokk 1:100 000.

## 5. Luftbårne gammamålinger og radonmålinger i boliger

For å undersøke sammenhengen mellom radonmålinger i inneluft og luftbårne gammamålinger, ble radonkonsentrasjonene i 6326 boliger i Østlands-regionen sammenlignet med gammanivåene målt i de samme områdene. De 6326 boligene representerer 26 av de 62 kommunene som helt eller delvis er dekket av flymålinger (Figur 6). Radonmålinger er også utført i boliger i flere av de andre kommunene i regionen, men disse er foreløpig ikke koordinatfestet og derfor ikke tilrettelagt for bruk i en slik analyse.

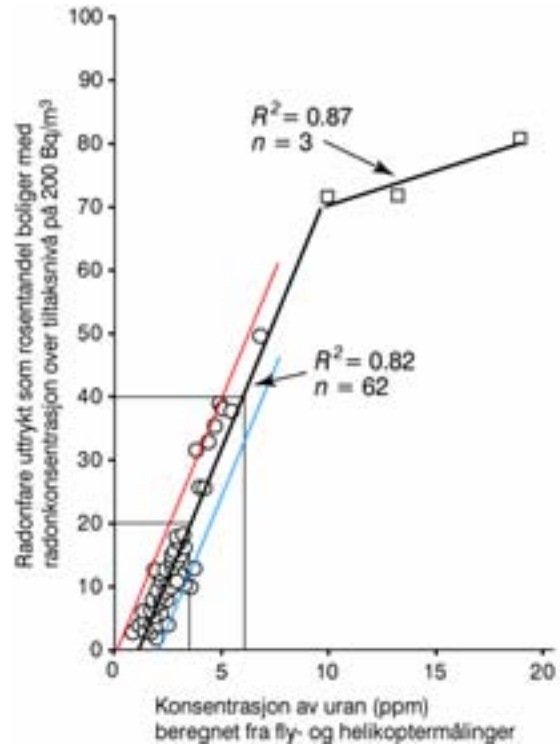
Radonnivået for hver av de utvalgte boligene ble sammenlignet med en gammaverdi som representerer gjennomsnittet av gammamålingene i en sirkel med radius 200 m og sentrum i den aktuelle bolig (et areal på ca. 125 mål). En gjennomsnittsverdi av flere gammamålinger ble valgt framfor en enkelt gammaverdi for å jevne ut lokale variasjoner. Radonkonsentrasjon med tilhørende gammanivå for 6326 boliger ble sammenstilt i en tabell der også informasjon om underliggende berggrunn og løsmasse for hver av boligene ble lagt inn.

Tabellen ble sortert etter økende gammaverdi slik at boliger med lik gammaverdi ble liggende etter hverandre i tabellen. Deretter ble boligene i tabellen delt inn i 62 etterfølgende grupper med 101 boliger i hver gruppe. Det fins vesentlig færre boliger med gammaverdier over 9,5 ppm uran enn boliger med gammaverdier under dette nivået, så antall boliger innenfor gruppene med høyest gammanivåer ble redusert til 21. Prosentandel boliger med radonnivå over tiltaksgrensen på 200 Bq/m<sup>3</sup> ble beregnet for hver gruppe og plottet mot median gammaverdi for tilhørende gruppe (Figur

7). Resultater fra grupper med 101 boliger er avmerket med sirkler, og resultater fra grupper med 21 boliger er avmerket med firkanter. Punktene viser at prosentandel boliger med radonkonsentrasjon over tiltaksnivået øker generelt med økende gammanivå.



**Figur 6:** Den gule linjen viser området som er dekket med luftbårne gammamålinger. Punktene representerer radonnivåene i de 6326 koordinatfestede boligene gitt i  $Bq/m^3$



**Figur 7:** Prosentandel boliger med radonkonsentrasjon over anbefalt tiltaksnivå på  $200 Bq/m^3$  er plottet mot ekvivalent konsentrasjon av uran målt fra fly og helikopter. To rette linjer ble tilpasset dataene (svarte linjer); en for gammaverdier opp til 9,5 ppm uran og en for verdier over 9,5 ppm uran. 95 % konfidensintervall for kurven i området under 9,5 ppm uran er angitt som rød og blå linje.

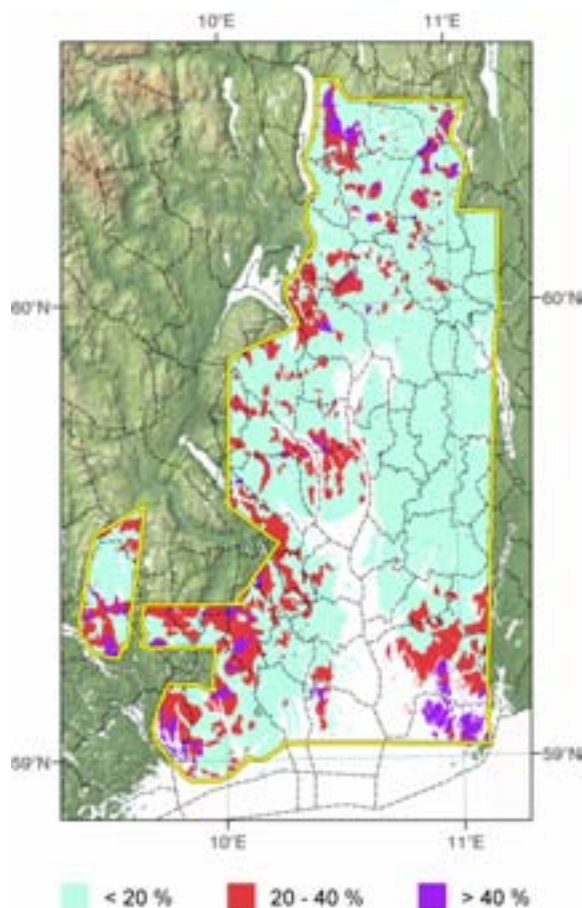
To rette linjer ble tilpasset dataene ved minste kvadraters regresjonsmetode; en for verdier opp til 9,5 ppm uran ( $n = 62$  grupper à 101 boliger, regresjonskoeffisient  $R^2 = 0,82$ , ANOVA  $F = 262.6$ ,  $p < 0.0000$ ) og en for verdier over 9,5 ppm ( $n = 3$  grupper à 21 boliger,  $R^2 = 0,87$ ). Linjene er vist med svart farge i figuren. 95 % konfidensintervall for kurven opp til 9,5 ppm uran er angitt som rød og blå linje. Det vil si at det ut fra analysen er 95 % sannsynlighet for at virkelig prosentandel boliger med radonkonsentrasjon over tiltaksnivået ved en gitt konsentrasjon av uran ligger mellom disse linjene, og mest sannsynlig nær den svarte linjen. Formen på kurven viser seg å være meget stabil ved anvendelse av ulike gruppestørrelser.

## 6. Anvendelse av luftbårne gammamålinger til identifisering av radonutsatte områder

Resultatene fra sammenligningen av radon i inneluft og luftbårne gammamålinger i Osloregionen viser at prosentandel boliger med radonkonsentrasjon over  $200 \text{ Bq/m}^3$  generelt øker med økende ekvivalent konsentrasjon av uran i grunnen. Dette resultatet er i tråd med konklusjoner fra sammenligninger mellom luftbårne gammamålinger og radonkonsentrasjoner i boliger utført i andre områder (Duval & Otton 1990, Walker 1993, Ball et al. 1995, Åkerblom 1995). Basert på kurven i Figur 7 er det utarbeidet et oversiktskart over den beregnede prosentandel boliger med forhøyde radonkonsentrasjoner ved en gitt urankonsentrasjon i det undersøkte området (Figur 8). Kartet uttrykker kun storskala forskjeller i radonfare mellom ulike områder, og mindre områder med høy radonfare vil ikke vises på dette kartet.

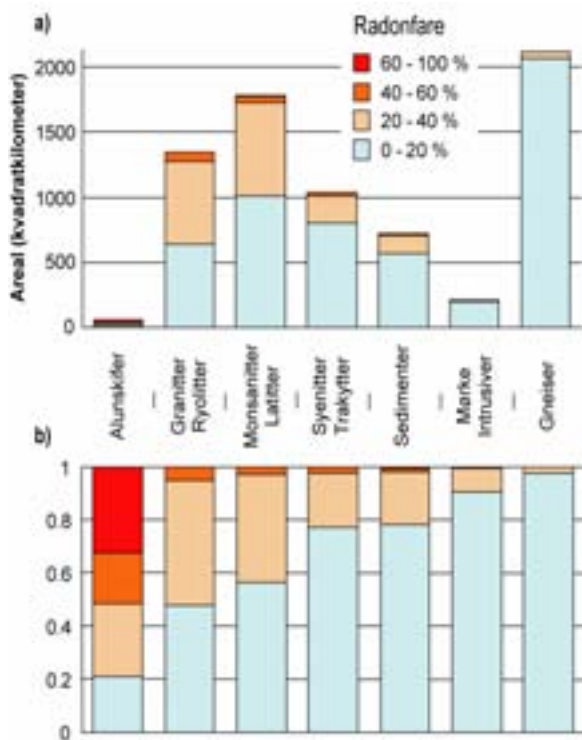
Kartet over beregnet radonfare i Figur 8 er sammenlignet med et forenklet bergartskart over Osloregionen (Figur 5) for å identifisere hvilke bergartstyper som opptrer i de mest radonutsatte områdene. Figur 9 a) viser areal i  $\text{km}^2$  dekket av hver bergartstype, og dette arealet er videre inndelt etter beregnet radonfare. I Figur 9 b) er søylene normalisert med hensyn på areal dekket av de ulike bergartene. Figuren viser at det generelt sett er alunskifer og granittiske bergarter som dominerer i de mest radonutsatte områdene av Osloregionen. Sedimentære bergarter (med unntak av alunskifer), mørke intrusivbergarter og gneiser (med unntak av granittisk gneis) dominerer de minst radonutsatte områdene av regionen. Resultatene viste følgende rangering av bergarter med hensyn på radonfare (fra høy til lav):

1. Alunskifer
2. Granitter og ryolitter
3. Monzonitter og latitter
4. Syenitter og traktytter
5. Sedimentære bergarter (unntatt alunskifer)
6. Mørke intrusivbergarter
7. Gneiser



**Figur 8:** Oversiktskart over beregnet radonfare for Osloregionen gitt i prosentandel boliger over det anbefalte tiltaksnivået på  $200 \text{ Bq/m}^3$ .



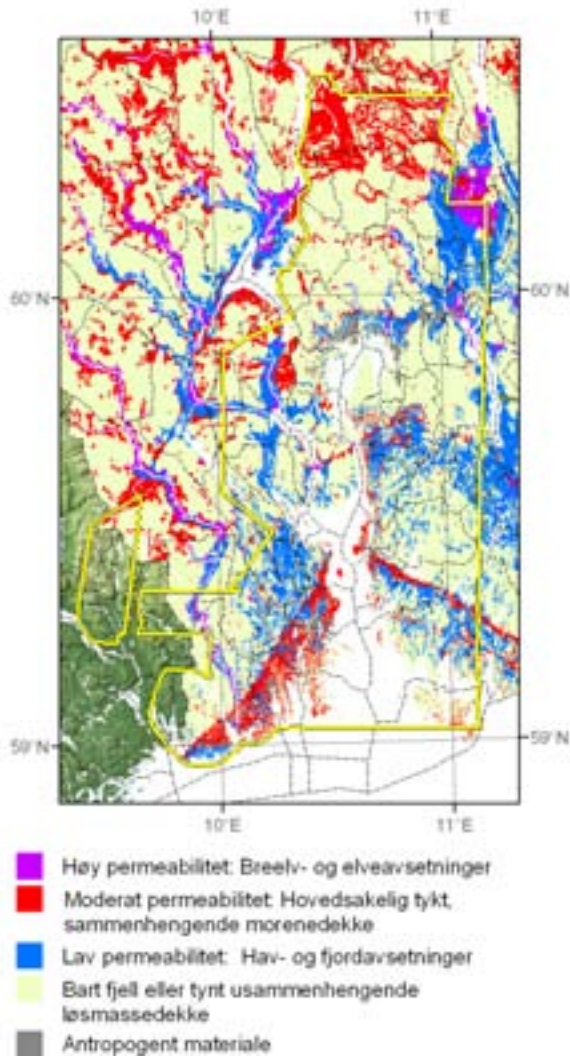


**Figur 9:** (a) Areal i km<sup>2</sup> dekket av hver bergartstype, inndelt etter beregnet radonfare. (b) Søylene i (a) normalisert med hensyn på areal dekket av den enkelte bergartstype.

Gammaspesktrometriske målinger fra fly eller helikopter gir en generell oversikt over uranrike områder som bør prioriteres spesielt med hensyn på radonmålinger i eksisterende boliger og forebyggende tiltak ved nybygging. Resultatene viser imidlertid at bruken av luftbårne gammamålinger til identifisering av radonutsatte områder har sin begrensning i at de ikke gir informasjon om variasjoner i permeabiliteten i byggegrunnen samt at målingene har begrenset oppløselighet. Disse begrensningene medfører at kurven i Figur 7 ikke kan brukes direkte til å utarbeide detaljerte radonfarekart.

Figur 10 viser fordelingen av løsmasser i Osloregionen. Forekomstene av løsmasser er generelt større i den nordlige og vestlige delen av regionen enn i området rundt Oslofjorden. Sammenhengen mellom ekvivalent konsentrasjon av uran og prosentandel av boliger med radon-

konsentrasjoner over tiltaksnivået gitt i figur 7 viser seg å være relativt god i områder med eksponert berggrunn rundt Oslofjorden, samt i nordvest der løsmasser med moderat permeabilitet reflekterer sammensetningen til den underliggende uranrike berggrunnen. I områder med permeable løsmasser, f.eks. breelvavsetninger, viser sammenligningen imidlertid at radonfaren kan være høy selv om ekvivalent konsentrasjon av uran i byggegrunnen er lav/moderat. I slike områder vil en vurdering av byggegrunnen basert på sammenhengen i Figur 7 medføre en underestimert av radonfaren. I marine leirområder (hav- og fjordavsetninger) vil den lave permeabiliteten i massene forhindre transport av radon fra byggegrunnen til boligene noe som fører til at radonfaren generelt vil være lav. Undersøkelsen viser at radonfaren i slike områder vil overestimeres ved bruk av sammenhengen i Figur 7. Vurderinger av byggegrunn med hensyn på radonfare må derfor alltid utføres ved å sammenholde informasjon om både uran/radium innholdet og permeabiliteten i byggegrunnen i en detaljgrad som er tilpasset formålet.



**Figur 10:** Forenklet kart over løsmasser klassifisert etter permeabilitet.

## 7. Konklusjon

Sammenligninger mellom radonnivåer i inneluft og gammaspektrometriske fly- og helikoptermålinger i utvalgte områder i Oslofeltet viser at luftbårne gammamålinger er et nyttig hjelpemiddel i arbeidet med å identifisere radonutsatte områder. Luftbårne gammamålinger gir en generell oversikt over uran-/radiumrike områder som bør prioriteres med hensyn på radonmålinger i inneluft og forebyggende tiltak ved nybygging.

Begrensningen i bruken av luftbårne gammamålinger til identifisering av radonutsatte områder er i første rekke knyttet til at målingene har begrenset oppløselighet og at de ikke gir informasjon om permeabiliteten i byggegrunnen. Radonfarevurderinger basert på luftbårne gammamålinger alene vil derfor ikke identifisere radonutsatte områder der høy emanasjon og transport av radon i permeable løsmasser er hovedårsak til forhøyede radonkonsentrasjoner i inneluften. Vurderinger av byggegrunn med hensyn på radonfare må derfor alltid utføres ved å sammenholde informasjon om både uran/radium innholdet og permeabiliteten i byggegrunnen i en detaljgrad som er tilpasset formålet.

## 8. Referanser

- Ball TK, Cameron DG, Colman TB, Roberts PD. The use of uranium exploration data for mapping radon potential in the UK - advantages and pitfalls. I: Application of uranium exploration data and techniques in environmental studies. IAEA-TECDOC-827. Vienna: International Atomic Energy Agency, IAEA, 1995: 139-149.
- Beard LP. Data acquisition and processing - helicopter geophysical survey, Oppkuven and Gran, 1997. NGU-report 98.079. Trondheim: Geological Survey of Norway, 1998.
- Beard LP. Data acquisition and processing - helicopter geophysical surveys, Larvik, 1998. NGU-report 99.026. Trondheim: Geological Survey of Norway, 1999.
- Beard LP, Mogaard JO. Data acquisition and processing - helicopter geophysical survey, Hurdal, 2000. NGU-report 2001.018. Trondheim: Geological Survey of Norway, 2001.
- Beard LP, Rønning S. Data acquisition and processing - helicopter geophysical survey, Krokskogen. NGU-report 97.134. Trondheim: Geological Survey of Norway, 1997.
- Cocksedge W, Rankin W, Tostowaryk K, Charbonneau BW, Grasty RL. Canadian national native home radon survey - maximizing resources through radon potential assessment. In: Environmental Health Physics : Proceedings of the 26<sup>th</sup> Midyear Topical Meeting of the Health Physics Society. Richland, WA: Research Enterprises, 1993: 391-402.
- Darby S, Hill D, Auvinen A, et al. Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. British Medical Journal 2005; 330 (7485): 223-228.
- Doyle PJ, Grasty RL, Charbonneau BW. Predicting geographic variations in indoor radon using airborne gamma-ray spectrometry. Current Research Part A, Paper 90-1A. Ottawa, Geological Survey of Canada 1990: 27-32.
- Duval JS, Otton JK. Radium distribution and indoor radon in the Pacific Northwest. Geophysical Research Letters 1990; 17 (6): 801-804.
- Ford KL, Savard M, Dessau J-C, Pellerin E. The role of gamma-ray spectrometry in radon risk evaluation: A case history from Oka, Quebec. Geoscience Canada 2001; 28 (2): 59-64.
- Fugro Airborne Surveys Central Region: Logistics report, fixed wing borne magnetic, radiometric and VLF-EM survey in the Oslo region, southern Norway. Report FCR 2241. Fugro Airborne Surveys, 2003.
- Greeman DJ, Rose AW. Factors controlling the emanation of radon and thoron in soils of the eastern USA. Chemical Geology 1996; 129 (1): 1-14.
- Hutri KL, Mäkeläinen I. Indoor radon in houses built on gravel and sand deposits in southern Finland. Bulletin of the Geological Society of Finland 1993; 65: 49-58.
- Håbrekke H. Magnetiske-, elektromagnetiske-, VLF- og radiometriske målinger fra helikopter over et område vest for Tønsberg, Vestfold og Telemark fylker. NGU-rapport 1835. Trondheim: Norges geologiske undersøkelse, 1982.
- IAEA. Airborne gamma ray spectrometer surveying. IAEA Technical reports series no. 323. Vienna: International Atomic Energy Agency, IAEA, 1991.

- Jackson SA. Estimating radon potential from an aerial radiometric survey. *Health Physics* 1992; 62 (5): 450-452.
- Jensen CL, Strand T, Ramberg G, Ruden L, Ånestad K. The Norwegian radon mapping and remediation program. In: *Proceedings of 11<sup>th</sup> International Congress of the Radiation Protection Association (IRPA)*, 23-28 May, 2004, Madrid, Spain. Paper 626, 2004. [cd-rom].
- Kohl T, Medici F, Rybach L. Numerical simulation of radon transport from subsurface to buildings. *Journal of Applied Geophysics* 1994; 31: 145-152.
- Kokotti H, Kalliokoski P, Jantunen M. Dependency of radon entry on pressure difference. *Atmospheric Environment* 1992; 26A (12): 2247-2250.
- Krishnaswami S, Seidemann DE. Comparative study of Rn-222, Ar-40, Ar-39 and Ar-37 leakage from rocks and minerals: implications for the role of nanopores in gas transport through natural silicates. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 1988; 52 (3): 655-658.
- Letourneau EG, McGregor RG, Walker WB. Design and interpretation of large surveys for indoor exposure to radon daughters. *Radiation Protection Dosimetry* 1984; 7 (1/4): 303-308.
- Lutro O, Nordgulen, Ø. Oslofeltet, berggrunnskart M 1:250.000. Trondheim: Norges geologiske undersøkelse, 2004.
- Markkanen M, Arvela H. Radon emanation from soils. *Radiation Protection Dosimetry* 1992; 45(1/4): 269-272.
- Minty BRS. Fundamentals of airborne gamma-ray spectrometry. *AGSO Journal of Australian Geology and Geophysics* 1997; 17 (2): 39-50.
- Mogaard JO. Geofysiske målinger fra helikopter ved Larvik, Vestfold. NGU-rapport 98.021. Trondheim: Norges geologiske undersøkelse, 1998.
- Mogaard JO. Geofysiske målinger fra helikopter ved Sandefjord, Vestfold 2000. NGU-rapport 2001.003. Trondheim: Norges geologiske undersøkelse, 2001.
- Mogaard JO, Beard LP. Geofysiske målinger fra helikopter ved Skien, Telemark 1999. NGU-rapport 2000.031. Trondheim: Norges geologiske undersøkelse, 2000.
- Morawska L, Phillips CR. Dependence of the radon emanation coefficient on radium distribution and internal structure of the material. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 1993; 57 (8): 1783-1797.
- Nazaroff WW. Radon transport from soil to air. *Reviews of Geophysics* 1992; 30 (2): 137-160.
- Nero AV, Nazaroff WW. Characterising the source of radon indoors. *Radiation Protection Dosimetry* 1984; 7 (1): 23-39.
- Nordic: Naturally occurring radioactivity in the Nordic countries – recommendations. Stockholm: The Radiation Protection Authorities in Denmark, Finland, Iceland, Norway and Sweden, 2000. <http://www.ssi.se/english/Flaggboken.pdf> (09.09.06).
- Otton JK, Gundersen LCS, Schumann RR, Reimer GM, Duval JS. Uranium resource assessment and exploration data for geologic radon potential assessments in the United States. I: Application of uranium exploration data and techniques in environmental studies. IAEA-TECDOC-827. Vienna: International Atomic Energy Agency, IAEA, 1995: 135-137.

- Peake RT. Radon and geology in the United States. *Radiation Protection Dosimetry* 1988; 24 (1): 173-178.
- Rama & Moore, WS. Mechanism of transport of U-Th series radioisotopes from solids into groundwater. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 1983; 48 (2): 395-399.
- Schmied H. Combined stack effect in houses and eskers explaining transients in radon source. *Science of the Total Environment* 1985; 45: 195-201.
- Schumann RR (ed.). Geologic radon potential of USEPA regions 1-10. US Geological Survey Open-File Report 93-292, A-J. Virginia: U.S. Geological Survey, 1993.
- Semkov TM, Parekh PP. The role of radium and porosity in radon emanation from solids. *Geophysical Research Letters* 1990; 17: 837-840.
- Strand T, Green BMR, Lomas PR, Magnus K, Stranden E. Radon i norske boliger. Statens institutt for strålehygiene. SIS-rapport 1991:3. Østerås: Statens institutt for strålehygiene, 1991.
- Strand T, Green BMR, Lomas PR. Radon in Norwegian dwellings. *Radiation Protection Dosimetry* 1992; 45 (1): 503-508.
- Strand T, Jensen CL, Ramberg GB, Ruden L, Ånestad K. Kartlegging av radon i 44 kommuner. Kort presentasjon av resultater. Strålevernrapport 2003:9. Østerås: Statens strålevern, 2003. <http://www.nrpa.no/applications/system/publish/view/showLinks.asp?ips=1&archive=1000160> (11.09.06)
- Strand T, Ånestad K, Ruden L, Ramberg GB, Jensen CL, Wiig AH, Thommesen G. Kartlegging av radon i 114 kommuner. Kort presentasjon av resultater. Strålevernrapport 2001:6. Østerås: Statens strålevern, 2001. <http://www.nrpa.no/applications/system/publish/view/showLinks.asp?ips=1&archive=1000145> (11.09.06)
- Stranden E, Kolstad AK, Lind B. The influence of moisture and temperature on radon exhalation. *Radiation Protection Dosimetry* 1984; 7 (1), 55-58.
- Stranden E, Ulbak K, Ehdwall H, Jonassen N. Measurements of radon exhalation from the ground: A usable tool for classification of the radon risk of building ground? *Radiation Protection Dosimetry* 1985; 12 (1), 33-38.
- Strålevernhefte 3: Måling av radon i inneluft og undersøkelser av byggegrunn. Østerås: Statens strålevern, 1996. <http://www.nrpa.no/applications/system/publish/view/showLinks.asp?ips=1&archive=1000311> (11.09.06)
- Strålevernhefte 5: Anbefalte tiltaksnivåer for radon i bo- og arbeidsmiljø. Østerås: Statens strålevern, 1998. <http://www.nrpa.no/applications/system/publish/view/showLinks.asp?ips=1&archive=1000312> (11.09.06)
- Strålevernhefte 17: Kartlegging av radon i boliger. Østerås: Statens strålevern, 1998. <http://www.nrpa.no/applications/system/publish/view/showLinks.asp?ips=1&archive=1000324> (11.09.06)
- Sun H, Furbish DJ. Moisture content effect on radon emanation in porous media. *Journal of Contaminant Hydrology* 1995; 18 (3): 239-255.
- Sundal AV, Henriksen H, Lauritzen SE, Soldal O, Strand T, Valen V. Geological and geochemical factors affecting radon concentrations in dwellings located on permeable glacial sediments – a case study from Kinsarvik, Norway. *Environmental Geology*. 2004a; 45 (6): 843-858.

Sundal AV, Henriksen H, Soldal O, Strand T. The influence of geological factors on indoor radon concentrations in Norway. *Science of the Total Environment* 2004b; 328 (1/3): 41-53.

Sundevall SE. Regionala radonundersökningar, Kungälv kommun. SGU-rapport 2003:22. Uppsala: Sveriges geologiska undersökning, 2003.

Tanner AB. Radon migration in the ground: a review. I: Adams JAS and Lowder WM (eds.). *The natural radiation environment*. Chicago: University of Chicago Press, 1964; 161-190.

Tell I, Bensryd I, Rylander L, Jönsson G, Daniel E. Geochemistry and ground permeability as determinants of indoor radon concentrations in southernmost Sweden. *Applied Geochemistry* 1994; 9 (6): 647-655.

Walker P. Airborne radon hazard mapping - Løten, Hedmark County, Norway. NGU-rapport 93.046. Trondheim: Norges geologiske undersøkelse, 1993.

Åkerblom G, Pettersson B, Rosen B. Radon i bostäder : markradon : handbok för undersökning och redovisning av markradonförhållanden. Rapport 1988:85. Stockholm: Statens råd för byggnadsforskning, 1990.

Åkerblom G. The use of airborne radiometric and exploration survey data and techniques in radon risk mapping in Sweden. I: Application of uranium exploration data and techniques in environmental studies. IAEA-TECDOC-827. Vienna: International Atomic Energy Agency, IAEA, 1995: 159-180.

**StrålevernRapport 2006:1**  
Virksomhetsplan 2006

**StrålevernRapport 2006:2**  
Statens strålevern i Mammografiprogrammet. Resultater fra teknisk kvalitetskontroll hentet fra databaseprogrammet TKK

**StrålevernRapport 2006:3**  
Avvikshåndtering ved norske stråleterapisentre

**StrålevernRapport 2006:4**  
The Norwegian UV Monitoring Network 1995/96 - 2004

**StrålevernRapport 2006:5**  
Sikkerhet ved russiske RBMK-reaktorer  
En oppdatert gjennomgang av status

**StrålevernRapport 2006:6**  
Radiologi i Noreg. Undersøkningsfrekvens per 2002, tidstrender, geografisk variasjon og befolkningsdose

**StrålevernRapport 2006:7**  
Tiltak mot radon i privatboliger  
Oppsummering av tiltak under Nasjonal kreftplan 1999-2003

**StrålevernRapport 2006:8**  
K-159. Havariet av den russiske atombåten K-159 og den norske atomberedskapsorganisasjonens håndtering av ulykken

**StrålevernRapport 2006:9**  
Monte Carlo Simulations for Gamma Measurements in Monitoring and Emergency Situations

**StrålevernRapport 2006:10**  
Terrestrial Monitoring in Øvre Dividalen

**StrålevernRapport 2006:11**  
Virksomhetsrapport for norske stråleterapisentre 2003-2004