

NGU Rapport 2010.042

Radontrygge byggeråstoff - Fase 1. Etablere målemetoder i felt og laboratorium for å klassifisere tilslagsmateriale i forhold til radonfare.

Rapport nr.: 2010.042		ISSN 0800-3416	Gradering: Åpen	
Tittel: Radontrygge byggeråstoff - Fase 1. Etablere målemetoder i felt og laboratorium for å klassifisere tilslagsmateriale i forhold til radonfare				
Forfatter: Robin J. Watson, Eyolf Erichsen, Tor Erik Finne, Guri V. Ganerød, Peer Richard Neeb, Clemens Reimann og Jan S. Rønning			Oppdragsgiver: Statens Strålevern / NGU	
Fylke:			Kommune:	
Kartblad (M=1:250.000)			Kartbladnr. og -navn (M=1:50.000)	
Forekomstens navn og koordinater:			Sidetall: 29	Pris: 60,-
Feltarbeid utført:			Rapportdato: 04.12.2010	Prosjektnr.: 3343.00
			Ansvarlig: <i>Dybbin Nordgulen</i>	
<p>Sammendrag:</p> <p>Radon er et kjent problem i inneluft i Norge, som kan føre til lungekreft. Radon dannes kontinuerlig fra uran som forekommer naturlig i berggrunnen. Berggrunnen kan være en kilde for radongass til bolighus, men en mindre kjent kilde er tilslagsmaterialet som brukes i betong som pute under huset og dreneringsmasser rundt. Disse massene kan komme fra pukkbegarter med høye urankonsentrasjoner, som igjen kan gi høye konsentrasjoner av radongass innendørs. De permeable massene, som pukk og grus under hus, kan også gi en "tunneffekt" for radongassen, fra berggrunnen og massene under huset og inn i huset hvor radongassen kan bli stående "stille" i kjellerrom med lite ventilasjon.</p> <p>Dette prosjektet, "Radontrygge Byggeråstoff", som er et samarbeid mellom Statens Strålevern og NGU, vurderer forskjellige målemetoder for bestemmelse av urankonsentrasjon og utslipp av radongass fra pukk og grus i Norge. Prosjektet er delt i 5 faser. Fase 1 statusrapporteres her, samtidig som det gis en oversikt over fase 2. Tidligere undersøkelser viser sprikende resultater. Noen forskere har funnet en god korrelasjon mellom radium i bergarten og utdunsting av radon, mens andre undersøkelser viser ingen sammenheng. Det siste kan ha sammenheng med at utdunsting av radon er avhengig av faktorer som fuktighet, kornstørrelse, porøsitet og trykkgradient.</p> <p>For å vurdere hvilke metoder som gir beste resultat og om det er et samsvar mellom urankonsentrasjon og utslipp av radongass, skal fem forskjellige metoder prøves ut på prøver fra fem pukkkverk i Norge, hovedsaklig på Østlandet. I denne forundersøkelsen tar vi for oss pukkkverk, mens grustak vil bli vurdert senere. De fem målemetodene som skal prøves ut i prosjektet er:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1) Kjemisk laboratorieanalyse (ICP-MS) av uraninnhold i prøver fra pukk og grusforekomster. 2) Måling av uraninnhold i felt med et håndholdt røntgenfluoresensspektrometer (XRF). 3) Måling av uran- og radiuminnhold i felt med et håndholdt gammaspektrometer. 4) Måling av uran- og radiuminnhold med gammaspektrometri i laboratorium. 5) Måling av radongass på prøver fra felt - laboratorieanalyse av radon ekshalasjon / emanasjon. 				
Emneord:	Pukk	Radon	Målemetoder	
	ICP-MS	Gammaspektroskopi	Røntgenfluoresens	
			Fagrapport	

INNHold

1.	INNLEDNING	4
1.1	Bakgrunn for prosjektet	4
1.2	Nedbryting av uran til radon.....	5
1.3	Formål med prosjektet	5
2.	RADON EMANASJON OG REGULERINGER	6
2.1	Frigjøring av radon fra materialer	6
2.2	Terminologi	7
2.3	Reguleringer	7
2.3.1	Aktivitet konsentrasjonsindeks	8
2.4	Radon fra fundamentering	8
2.5	Studier av emanasjon (utstrømning) og ekshalasjon (utdunsting).....	9
2.5.1	Sammenheng mellom radium innhold og radonemanasjon	9
2.5.2	Emanasjonsverdier fra stein og jord.....	9
2.5.3	Faktorer som påvirker emanasjon / ekshalasjon hentet fra tidligere studier	9
3.	FASE 1: VITENSKAPELIGE UNDERSØKELSER OG UTARBEIDELSE AV FORSØKSPROTOKOLL	10
3.1	Kjemisk analyse.....	10
3.2	Måling i felt med XRF-instrument	11
3.3	Måling i felt med håndholdt gammaspektrometer.....	11
3.4	Måling av radiuminnhold med gammaspektrometri i laboratorium.....	13
3.5	Måling av radon fra prøver	14
3.5.1	Måling av radon emanasjon (utstrømning) / ekshalasjon (utdunsting)	14
3.5.2	Fasiliteter for måling av ekshalasjon (utdunsting) av radon fra byggemateriale	15
4.	MODELLERINGSSTUDIER.....	15
5.	FORSLAG TIL ARBEID I FASE 2	16
5.1	Gassmålinger og modelleringsmetoder.	16
5.2	Utarbeidelse av målemetode for felt.....	16
6.	REFERANSER	17

VEDLEGG

Vedlegg 1: Referat fra møte 9. juni 2010.....	20
Vedlegg 2: Budsjettet som ble lagt frem i februar 2010	22
Vedlegg 3: Rapport fra bedriftsbesøk hos IFE.....	23
Vedlegg 4: Eksempel av gamma-målinger fra IFE.....	24
Vedlegg 5: Modell av radontransport fra grusfundament.	25

1. INNLEDNING

Prosjektet ”Radontrygge Byggeråstoff” er et samarbeid mellom Statens Strålevern og NGU. Prosjektet er ett av flere i Regjeringens strategi for å redusere radoneksponeringen på folk i Norge. Prosjektet er delt i 5 faser, hvor fase 1 statusrapporteres her, og i tillegg gis en oversikt over fase 2. Radon er et kjent problem i inneluft i Norge, som kan føre til lungekreft (Strategi 2009-2014). Radon dannes kontinuerlig fra uran som forekommer naturlig i berggrunnen.

1.1 Bakgrunn for prosjektet

Tilførte byggematerialer som planerings-, drens- og fyllmasser, sand- og grusmasser samt betong- og lecaprodukter, som inneholder knust fjell (pukk) eller naturlige løsmasser med et mineralinnhold som gir forhøyde verdier av radium (^{226}Ra), kan gi opphav til radonproblemer i inneluft i bygninger.

Det er per i dag ingen kontroll eller aktiv regulering av radioaktivt innhold i tilslagsmaterialer som benyttes til bygging i Norge. Når det nå innføres regulering av radon i forbindelse med ny teknisk forskrift (juli 2010), med maksimum grenseverdi for radonnivå i bygning i driftsfase, er det viktig også å regulere og kontrollere radium i denne type byggematerialer.

Entreprenører behøver en oversikt over hvilke pukk-/sand-/grustak som selger tilslagsmateriale som er egnet til husbygging. Råstoffleverandørene selv er avhengig av å vite hva deres produkt inneholder og hvilke anvendelsesområder massene kan benyttes til. Statens bygningsteknisk etat og Statens strålevern har på sin side ønsker om å få til regulering av radon i teknisk forskrift for å sikre at radonproblemer for fremtiden unngås i alle nye bygg. Statens Strålevern har så langt operert med en anbefalt grense på 300 Bq/kg for ^{226}Ra , men denne verdien ansees i dag som uakseptabelt høy, i tillegg til at den ikke er tilstrekkelig faglig begrunnet i risikovurderinger med hensyn til radon. Strålevernet har derfor behov for å utlede og begrunne en ny grenseverdi for ^{226}Ra i tilslagsmaterialer som kan oppgis i veileder til ny teknisk forskrift (TEK).

Veiledningen til ny teknisk forskrift bør henviser til standardmetoder som presiserer hva som anses som akseptable tiltak for å forebygge og unngå radoninnstrømning i bygninger. Herunder vil det være behov for entreprenører å kunne kontrollere at tilslagsmaterialer til husbygging ikke avgir store mengder radongass. Det vil også bli behov for en grenseverdi som angir hva som er uegnet ved bruk. Det er derfor behov for en norsk standard for prøvetaking og måling av radioaktivitet på materialene. Metoden for ^{226}Ra -bestemmelsen må utvikles og dokumenteres som produkt av et tverrfaglig prosjekt, før den på sikt kan etableres som en norsk standard. Grenseverdien for ^{226}Ra bør begrunnes og bestemmes av Statens strålevern.

Måleverdier fra grus og pukk leverandører skal innrapporteres til NGUs eksisterende grus- og pukkdatabase for forvaltning og formidling av analysedata. Vi viser til våre nettsider, der det også finnes en lenke for direkte kartinnsyn i databasen:

<http://www.ngu.no/no/hm/Georessurser/Sand-grus-og-pukk/>.

NGU kan legge tilrette for at godkjente laboratorier kan legge analysedata rett inn i vår database.

1.2 Nedbryting av uran til radon

Det er nødvendig å forstå opptreden av radon i grunnen for så se på målemetodene. Radon er en edelgass som forekommer i tre varianter; ^{219}Rn (også kalt actinon) som er dannet fra nedbryting av ^{235}U (uran), ^{220}Rn (thoron) fra ^{232}Th (thorium) og ^{222}Rn (radon) fra ^{238}U . Av disse isotopene er det ^{222}Rn som har lengst halveringstid av de tre radon isotopene med ca 4 dagers halveringstid, og derfor betraktes som den viktigste. Med en halveringstid på hhv 51 og 4 sekunder for ^{220}Rn og ^{219}Rn , har disse isotopene en tendens til å bryte ned til datterprodukter i fast form før de når overflaten og dermed luften. Disse to isotopene betraktes derfor som mindre farlige i forbindelse med radon og lungekreft.

Nedbrytingskjeden fra ^{238}U og videre til datterprodukter ^{222}Rn , er vist i figur 1. Uran (^{238}U) har en halveringstid på ca 4 milliarder år, og brytes ned gjennom en serie av mellomsteg av datterprodukter med blant annet ^{226}Ra , med halveringstid på ca 1600 år. Radium brytes så ned til radon (^{222}Rn) med en halveringstid på ca 4 dager, som etterfølges med en rekke datterprodukter med kort halveringstid; ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi og sluttproduktene ^{206}Pb og ^{210}Pb (bly). Det er de kjemisk reaktive datterproduktene av radon, nærmere bestemt ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi , som er ansett som helseskadelig i forbindelse med radongass (Nazaroff, 1992).

1.3 Formål med prosjektet

Målet for prosjektet "Radontrygge byggeråstoffer" er: Unngå at byggeråstoff blir brukt på en slik måte at det bidrar til økt konsentrasjon av radon i inneluft og derved bidrar til helseskader som lungekreft i befolkningen.

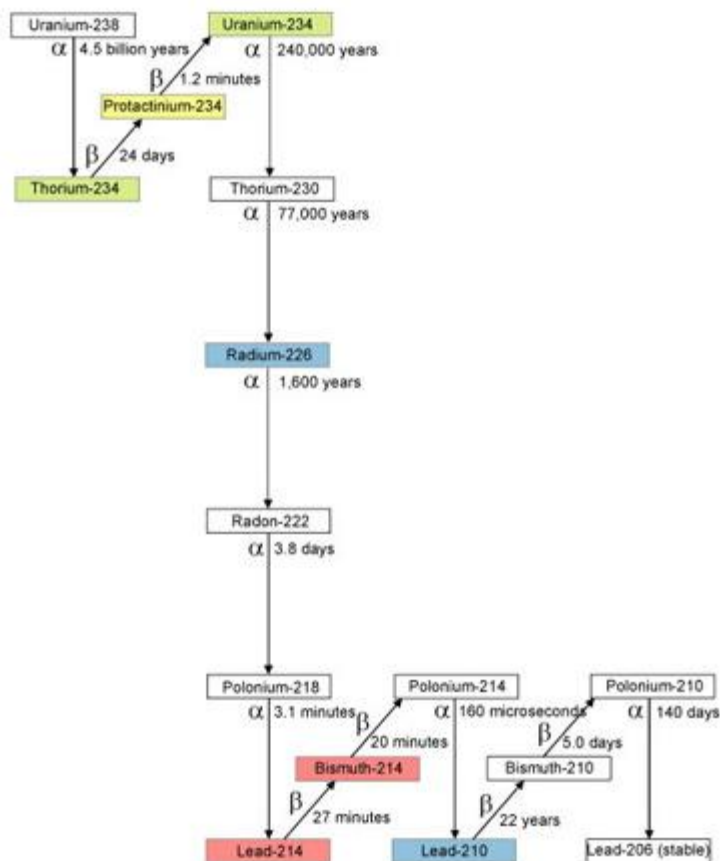
Prosjektet har fire uttrykte delmål:

Delmål 1: Etablere målemetoder i felt og i laboratorium for å klassifisere tilslagsmaterialer i forhold til radonfare.

Delmål 2: Etablere velbegrunnede grenseverdier for radioaktivitet og radonfare i tilslagsmateriale som brukes til husbygging.

Delmål 3: Tilrettelegge for at målemetodene kan iverksettes i stor skala (foreslå etablering av konkrete rutiner, med navngitte aktører og rollefordeling) og for rutinene for forvaltning og formidling av måleresultatene.

Delmål 4: Forberede standardiseringsarbeid for målemetodene.



Figur 1. Nedbrytingskjeden fra ^{238}U til datterproduktet ^{222}Rn med flere (Fra Human Health Fact Sheet, Argonne National Laboratory). α og β angir hvilke nedbrytingsprosesser er involvert og tallverdiene angir halveringstid for elementene.

2. RADON EMANASJON OG REGULERINGER

2.1 Frigjøring av radon fra materialer

Radon kan frigjøres fra materialer til atmosfæren ved først å lekke ut i porerommet og så migrere til overflaten av materialet. Radon *emanasjon* (utstrømning) er et mål på hvor mye radon som frigjøres til porerommet, og er avhenging av fuktighet, temperatur, kornstørrelse og plasseringen av radiumatomer/ene i hvert enkelt korn. Radon *ekshalasjon* (utdunsting) er prosessen hvor radon frigjøres fra materialet til luft; dette kan foregå ved hjelp av diffusjon (det vil si bevegelse av partikler på grunn av konsentrasjonsgradient) og adveksjon (transport av partikler på grunn av trykkgradienten til fluider i porerommet til materialet). Diffusjonsprosessen er avhenging av fuktighet, porøsitet og bøyning, mens adveksjonsprosessen er avhengig av fuktighet, permeabilitet og trykkgradienten til fluider (Nazaroff, 1982).

Diffusjon er spesielt følsom for fuktighet: diffusjonslengden i tørr jord/sediment er i størrelsen 1-2 m, mens i vannmettet jord/sediment er den i størrelsen 0,01 m. Diffusjon er den dominerende mekanismen i materialer med lav permeabilitet, slik som leire og silt. Adveksjon er den dominerende mekanismen i materialer med høy permeabilitet, som grov sand og grus (Schumann et al., 1994).

2.2 Terminologi

Andersen (1999) gir en nyttig redegjørelse av radonrelatert terminologi, og noen av hoveddefinisjonene er gitt her.

Radonekshalasjon (utdunsting) er vanligvis uttrykt som *radon ekshalasjonsrate* J , gitt med enhet Bqh^{-1} (mengden radonaktivitet som frigjøres pr time) eller med atomer s^{-1} (antall radonatomer som frigjøres pr. sekund), eller i deres tilsvarende massespesifikke eller arealspesifikke enheter ($\text{Bqh}^{-1}\text{kg}^{-1}$, eller $\text{Bqh}^{-1}\text{m}^{-1}$).

Radon emanasjonsrate (utstrømningsrate) E , med enhet (atomer $\text{s}^{-1}\text{kg}^{-1}$), er raten for generering av radonatomer og utstrømning av radonatomene til porerommet. Ligningen for *radonemanasjon*, f , er forholdet mellom emanasjonsrate og konsentrasjonen av radium.

$$f = \frac{E}{A_{Ra}} \quad (\text{Ligning 1})$$

hvor A_{Ra} er konsentrasjonen av Radium i materialet (Bqkg^{-1}). Radonemanasjon, f , er også kjent som "emanating power" eller "emanation fraction".

Ligningen for ekshalasjon til emanasjon, g , er forholdet mellom radon ekshalasjonsrate, J , og emanasjonsrate:

$$g = \frac{J}{E} \quad (\text{Ligning 2})$$

Dette er avhengig av prøvestørrelsen og tilnærmet ensartethet for små prøver. Til sist definerer vi ligningen til radonekshalasjon, h , som forholdet mellom radonekshalasjon og radiuminnhold:

$$h = \frac{J}{A_{Ra}} = f \cdot g \quad (\text{Ligning 3})$$

2.3 Reguleringer

Radonfare fra byggematerialer er beskrevet i EC rapport 112 (EC 1999). Denne beskriver hovedsakelig faren av gammastråling, og ikke av radongass. Radonfare er antatt å være lav så lenge gammaaktiviteten er under tilhørende terskelnivå:

"(17) Mengden radium i byggemateriale skal være begrenset til nivået som lite trolig kan gi større årsak til å overgå nivået for akseptabel måleverdier for innendørs radongass gitt av Komitéanbefalingen (The Commission Recommendation, 200 Bqm^{-3}).

(18) Når gammadoser er begrenset til nivå under 1mSv a^{-1} , er ^{226}Ra konsentrasjonen i materialet begrenset til nivå som lite sannsynlig forårsaker konsentrasjoner av innendørs radongass som overskrider akseptable måleverdier etter Komitéanbefalingen (The Commission Recommendation, 200 Bqm^{-3}).

(20) Separate begrensninger for avgassing av radon eller thoron fra byggemateriale må overveises hvor tidligere vurderinger viser at byggematerialer kan være en kilde til innendørs radon eller thoron, og restriksjoner gis til denne kilden viser seg å være en virksom og kostnadseffektiv måte å begrense eksponeringen til innendørs radon eller thoron."

2.3.1 Aktivitet konsentrasjonsindeks

Ved fastsetting av gammadosen som er tidligere nevnt, foreslår EC rapporten bruken av følgende aktivitets konsentrasjonsindeks:

$$I = \frac{C_{Ra}}{300 \text{ Bq/kg}} + \frac{C_{Th}}{200 \text{ Bq/kg}} + \frac{C_K}{3000 \text{ Bq/kg}} \quad (\text{Ligning 4})$$

hvor C_{Ra} , C_{Th} og C_K er konsentrasjonene av radium, thorium og kalium. Materialer er kategorisert i to grupper ifølge aktivitetsindeksen: de med indeks ≤ 1 er antatt trygge og de med indeks > 1 er utrygge materialer. Denne indeksen tar ikke noe direkte hensyn til radon gass emanasjon.

Det finnes variasjoner av konsentrasjonsindeksen som tar i betraktning radon emanasjon. Varianten som finnes i en østerriksk standard beskrevet av Bossew (2003), for eksempel er:

$$\frac{C_K}{10000} + \frac{C_{Ra}}{1000} (1 + 0.015 \varepsilon \rho d) + \frac{C_{Th}}{600} \leq 1 \quad (\text{Ligning 5})$$

hvor ε er emanasjonfraksjon, ρ er tetthet av materialet og d er tykkelse av materialet.

Statens Strålevern foreslår en grenseverdi på radioaktivitet på 300 Bqkg^{-1} , i tillegg til aktivitetsindeksen vist over. Ved konsentrasjoner av radium under 300 Bq/kg i bygningsmaterialer vil dette vanligvis gi en midlere radonkonsentrasjon i inneluften som er mindre enn 200 Bq/m^3 . (Statens Strålevern 1998).

Nye anbefalinger fra Strålevernet (Statens Strålevern 2009) nevner en maksimumsgrense på 200 Bq/m^3 og et tiltaksnivå på 100 Bq/m^3 .

De nordiske strålevernene (Radiation Protection Authorities in Denmark, Finland, Iceland, Norway and Sweden, 2000) anbefaler fritakelse og høyere nivåer i byggematerial av henholdsvis 100 og 200 Bq/kg Ra aktivitet.

Bruken av aktivitetsindeks kan være fornuftig siden den inkluderer et mål på radiuminnhold, og derav maksimum rate av radonproduksjon. Dette kan overestimere faren fra materialer med høy aktivitet men med lav transportlengde for radon, slik som leire; og kan underestimere faren fra materialer med relativ lav aktivitet men med stort transportpotensial, slik som tørr grus.

For å anslå radonfaren fra byggematerialer, som grus og pukk brukt i fundamentering og fylling, bør en overveie muligheten for at aktivitetsindeksen alene ikke er en god nok indikator, og at direkte målinger, og eller modellering, av radon ekshalasjon (utdunsting) er nødvendig.

2.4 Radon fra fundamentering

En enkel modell av radontransport fra et gruslag finnes i vedlegg 5. Ved bruk av ligning 5. kan vi estimere konsentrasjon av radon i huset. Hvis vi antar at ekshalasjon er 0,2 og grus aktiviteten er 100 Bq/kg , får vi en radonkonsentrasjon på 121 Bq/m^3 , d.v.s. en verdi som ligger over den anbefalte tiltaksgrensen vist i avsnitt 2.3. Ekshalasjonsverdien som gjelder et slikt gruslag er ukjent.

2.5 Studier av emanasjon og ekshalasjon

2.5.1 Sammenheng mellom radium innhold og radonemanasjon

En rekke studier er utført for å evaluere radonemanasjon og radonekshalasjon fra byggematerialer (betong, gipsplater, leca, murstein og fliser) og løsmasser. Noen studier rapporterer god korrelasjon mellom radiuminnhold og ekshalasjonsrater (Baykara et al. 2004, Al-Jarallah et al. 2005, Arafa 2004). Data som presenteres av Markkanen og Arvela (1992) foreslår en korrelasjon mellom Ra innhold og Rn emanasjon, selv om studiet ikke uttrykkelig adresserer dette.

Andre studier rapporterer dårlig korrelasjon mellom radiuminnhold og radonekshalasjon (Carrera et al. 1996, Sahoo et al. 2007, Righi og Bruzzi 2006). Noen studier har ikke som hovedmål å se på dette forholdet, men data som presenteres viser likevel dårlig korrelasjon (Baixeras et al. 2001, Keller et al. 2001, Mahur et al. 2007). Et studie av Righi og Bruzzi (2006) om byggematerialer brukt i Italia konkluderer: "Til slutt, resultater bekrefter at radon ekshalasjonsrater ikke er forutsigbar fra radiuminnhold alene og at emanasjonsrate ikke kan antas å være konstant innenfor en gitt type byggemateriale eller fra en type til en annen som har tilnærmet lik radiuminnhold."

2.5.2 Emanasjonsverdier fra stein og jord

Emanasjonskoeffisienten til jord, løsmasser og fjell er oppsummert i "review" artikkelen til Nazaroff (1992) som rapporterer verdier i rekkevidden fra 0,05 til 0,7. Bossew (2003) rapporterer emanasjonsverdier av 0,19 (tørr jord), 0,205 (stein) og 0,059 (sand); Righi & Bruzzi (2006) rapporterer 0,015 til 0,191 (granitter); Sahoo et al. (2007) rapporterer 0,084-0,204 (sand) og 0,192 (jord). UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation 1988) anbefaler 0,2 som en representativ verdi for jord (UNSCEAR 1988), og nevner emanasjonskoeffisienter på 0,07 (grus) og 0,16 (sand).

2.5.3 Faktorer som påvirker emanasjon / ekshalasjon hentet fra tidligere studier

Emanasjon og ekshalasjon er avhengig av flere faktorer som fuktighet, kornstørrelse, porøsitet og trykkgradient. Studier av effekten av fuktighet på emanasjon (utstrømning) indikerer en begynnende stigning i emanasjon ved økt fuktighet som følges av en minkning tilbake til verdiene for tørr emanasjonsnivå (Stranden et al., 1983; Andersen 1999; Markkanen og Arvela, 1992). Stranden et al. (1983) påviste at emanasjon i jord (løsmasser) kan øke med en faktor på 8 ettersom fuktigheten økte til 25 %, mens Markkanen og Arvela (1992) fant maksimum emanasjon for grus med en fuktighet på 1-5 %. Bossew (2003) fant en økning på en faktor 2 i emanasjon av jord mellom 0 og 10 % fuktighet.

Studier av effekten av kornstørrelse indikerer en nedgang i emanasjon med økende kornstørrelse (Markkanen and Arvela, 1992; Amin et al., 1995). Amin (1995) studerte kornstørrelser fra 75 til 275 μm , og emanasjon minket omtrentlig med den modellerte forholdet mellom overflate og volum for kuleformede korn. Markkanen og Arvela (1992) fant

i lignende studier en minking i emanasjon med økende kornstørrelse fra 0,5 mm til 8 mm, selv om det var stor variasjon i emanasjon ved kornstørrelse mindre enn 0,5 mm.

Ekshalasjon er også avhengig av diffusjonsprosessen; hvis grusfraksjon er større enn diffusjonslengden skulle man se en minking i ekshalasjon med fraksjonstørrelse. Studier av diffusjonslengde av Radon-gass har vist en lengde av c. 0.16m (granitt) (Keller & Hoffmann 2000; Narula 2010)

Påvirkning av trykkgradient på ekshalasjon er studert ved hjelp av numerisk modellering, som vil bli beskrevet under avsnitt 4.

3. FASE 1: VITENSKAPELIGE UNDERSØKELSER OG UTARBEIDELSE AV FORSØKSPROTOKOLL

Målet med prosjektets fase 1 er å finne frem måleteknikker som kan anvendes av industrien, bestemme forholdet mellom et kjent radiuminnhold og faren for produksjon av radongass. Neste seg er å bestemme grenseverdier for radiuminnhold i løsmasser og fjell (pukk), her med hovedvekt på fjell (pukk). Måleteknikker kan blant annet være håndholdte måleinstrumenter til bruk i pukkverk og grustak, og/eller laboratorieanalyser av prøver hentet fra produksjonen.

Det har kommet frem 5 målemetoder som skal prøves ut i prosjektet:

- 1) Kjemisk laboratorieanalyse (ICP-MS) av uraninnhold i prøver fra pukk og grusforekomster
- 2) Måling i felt med røntgenfluoresens-spektrometri, XRF instrument;
- 3) Måling av uran/radium i felt med et håndholdt gammaspektrometer.
- 4) Måling av uran/radium med gammaspektrometri i laboratorium.
- 5) Måling av radon på prøver fra felt - laboratorieanalyse

Med å sammenligne felt- og laboratiemålinger er formålet å undersøke om målinger fra produksjonssteder kan gi et reelt bilde av radiuminnholdet. Ved å sammenligne radon gassmålinger med felt-/laboratorieanalyser, skal det undersøkes om det er et forhold mellom radiuminnhold og radon emanasjon.

3.1 Kjemisk analyse

Siden Ra-226 kommer fra Uran-kjeden, og forutsatt at produkter i nedbrytingskjeden er i likevekt, kan en måling av Uran-238 gi oss en konsentrasjon av Ra.

Standard analytiske teknikker for kjemisk analyse av blant annet uran i prøver fra løsmasser og fjell er: ICP-MS med en "aqua regia" ekstrahering; Instrumentell Nøytron AktiveringsAnalyse (INAA); fluorescensmåler; kinetisk fosforescens; og røntgenfluorescens-spektrometri (XRF) .

Uansett hvilke metode en velger må en ta hensyn til de lave uranverdiene (U) i vanlige geologiske materialer. Medianverdien til mange jordtyper/løsmasser er ofte godt under 1 mg/kg. Det som er nødvendig er en metode som har en deteksjonsgrense som er langt under

1mg/kg, minst 0,1 mg/kg og foretrukket 0,01 mg/kg. Så lave deteksjonsgrenser ekskluderer XRF, hvor en realistisk deteksjonsgrense er i rekkevidden 5-10 mg/kg (noen laboratorier hevder at deteksjonsgrensen er 2 mg/kg som uansett ikke er lavt nok).

I dag er den mest brukte metoden for uranalyser "aqua regia" ekstraksjon og analyse med ICP-MS, som har fordelen av at den kan gi analyseresultat for ca. 50 tilleggselementer for samme kostnad. Ekstraksjonen er ikke fullstendig, slik at det alltid vil være en mulighet for at noe uran ikke kommer med i analyseløsningen. De fleste laboratorier bruker en prøvevekt på 0,5 til 1 g, som krever at langt større mengde prøvemateriale er pulverisert før innvekt til analyse. Noen laboratorier kan bruke større prøver, fra 2 g til 30 g, noe som bedrer presisjonen og tillater pålitelige analyser av grovkornede prøver.

Prisen for "aqua regia" ekstraksjon og ICP-MS analyser ved kommersielle laboratorier (for eks. i Kanada) er fra 9 til 15 Euro pr. prøve, avhengig av størrelsen på prøven, antall tilleggselementer i analysen og eventuelt spesielle ønsker angående deteksjonsgrenser. Standard deteksjonsgrense er 0,1 mg/kg (UDL: 2000 mg/kg). Vår egen kvalitetskontroll viser at deteksjonsgrense på 0,05 mg/kg lett kan oppnås i sedimentprøver.

INAA analyser er tilbudt til omtrent samme priser som ICP-MS og "aqua regia", og har standard deteksjonsgrense mellom 0,2 og 0,5 mg/kg, men færre tilleggselementer er tilgjengelig. Fordelen med INAA er at det er en ikke-destruktiv metode (prøven er ikke oppløst). De andre metodene er, så vidt det er kjent, ikke tilbudt kommersielt til en pris som er sammenlignbar med metodene som er beskrevet over.

3.2 Måling i felt med XRF-instrument

Røntgenfluoresens-spektrometri (XRF) nevnt ovenfor kan brukes i felt med et håndholdt instrument. Instrumentet er lett å bruke, men deteksjonsgrensen er relativt høy (ca. 5 mg/kg). Dersom det viser seg at det problematiske urannivå overstiger deteksjonsgrensen for instrumentet, kan metoden benyttes av industrien for kvalitetskontroll av pukkgartneren og produktet. Ettersom håndholdte instrument bare måler på et lite volum, og representativiteten dermed kan bli dårlig med mindre det foretas prøveopparbeiding, vil det være nødvendig å foreta mange målinger for å kunne gi utsagnskraftige tall

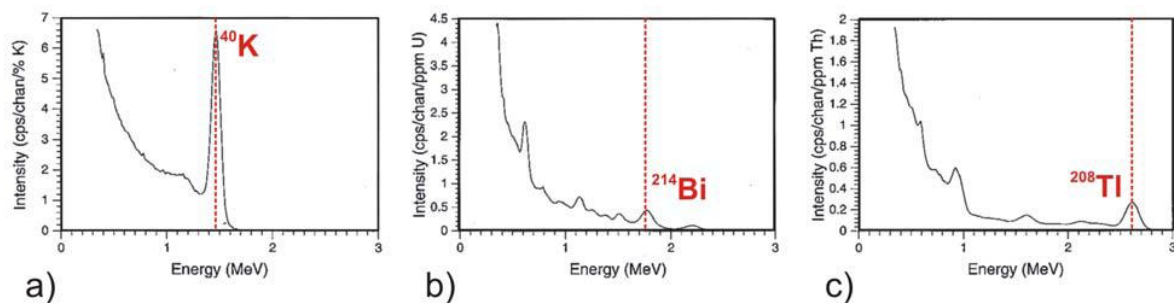
3.3 Måling i felt med håndholdt gammaspektrometer

Det er den naturlige nedbrytingen av uran som utnyttes i radiometriske målinger. Uran kan spores med et gammaspektrometer, som teller nedbrytingsraten til et bestemt element av nedbrytningsserien til uran. Som oftest er ikke nedbryting av uran registrert pga lang halveringstid, men i stedet bruker nedbryting av datterproduktet ^{214}Bi (bismuth). Siden den radioaktive nedbrytingsraten til en bestemt isotop er direkte proporsjonal med antallet av isotopen som er til stede, vil nedbrytingsraten til ^{214}Bi være direkte proporsjonal til mengden ^{214}Bi isotop som forefinnes. Hvis alle isotopene i nedbrytningsserien er antatt å være i likevekt, så kan konsentrasjonen av uran (^{238}U og ^{226}Ra) beregnes direkte ut i fra konsentrasjonen av ^{214}Bi . Geokjemiske prosesser kan opptre slik at datterproduktene blir skilt fra foreldre isotopene, og da er radiogen likevekt ikke til stede. Selv om det er mulig å tilbakekalkulere konsentrasjonen av uran fra nedbrytingsraten, er denne konsentrasjonen generelt henvist til

som en effektiv konsentrasjon som gjenspeiler det faktum at elementene i nedbrytningsserien ikke nødvendigvis er i likevekt.

Siden radon er en forelder til ^{214}Bi , kan radon påvises med tilstedeværelse av ^{214}Bi . Her er det mer pålitelig å bruke nedbrytingsraten til ^{214}Bi til tilbakekalkulering av radon (^{222}Rn) konsentrasjon, enn for tilbakekalkulering av konsentrasjonen av uran, siden de mellomliggende isotopene har kort halveringstid. Det er mer sannsynlig at ^{214}Bi er i radiogen likevekt med foreldreisotopen radon enn foreldreisotopen uran. Radon er en edelgass som er svært vannløslig, noe som øker muligheten for spredning av radon i grunnen. Spredningen av radon er begrenset av dens korte halveringstid.

Radiometriske målinger gjør det mulig å kartlegge den overflatenære konsentrasjonen av isotopene ^{232}Th , ^{238}U og ^{40}K , som er ansvarlig for det aller meste av den naturlige radioaktiviteten. ^{40}K har bare et datterprodukt (^{40}Ar), men ^{238}U og ^{232}Th brytes ned i en serie av henholdsvis 18 og 11 datterisotoper til de stabile isotopene ^{206}Pb og ^{208}Pb er nådd (Telford et al 1984). Hvert enkelt nedbrytningstrinn har sin egen spesifikke alfa, beta og/eller gammastråling, og ved å studere energifordelingen i gammaspekteret kan en finne frem til hvilke elementer som bidrar til strålingen. Figur 2 viser energispekter for elementene kalium, uran og thorium. To av de mest tydelige maksima i uran og thoriumserien hører til datterisotoper ^{214}Bi og ^{208}Tl . Så lenge prosesser ikke tilfører eller tar bort noen produkter i nedbrytningsseriene, vil tellinger fra ^{214}Bi og ^{208}Tl representere uran og thorium konsentrasjoner (spaltingsrekke er i likevekt).



Figur 2. Eksempler av a) kalium-, b) uran- og c) thoriumspektrum. Røde linjer indikerer ^{40}K , ^{214}Bi og ^{208}Tl maksima. Modifisert etter Minty (1997).

Måling

Under måling blir hele gammaspekteret fra 0,2 til 3 MeV målt og delt inn i 256 eller flere energikanaler. Energikanaler rundt maksima for ^{40}K , ^{214}Bi og ^{208}Tl blir sammenfattet i vinduer og tellinger i vinduene blir brukt i prosessering til å bestemme kalium, uran og thorium konsentrasjoner. Forskjellige kalibreringsmålinger på kjente konsentrasjoner (se figur 3) blir utført for å bestemme parametre som behøves under prosesseringen. Resultatet blir konsentrasjoner av kalium, uran og thorium.

Gammaspektrometri er meget følsom for påvirkning fra kosmisk stråling, radon og eventuelt andre radioaktive kilder som måtte befinne seg i måleområdet. Det er derfor nødvendig å ta hensyn til korrigeringer med bakgrunnsverdier når en skal gjøre målinger i et pukkverk. En anbefalt prosedyre for målinger fra helikopter er å måle bakgrunnsverdier over et vann. For målinger i pukkverk hvor det kan finnes radon er dette ikke en mulig løsning. NGU foreslår derfor å bruke en blykappe rundt detektoren for å hindre påvirkning av bakgrunnsstøy under målingene. Ved å måle med og uten blykappe kan bakgrunnsstøyen kvantifiseres. Blykappen kan gjøre målinger i felt svært krevende og upraktisk. Det bør vurderes å etablere en metode som er praktisk å bruke i felt for prøvetaking / kvalitetskontrollering av pukkverk og sandtak i

fremtiden. Døgnvariasjoner av radon lokal i luften kan være betydelig, og kan kreve mer sofistikerte bakgrunnskorreksjoner enn en engangs bakgrunn/luft radonmåling.

Håndholdte gammaspektrometer benytter sensorer av talliumaktivert natriumiodid (NaI) eller bismuthgermaniumoksid (BGO). NGU har vurdert høyoppløselig germaniumdetektor (HpGe), men kommet frem til at dette ikke vil være en praktisk metode for fremtidige produksjonsmålinger.



Figur 3. (fra Walker 1993) Kalibrering av instrument for måling av gammastråling i bakken. Ved å måle på 4 syntetiske prøver ("pads") med kjent innhold av uran, thorium og kalium, kan instrumentene kalibreres slik at konsentrasjoner av de radioaktive elementene i bakken kan beregnes (Grasty et al. 1991).

3.4 Måling av radiuminnhold med gammaspektrometri i laboratorium

Steinprøvene blir analysert for innhold av radium fra Uran- og thorium-seriene, samt den naturlige forekommende radioaktive kaliumisotopen ^{40}K , ved hjelp av høyoppløselig gammaspektrometri. Prøver med et bestemt volum knuses ned til 0-4 mm og lagres 14 dager preparert i en plasteske. Etterpå blir de kjørt i en Germaniumdetektor (HPGe-detektor) kjølt ned med flytende nitrogen. Laboratorie-gammamålinger måler stråling fra datterprodukter av radon. På grunn av de relative korte halveringstidene i denne delen av neobrytingskjeden er det sannsynlig at aktivitet av bismuth-214 m.m. er i likevekt med radium.

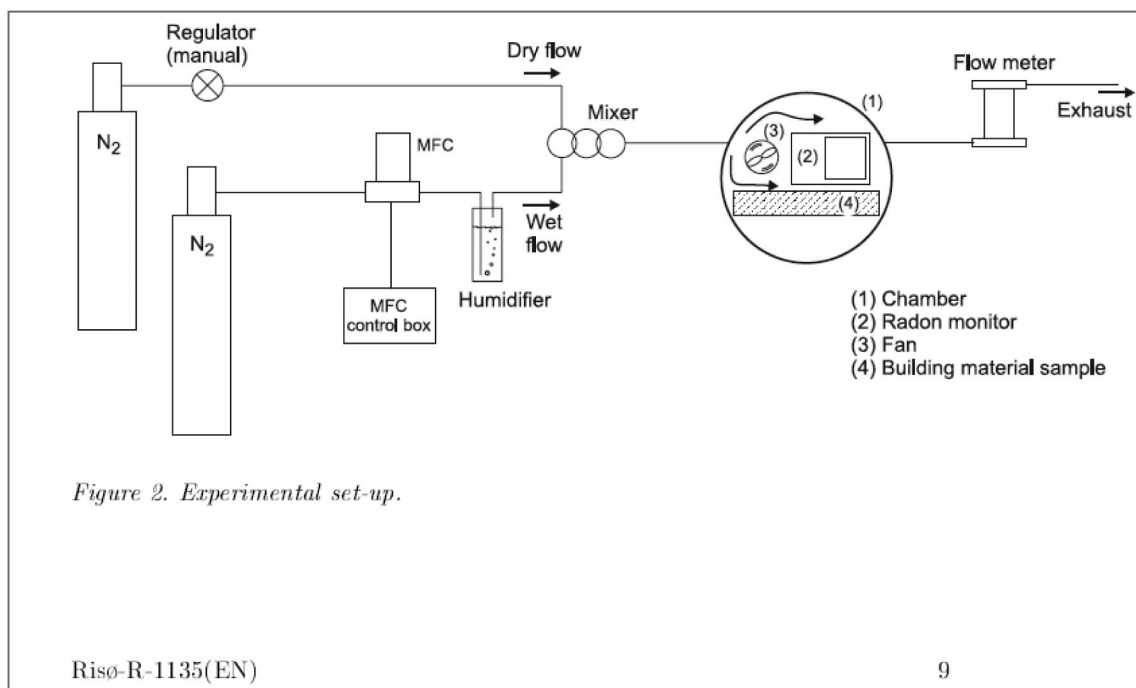
Per dato ble det funnet to fasiliteter som kan utføre gamma-målinger: IFE (Norge) og NRG (Nederland, og hvor emanasjonsmålinger også kan utføres). Pris pr prøve er ca. 2500,- NOK ved IFE, og ca. 260 EUR ved NRG.

Eksempler på resultater fra IFE er gitt i vedlegg 4.

3.5 Måling av radon fra prøver

3.5.1 Måling av radon emanasjon (utstrømning) / ekshalasjon (utdunsting)

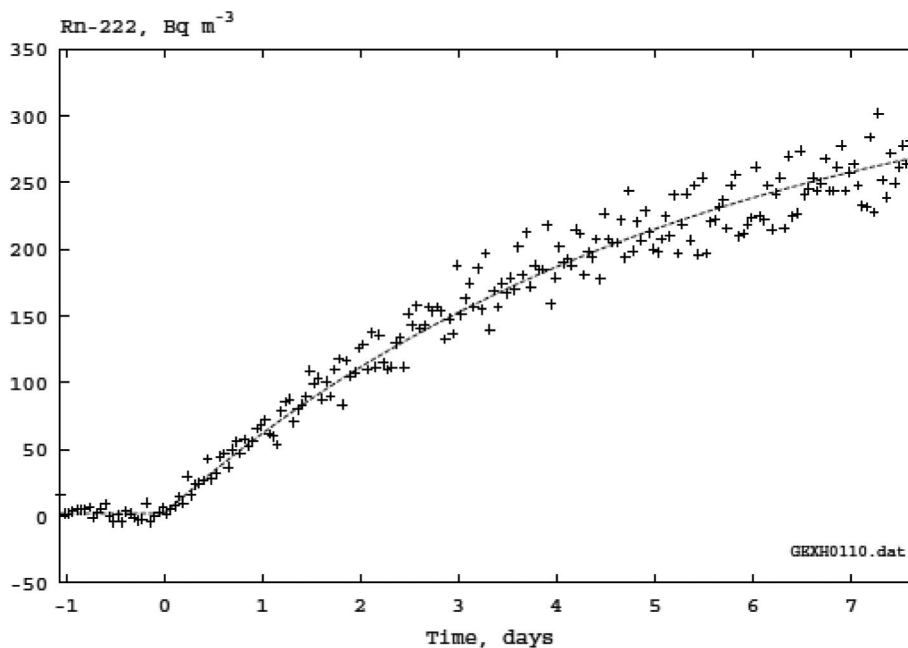
Målinger av radongass emanasjon/ekshalasjon fra byggemateriale og jord (løsmasser) utføres enten i "lukket kammer" eller i "åpent kammer" (Figur 4). I begge tilfeller er prøven lukket inn i et kammer; i "åpent kammer" blir nitrogen gass sirkulert gjennom kammeret og så prøvetatt. Aktiviteten i den prøvetatte gassen måles enten for alfa scintillasjon i en Lucas celle, eller for gammaaktivitet i datterprodukter av radon. I "lukket kammer" er prøven satt i et forseglet kammer og opparbeidelsen av radongass blir monitorert med en tilpasset radonmonitor (for eks. Alpha Guard, Pyton TEL). Fra kurven av radonkonsentrasjon mot tid (figur 5) kan radonemansjon bestemmes.



Figur 4. Illustrasjon av en kombinert "lukket/åpent kammer" system (fra Andersen, 1999).

"Åpent kammer" er potensielt mer nøyaktig og danner grunnlaget for den Nederlandske standarden (NEN 1999, de Jong 2005), som er grunnlaget for den kommende ISO standarden. De fleste studier i litteraturen har brukt en form for "lukket kammer". Begge systemene (lukket og åpent kammer) er tidkrevende metoder. "Lukket kammer" krever alt fra noen dager til noen uker for å oppnå tilfredsstillende konsentrasjonskurve (radonkonsentrasjon mot tid). I "åpent kammer" som det henvises til i den nederlandske standarden, er prøvene preparert i opp mot 2 måneder i forkant av målingene. Selve målingene tar 1 til 2 dager (NEN 1999, de

Jong 2005). Å tilrettelegge fasiliteter for preparering og måling er både kostbart og tidkrevende, og anses uaktuelt i denne fasen av prosjektet.



Figur 5. En kurve som viser radonkonsentrasjon mot tid fra et "lukket kammer" for bestemmelse av radon ekshalasjon (utdunsting, fra Andersen, 1999).

3.5.2 Fasiliteter for måling av ekshalasjon (utdunsting) av radon fra byggemateriale

Ekshalasjonsmålinger fra byggemateriale (betong, murstein ol) er utført etter den nederlandske standarden ved NRG (Energie, Milieu & Gezondheid, Arnheim, Nederland) et nederlandsk institutt (<http://www.nrg.eu>). NRG tar imot eksterne prøver og utfører ekshalasjonsmålinger. Omtrentlig pris pr prøve er 500-600 EUR (4000-4800 NOK med dagens valuta).

Det finnes et gammelt "lukket kammer" hos både Strålevernet og IFE. Ved begge laboratorier har dette systemet ikke vært i bruk på mange år og er trolig ikke operativt lenger.

4. MODELLERINGSSTUDIER

Flere modelleringsstudier er utført for å forutsi ekshalasjon fra jord (løsmasser), og oppsamlingen av radongass i oppholdsrom på grunn av byggematerialer og underliggende masser (Owczarski et al., 1990; Robinson og Sextro, 1995; Andersen 2001; Jiranek & Svoboda, 1997). RnMod3d (Andersen 2001) er et numerisk modelleringsprogram som er brukt til å modellere bidraget fra jord (løsmasse) og pukkputen under hus til jord-gass utslippsraten. Både Andersen (2001) og Robinson og Sextro (1995) har påvist viktigheten av bidraget fra permeable løsmasser og pukk under huset til utslippsraten av radongass fra materialet under til innendørs konsentrasjon. Studiene viser at permeable masser under hus øker utslippet av radongass med 3-4 ganger, sammenlignet med tette masser under hus, brukt i modellen. Resultatene presentert av Andersen (2001) og Robinson og Sextro (1995) viser ikke kun til effekten av det permeable pukk- og gruslaget under huset, men radonutslipp fra grunnen generelt, og effekten av "samletrakt" når et permeabelt lag ligger mellom grunnen og huset. Faktorer som kan kontrolleres i en slik modell er konsentrasjonen av radium i grunnen

og materialene, radon emanasjon (utstrømning), porøsitet, vanninnhold, diffusitet og permeabilitet.

5. FORSLAG TIL ARBEID I FASE 2

5.1 Gassmålinger og modelleringsmetoder.

Et mål i fase 2 er å etablere tilpassede grenseverdier for radiuminnhold som vil forsikre at kravene for innendørs konsentrasjon av radongass overholdes. Simuleringsstudier, slik som de utført av Andersen (1999), på et referansehus gir oss mulige tilnærmelser til å vurdere bidraget fra hvert enkelt materiale i forhold til konsentrasjoner av innendørs radongass.

En mulig strategi er å begrense våre målinger til emanasjon, muligens også se på variasjoner i kornstørrelse og fuktighet (eller velge forventet "verste mulige situasjon"; for eksempel liten kornstørrelse, fuktighet på 5-20%). Emanasjon kan måles i åpne/lukkede kammer som beskrevet i avsnitt 3.4, mens ekshalasjon er avhenging av flere variabler, blant annet trykkgradient. Disse faktorene kan være utfordrende å måle eksperimentelt med et typisk "lukket/åpent kammersystem". For ekshalasjon vil numerisk modellering være en nødvendighet, hvor en bruker målt emanasjonsverdier som en av inndataparametrene, får å få en ide om radonfare fra et permeabelt grus dreneringslag.

5.2 Utarbeidelse av målemetode for felt

Feltforsøk mht. målemetodikk og analysering av uran og radon vil skje innenfor 5 utvalgte pukkforekomster (Tabell 1). 3 av pukkforekomsten er valgt ut fra tidligere høye uran målinger med gammaspektrometer.

Tabell 1 Pukkverk

Kommune	Nummer i Pukkdatabasen	Forekomst	Målt ppm U-238
Halden	0101.514	Brække- Iddefjorden	23,1 - 24,3 (n=2)
Moss	0104.501	Moss pukkverk	Antatt lav
Fredrikstad	0106.504	Borge pukkverk	11,6 - 24,8 (n=6)
Fredrikstad	0106.505	Onsøy pukkverk	8,6 - 34,0 (n=6)
Trondheim	1601.502	Vassfjell pukkverk	Antatt lav

Et tidligere metodestudie for undersøkelse av kjemisk sammensetning av tungmetaller i pukk (Eggen m.fl. 2007) gav som resultat et minimum prøvetakingsomfang på 20 enkeltprøver tatt systematisk langs et prøvetakingsprofil. I og med at variasjonen mht. uran kan være til dels betydelig innenfor ett og samme uttak, vil det i feltstudiet bli tatt 40 prøver innenfor hvert

verk. Prøvene tas med en jevn avstand langs veggene i bruddene. I tillegg skal det tas en samleprøve fra en bestemt produksjonssortering (0/16mm). Prøvemengde er ca. 5 kg pr. prøve som skal brukes til gassmåling på NRG, gammamåling på NRG evt. IFE, og kjemisk analyse.

6. REFERANSER

Al-Jarallah M.I., Fazal-Ur-Rehman, Musazay M.S., Aksoy A. 2005: Correlation between radon exhalation and radium content in granite samples used as construction material in Saudi Arabia. *Radiation Measurements*, 40 (2-6), 625-629.

Amin Y.M, Mahat R.H, Doraisamy S.J, Subramaniam S.Y, 1995: The effect of grain size on the radon emanation rate. *Appl. Radiat. Isot* 46, 621-622.

Andersen, C. E. 1999: Radon-222 Exhalation from Danish Building Materials: H+H Industri A/S Results. Risø National Laboratory report Risø-R-1135.

Andersen, C.E. 2001: Numerical modelling of radon-222 entry into houses: an outline of techniques and results. *Science of the Total Environment* 272, 33-42.

Arafa W. 2004: Specific activity and hazards of granite samples collected from the Eastern Desert of Egypt. *Journal of Environmental Radioactivity*, 75 (3), 315-327.

Baixeras, C., Erlandsson, B., Font, Ll., Jönsson, G. 2001: Radon emanation from soil samples. *Radiation Measurements* 34, 441-443.

Baykarra, O., Dogru, M., Incoez, M., Aksoy, E. 2004: Measurements of radon emanation from soil samples in triple-junction of North and East Anatolian active fault systems in Turkey. *Radiation Measurements* 39, 209-212.

Bossew, P. 2003: The radon emanation power of building materials, soils and rocks. *Applied Radiation and Isotopes* 59 (5-6) 389-392.

Carrera, G., Garavaglia, M., Magnoni, S., Valli, G., Vecchi, R. 1996: Natural radioactivity and radon exhalation in stony materials. *J. Environ. Radioactivity* 34 (2), 149-159.

De Jong, P. 2005: Interlaboratory comparison of three methods for the determination of the radon exhalation rate of building materials. *Health Physics* 88 (1) 59-64.

Eggen, O.A., Erichsen, E., Ottesen, R.T. og Ulvik, A. 2007: Undersøkelse av kjemisk sammensetning i pukk og krav til prøvetaking og kjemiske analyser. NGU Rapport 2007.008.

European Commission, 1999: Radiation Protection 112: Radiological Protection Principles concerning the Natural Radioactivity of Building Materials.

Grasty, R.L., Holmann, P.B. & Blanchard, Y.B. 1991: Transportable calibration pads for ground and airborne gamma-ray spectrometers. Geological Survey of Canada, Paper 90-23.

Jiranek, M., Svoboda, Z., 2007: Numerical modeling as a tool for optimization of sub-slab depressurisation systems design. *Building and Environment* 42, 1994-2003.

- Keller, G., Hoffmann, B., Feigenspan, T. 2001: Radon permeability and radon exhalation of building materials. *Science of the Total Environment* 272, 85-89.
- Keller, G. & Hoffmann, B. 2000: The Radon Diffusion Length as a Criterion for the Radon Tightness. From <http://www2000.irpa.net/pub/pr/index.html>
- Mahur, A.K., Kumar, R., Mishra, M., Sengupta, D., Prasad, R. 2007: An investigation of radon exhalation rate and estimation of radiation doses in coal and fly ash samples. *Applied Radiation and Isotopes* 66, 401-406.
- Markannen, M and Arvela, H. 1992: Radon emanation from soils. *Radiation Protection Dosimetry* 45, 269-272.
- Minty, B.R.S., Luyendyk, A.P.J., Brodie, R.C, 1997: Calibration and data processing for airborne gamma-ray spectrometry. *AGSO Journal of Australian Geology and Geophysics* 17 (2). 51-62.
- Narula, A.K., Chauhan, R.P., Chakarvarti, S.K. 2010: Testing permeability of building materials for radon diffusion. *Indian Journal of Pure and Applied Physics* 48, 505-507.
- Nazaroff, W.W., 1992: Radon transport from soil to air. *Reviews of Geophysics*, vol: 30, p 137-160.
- NEN 1999: Radioactivity measurements – Determination method of the rate of the radon exhalation of dense building materials. Nederlandse norm NEN 5699, Nederlands Normalisatie-instituut.
- Owczarski, P.C., Holford, D.J., Freeman, H.D.,Gee, G.W. 1990: Effects of changing water content and atmospheric pressure on radon flux from surfaces of five soil types. *Geophysical Research Letters* 17 (6) 817-820.
- Righi, S., Bruzzi, L. 2006: Natural radioactivity and radon exhalation in building materials used in Italian dwellings. *Journal of Environmental Radioactivity* 88, 158-170.
- Robinson, A.L., Sextro, R.G. 1995: The influence of a subslab gravel layer and open area on soil-gas and radon entry into two experimental basements. *Health Physics* 69, 367-377.
- Sahoo, B.K., Nathwani, D., Eappen, K.P., Ramachandran, T.V., Gaware, J.J., Mayya, Y.S. 2007: Estimation of radon emanation factor in Indian building materials. *Radiation Measurements* 42, 1422-1425.
- Schumann, R. R., Gunderson, L.C.S.,Tanner, A.B. 1994: *Geology and Occurrence of Radon, in Nagda, N.L., Radon: Prevalence, Measurements, Health Risks and Control.?????*
- Statens Strålevern 1998: Anbefalte tiltaksnivåer for radon i bo- og arbeidsmiljø. *StrålevernHefte* 5, Statens Strålevern.
- Statens Strålevern 2009: *Strålevernets nye anbefalinger for radon i Norge. StrålevernInfo* 25.09

Stranden, E., Kolstad, A.K. , Lind, B. 1984: The influence of moisture and temperature on radon exhalation. *Radiation Protection Dosimetry* 7 (1-4) 55-58.

Strategi for å redusere radoneksponering i Norge, 2009-2014, Departementene, Publikasjonskode: I-1144.

Telford, W.M., Geldart, L.P., Sheriff, R.E. & Keys, D.A. 1984: *Applied Geophysics*. Cambridge University Press, Cambridge.

UNSCEAR 1988: United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. 1988 Report to the General Assembly with Annexes, New York, 1988.

Walker, P., 1993: Airborne radon hazard mapping – Løten, Hedmark county, Norway. NGU report 93.046.

Vedlegg 1: Referat fra møte 9. juni 2010.

Notat



Statens strålevern
Norwegian Radiation Protection Authority

Dato: 24.06.2010

Ref:

Fra: Will Standring

Kopi: Peer-Richard Neeb,
NGU

Til: Per Strand

"Radontrygge byggeråstoffer" prosjektmøtet den 9. juni mellom Strålevernet og NGU

Den 9. juni 2010 ble det avholdt et møte mellom Strålevernet og NGU for å diskutere status mht. vårt felles prosjektet "Radontrygge byggeråstoffer". Dette notatet informerer kort om møtet samt om det planlagte videre arbeidet.

Deltagere: Guri Venvik Ganerød, Robin Watson, Peer-Richard Neeb (NGU)
Maria Larsson, Bård Olsen, Will Standring (Strålevernet)

I forkant av møtet hadde NGU levert en rapport som oppsummerte status etter fase 1 av prosjektet. Innledningsvis på møtet ble *typiske* U-konsentrasjoner i Norge diskutert. NGU har en god oversikt på U-nivåene i bergarter på landsbasis, mellom 5-8 ppm U regnes som vanlig og det er sjeldent at U-konsentrasjoner over 10 ppm finnes i Norge. (1 ppm ~ 12 Bq/kg). Videre ble det diskutert litt rundt eksisterende anbefalinger mht. radioaktivitet (hovedsakelig gamma) i byggeråstoffer bl.a. nordiske anbefalinger (2000) og EU-rapport 112 (EU, 1999).

Konsentrasjonen av U i fyllmassene kan være et første steg mht. kvalifisering av radonrisiko. Det ble bestemt å analysere prøvene med hjelp av både spektrometriske metoder og ICP-MS. Spektrometriske gammamålinger (Ge) skal utføres ved IFE evt. Strålevernet mens ICP-MS analysene utføres i Canada hos et laboratoriet tidligere brukt av NGU. Ved å gjennomføre begge typer målinger får man mulighet for å dokumentere en sammenligning av metodene—det kan tenkes at industrien vil foretrekke ICP-MS-målinger siden flere aktører i bransjen utføre slike analyser allerede pr. i dag (?) og man kan få flere elementgrunnstoffer analysert samtidig.

Det ble videre bestemt at mht. radonrisiko forbundet bruk av pukk og andre fyllemasser under bygninger ville mer kunnskap om enten emanasjon og/eller ekshalasjon av radon fra slike materialer være nyttig. Resultatene kan også brukes i modelleringsarbeid for å evaluere situasjoner hvor radon generert i fyllemassene under et bygg (dvs. ikke fra grunnen) fører til forhøyet radon i inneluft. Utstyr for å gjennomføre emanasjon-/ekshalasjonsmålinger finnes ved Strålevernet, men er ikke operativt pr. i dag. NGU informerte om at de hadde tatt kontakt en aktør i Nederland (NRG) som kan gjennomføre emanasjonsmålinger og at kostnader for å få gjort analysene ligger innenfor prosjektets budsjettsrammer.

Under møtet ble det enighet om ca. antall prøver som kunne analyseres i forbindelsen med prosjektet. I tiden etter møtet har et konkret forslag for antall prøver blitt levert fra NGU. Spektrometriske målinger (NaI) skal gjøres på stedet ved hvert pukkverk under feltarbeidet for å kartlegge radioaktivitetsnivå og muliggjøre en sammenligning mellom målte aktiviteter in situ kontra prøveresultatene. Det er enighet om en grundig prøveuttakking fra til sammen 5 pukkverk med 40 prøver innsamlet per pukkverk (basert på feltmålinger) til kjemisk analyse (ICP-MS). I tillegg skal det samles inn 10 prøver til germaniumdetektormåling hos IFE samt 10 prøver til radon gass (emanasjon) målinger hos NRG i nederland. Utstyr til feltmålinger finnes ved NGU/Strålevernet dvs. innkjøp ikke er nødvendig i denne pilotprosjektfasen. NGU skal komme tilbake med et forslag om hvilke pukkverk som er aktuelle mht. både logistikk og for å få representative U-konsentrasjoner. Foreløpig er det planlagt å gjøre feltarbeid i uke 34 – med deltagelse fra Strålevernet hvor mulig. Det planlagte feltarbeidet faller innenfor nåværende budsjettestimater.

Siden møtet har NGU hatt kontakt med bl.a. Claus Andersen (Risø). Han har utviklet en modell som han har tilbudt oss å bruke for å modellere verste-tilfeller mht. radon som kommer fra fyllmassen under en bygning (for eksempel et dypt fyllmasselag med høy U-innhold samt høy emanasjon under oppsprukket gulv). Dette vil være interessant å se på modelleringer i forbindelsen med prosjektet, og det kan ha betydning for hva slags målinger som til slutt anbefales.

Will Standring

Vedlegg 2: Budsjettet som ble lagt frem i februar 2010

Budsjettet overholdes med intern omprioritering, hvor kostnader for analyser av prøver går under posten lab. tjenester og direkteutlegg.

Budsjett	NOK	50/50
Timekostnad	846.000	
Lab. tjenester	215.750	
Direkteutlegg	405.000	
Totalkostnad	1.466.750	733.375
Innskudd 2010	250.000	
Tilskudd 2010		483.000

Budsjett for analyser	24.jun.10		
Direkteutgifter budsjettert		NOK	405.000
Interne tjenester budsjettert		NOK	215.750
		NOK	620.750
	antall	pris pr stk NOK	NOK
Kjemisk analyse (ICP-MS)			
5 lok x 40 prøver	200	102	20.400
Germaniumdetektor - IFE			
5 lok x 10 prøver	50	2500	125.000
Radongass - NRG			
5 lok x 10 prøver	50	5100	255.000
Preanalyser			21.900
Mølling av stein			
ICP-MS	200	73	14.600
German. - IFE	50	73	3650
Radongass - NRG	50	73	3650
Totalt			
5 lokaliteter med 40 kjemisk analyse og 10 Germanium (IFE) og 10 radongass (NGR) pr lokalitet			422.300
<i>Transport av prøvematerialet kommer i tillegg (ukjent beløp)</i>			

Vedlegg 3: Rapport fra bedriftsbesøk hos IFE

Til: Prosjektgruppe-Radontrygge byggeråstoffer

Fra: Peer R Neeb, Jan Steinar Rønning

Arkiv: 334300

Dato: 1. mars 2010

Kopi:

BESØK HOS IFE, STATUSBESTEMMELSE AV NATURLIG RADIOAKTIVITET I STEINPRØVER-PUKK TIL BYGGERÅSTOFF.

NGU ved Jan Steinar Rønning og Peer R. Neeb inviterte seg til IFE 27. november 2009 for å orientere om vårt prosjekt om radontrygge byggeråstoffer som vi har i samarbeid med Statens Strålevern. Hensikten var å få vite hva IFE gjør og finne ut om vi kan samarbeide om felles mål i oppdraget for Statens Strålevern. Ved IFE deltok seksjonsleder miljøovervåking Rajdeep Sidu og geolog Lars Kirkesæther.

NGU hadde fått tilsendt analyser fra industrien som IFE hadde analysert. IFE hadde analysert ca 50 prøver de siste årene for pukkbransjen. Prøver på ca 300 gram ble knust ned til 0-4 mm og lagret 14 dager preparert i en plasteske. Etterpå ble de kjørt i en Germaniumdetektor (HPGe-detektor) kjølt ned med flytende nitrogen. IFE hadde 6 stykker stående i sitt lab.rom. Etter bruk av likning bør analyseverdi være mindre enn 1. Grenseverdi til nå har vært 300 og skal nå være 150 eller 100? Pris pr prøve var ca. 2500,-

IFE v/Lars Kirkesæther har tidligere foreslått en undersøkelse på hvor mye radon som en bergart med et gitt innhold av uran kan avgi når den ble knust ned til forskjellige fraksjoner. Dette prosjektet ble aldri realisert så IFE har ikke noen spesiell kompetanse og erfaring på dette ut over idefasen.



Prøveeske til 300gram og Germaniumdetektor til høyere



Vedlegg 4: Eksempel av gamma-målinger fra IFE.

Resultater fra steinprøver vises i Tabell 1. Rapportert usikkerhet er en utvidet usikkerhet basert på den standard usikkerhet multiplisert med en dekningsfaktor på 2, som gir et dekningsnivå på tilnærmet 95%.

Tabell 2: Målte aktiviteter (Bq/kg) fra Finstad Stein.

Serie	^{238}U	^{232}Th	
Aktuell Ra-isotop	^{226}Ra	$^{228, 224}\text{Ra}$	
Målte nuklider	$^{214}\text{Pb}, ^{214}\text{Bi}$	^{212}Pb	^{40}K
Stein Finstad 0-4, 6/12-06	170 +- 26	155 +- 6	1455 +- 59
Stein Finstad 0-4, 2/11-07	205 +- 26	201 +- 6	1479 +- 42

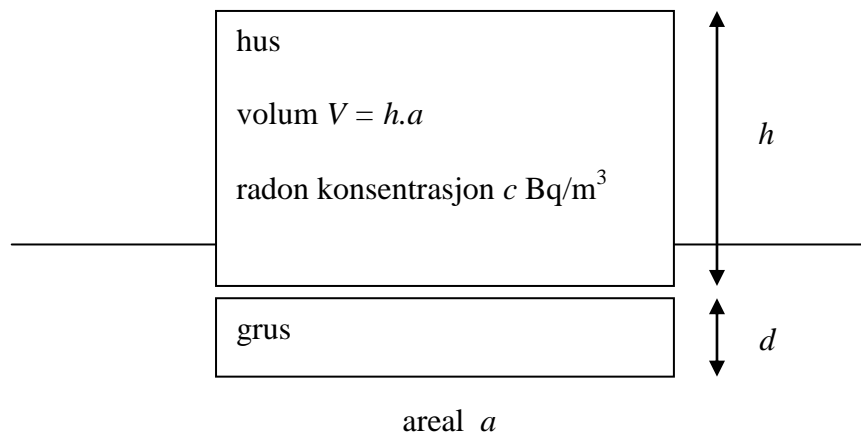
Statens strålevern har anbefalt en grense på 300 Bq/kg for Ra i tilkjørte masser. Prøvene her (170 og 205 Bq/kg) er ikke over grensen. Konsentrasjonsindeks (se på ligning 1) kan beregnes og vises i Tabell 2.

Verdier hvor $X < 1$ inneholder godkjent mengde radioaktivitet, mens $X > 1$ overskrider anbefalt grense på radioaktivitet i materiale som skal brukes i bygninger.

Tabell 3: Måleresultater (aktivitetsindeks fra ligning 4) fra Finstad Stein.

Prøve	X
Stein Finstad 0-4, 6/12-06	1,8
Stein Finstad 0-4, 2/11-07	2,2

Vedlegg 5: Modell av radontransport fra grusfundament.



La oss betrakte et grus lag av areal a og dybde d , og et hus av samme areal og høyde h . Vi kan estimere konsentrasjon av radon i husvolumet som kommer fra gruslaget.

La gruslag ha aktivitet A_{Ra} Bq/kg og tetthet $\rho \text{ kg/m}^3$. Den massespesifike ekshalasjonsraten av radon fra gruslag blir:

$$J_M = A_{Ra} \cdot \lambda_{Rn} \cdot e \quad \text{Bq/kg radonaktivitet per sekund. (Ligning 5.1)}$$

$$= A_{Ra} \cdot \lambda_{Rn} \cdot e \cdot 3600s \quad \text{Bq/kg radonaktivitet per time.} \quad (5.2)$$

hvor λ_{Rn} er nedbrytingsraten av Radon, og e er radonekshalasjon.

Fra hele gruslaget får vi en ekshalasjonsrate

$$J = J_M \cdot \rho \cdot a \cdot d \quad (5.3)$$

Hvis vi antar at alle utdunstet radon fra gruslaget kommer inn i huset, og at huset har en *air change rate* λ_V per time (d.v.s en måling av hvor fort luft i huset "lekkes ut"), og at vi har stabil tilstand, så kan vi si at

$$J = \lambda_V \cdot V \cdot c \quad (5.4)$$

hvor c (Bq/m³) er radon konsentrasjon i huset.

Derfor kan vi finne konsentrasjon c :

$$c = \frac{J}{\lambda_V \cdot V} \quad (5.5)$$

$$c = \frac{A_{Ra} \cdot \lambda_{Rn} \cdot e \cdot 3600 \cdot \rho \cdot a \cdot d}{\lambda_V \cdot h \cdot a} \quad (5.6)$$

Ved bruk av følgende verdier:

$$\begin{aligned}e &= 0,2 \\ \rho &= 2000 \text{ kg/m}^3 \\ d &= 0,5\text{m} \\ h &= 2,5\text{m} \\ \lambda_V &= 0,5 \text{ per time} \\ A_{Ra} &= 100 \text{ Bq/kg} \\ \lambda_{Rn} &= 2.1 \times 10^{-6} \text{ s}^{-1}\end{aligned}$$

får vi $c = 121 \text{ Bq/m}^3$