

**ANNALEN VAN DE BELGISCHE VERENIGING
VOOR STRALINGSBESCHERMING**

Symposium georganiseerd door de Belgische Vereniging voor Stralingsbescherming,
het Interprovinciaal Comité voor preventieve Geneeskunde en de
Belgische Vereniging voor Radiobiologie in het kader van het ALMA Programma
van de Universiteiten van Aachen, Liège, Belgisch Limburg, Maastricht.
Luik, 4 - 6 november 1993

VOL. 19, N° 1 - 2

1994

**RADON
in our Euregio, in Workplaces, Dwellings and Schools.**

Driemaandelijkse periodiek
2400 MOL I

Périodique trimestriel
2400 MOL I

Symposium organisé par l'Association belge de Radioprotection,
le Comité interprovincial de Médecine préventive, et la
Société belge de Radiobiologie dans le cadre du programme ALMA
des Universités de Aachen, Liège, Belgisch Limburg, Maastricht
Liège, 4 - 6 novembre 1993

**ANNALES DE L'ASSOCIATION BELGE
DE RADIOPROTECTION**

SOMMAIRE

Ce numéro contient les textes des exposés présentés lors d'un Symposium organisé à Liège du 4 au 6 novembre 1993 par l'Association belge de Radioprotection, le Comité interprovincial de Médecine préventive, et la Société belge de Radiobiologie dans le cadre du programme ALMA des Universités de Aachen, Liège, Belgisch Limburg, Maastricht

INHOUD

Dit nummer bevat de teksten van de uiteenzettingen gedaan tijdens het Symposium georganiseerd in Luik van 4 tot 6 november 1993 door de Belgische Vereniging voor Stralingsbescherming, het Interprovinciale Comité voor preventieve Geneeskunde en de Belgische Vereniging voor Radiobiologie in het kader van het ALMA Programma van de Universiteiten van Aachen, Liège, Belgisch Limburg, Maastricht

RADON

in our Euregio, in Workplaces, Dwellings, Schools.

Eurosymposium Alma sur le radon -Préambule
J. GARSOU, P. BARTSCH

Methods for biological dosimetry: current status and perspectives
L. VERSCHAEVE

Genetic biomarkers indicative for DNA damage in relation to indoor radon exposure.
ALBERING, H.J., ENGELEN, J.J.M., HAGEMAN, G.J., KOULISCHER, L., VANM
ARCKE, H., KLEINJANS, J.C.S.

Induction of lung cancer in rats by exposure to radon and radon daughters in rats
MONCHAUX G., MORLIER J.R., MORIN M., MASSE R.

Biological dosimetry in alveolar tissue and early ^{214}Pb retention in the respiratory tract of the rat after radon exposure under different physical conditions.
BISSON M., MORLIER J.-P., FRITSCH P., RICHARD H., ALTMAYER S. D.,
MONCHAUX G.

Lung cancers induced in animals exposed to radon: an overview on the mechanisms
MASSE R.M

Cocarcinogenic effect of ozone for lung tumors in rats after exposure to radon and its daughters.

Preliminary results.

TREDANIEL J., MONCHAUX G., BISSON M., MORLIER J.P., RICHARD H., LACROIX F., FRITSCH P., MORIN M., OLIVIER, M.F., MASSE R., HIRSCH A.

Epidemiologie et risque de cancer après exposition au radon
TIRMARCHE M.

Lung cancer mortality in uranium miners in West Bohemia
KUNZ E., TOMÁŠEK L.

Indoor radon distributions for subpopulations in germany experiences of the control group in an epidemiological study
KREIENBROCK L., KREUZER M., KELLER G., KAPPEL R. J. A.

Résultats de l'étude pilote sur le role du radon dans le risque de cancer bronchique en Ardennes
POFFIJN A., WEYNANTS P., MAK R., VAN LAERE K.

Geological indications for radon risks, a review
CHARLET J.-M.

Geostatistical analysis of radon data in groundwaters in walloon region
ZHU H.-C., CHARLET J.-M.

Investigations of the radon concentrations in buildings of Eastern Germany
CZARWINSKI R., LEHMANN R., RÖHNSCH W.

Indoor radon concentrations in the Grand-Duchy of Luxembourg
KIES A., FEIDER M., BIELL A.

Répartition géographique et géologique du risque "radon" en Belgique francophone
TONDEUR F. , GERARDY I., LICOUR C., DUBOIS N.

Le radon, mythe ou réalite: la situation en Belgique.
HALLEZ S., FLEMAL J.-M., DOREMUS P., CHARLET J.-M.

Review of radon problems in the Czech Republic
MUSILEK, L.

Recent investigations on indoor radon at SCK-CEN, Mol
OBERSTEDT S., VANMARCKE H.

Passive detector for measurement of the implanted ^{210}Po activity in glass
MEESEN G., UYTENHOVE J., POFFIJN A., VAN LAERE K., BUYSSE J..

The calculation of alpha radiation doses from Po-218 in the air
FERAH SERAP EREE_, GÜNGÖR YENER

Natural radioactivity of cements and granites in Spain
QUINDOS L.S., FERNANDEZ P.L., SOTO J., RODENAS C., GOMEZ J.,
ARTECHE J.

Analyse d'une maison à concentration de radon élevée
BUCHILLIERY., VALLEY J.-F.

Selection and evaluation of a radon mitigation technique: a case study in Visé
(Belgium)
COHILIS P., POFFIJN A., VOORDECKER P., MEESEN G., WOUTERS P.

Diagnostics of radon entry
KOOPMANS M., BERGER H., DE MEIJER R.J.

Radon transport in soil: measurements on, and modelling of diffusive and
advective transport in a homogeneous column of sand
VAN DER GRAAF E.R., WITTEMAN G.A.A., VAN DER SPOEL W.H., DE
MEIJER R.J.

Mise en oeuvre de politiques nationales sur le radon
HUBERT PH., ROBÉ MC.

Presentation and discussion of the icrp approach on protection against ^{222}rn at
home and at work
VANMARCKE H.

Radon in the context of indoor air quality
Mc LAUGHLIN J.P.

Public health aspects of domestic radon exposure
BAVERSTOCK K.

L'importance de la problématique du radon en Belgique dans l'ensemble des problèmes de sécurité nucléaire
DEBAUCHE A.

Radon exposure standards, a paradox in radiation protection
EGGERMONT G.X. AND POFFIJN A.

La problématique évaluative: quel apport à l'explication de l'efficacité du processus de communication a propos du risque du radon ?
ZWETKOFF C.

Factors affecting laymen's perceptions of radon risk
MEERTENS R.M., LENDERINK T.B.

Planning education activities to stimulate radon prevention by the public
MEERTENS R.M., LENDERINK T.B.

Le radon, un exemple de la formation d'une politique publique
BOVY M.

Le radon, un message inassimilable pour les médias grand public?
NIVARLET A.

Le nucléaire: propagande, éthique et opinion publique
FRAJLICK C.

Liste des participants

EUROSYMPOSIUM ALMA SUR LE RADON (Liège, 4.5.6 novembre 1993)

J. Garsou, P. Bartsch (ULg)

Préambule

Des directives de la Communauté Européenne aux états membres étant connues et le problème du RADON concernant indubitablement la Wallonie et certaines de ses régions frontalières, une mise au point de la problématique du RADON s'imposait naturellement, nous semble-t-il.

Sans doute, un intérêt croissant pour le sujet provoque, à travers le monde, des réunions scientifiques et ce fut encore récemment le cas à Rimini, durant l'été 1993.

Pourquoi une réunion à Liège?

Pour des raisons géographiques et pour des raisons historiques: Liège est située à moins de vingt kilomètres de Visé, au nord de l'Ardenne, c'est-à-dire dans une région géographique particulièrement intéressante puisqu'elle est en bordure d'une zone qui, par sa nature rocheuse, est à risque général et puisque d'autre part, existe précisément, à Visé, une anomalie responsable d'une radioactivité particulière qui avait amené l'un d'entre nous, J. GARSOU, à s'intéresser de près à la découverte fortuite d'un excès de radioactivité dans l'eau pour laquelle une origine accidentelle était hâtivement et injustement avancée.

Ces particularités, propres à Liège, au sein de l'Euregio, ont bien été comprises par les instances de la Communauté Européenne qui ont marqué leur intérêt pour cette initiative en apportant, à l'organisation de ce congrès, une aide très substantielle dont nous leur sommes très reconnaissants.

La présence de RADON dans certaines habitations étant un risque environnemental, nous avons souhaité, de manière peu habituelle, compléter les deux journées réservées aux scientifiques par une demi-journée d'informations et de débats avec le grand public. Celui-ci ne peut mieux comprendre ces notions parfois complexes de risque que grâce à un contact direct avec les scientifiques qui ont bien voulu consacrer une partie de leur temps à cette mission difficile de

parler de choses complexes en termes simples.

Le contact avec le grand public était, aussi, l'occasion d'un contact avec les représentants du grand public, à savoir les politiciens qui sont les gestionnaires de la "chose publique".

Partie comme eurégionale et reçue d'emblée dans le programme ALMA de coopération des Universités d'Aachen, Belgisch Limburg, Liège et Maastricht, cette réunion allait bientôt attirer 40 orateurs venant de 10 pays européens, tels que: l'Allemagne, la Belgique, l'Espagne, la France, l'Irlande, l'Italie, la Suisse, la République tchèque et la Turquie.

Les différentes sessions de ce colloque ont couvert la radiobiologie, les observations expérimentales sur les animaux, en ce compris les interactions complexes sur le poumon entre tabac et RADON, les effets sur la santé humaine, les indications géologiques de l'émission de RADON, les développements récents de détection, les remèdes à apporter dans les bâtiments contaminés par du RADON, la réglementation ainsi que les notions de perception de risque par la population et l'importance de la communication à ce propos.

Remerciements

Vu l'expansion progressive du nombre de participants à ce congrès, celui-ci n'a pu être mené à bien que par un soutien financier particulièrement apprécié de :

Mr. Jean-Marie DEHOUSSE, Ministre de la politique Scientifique.

Mr. Robert COLLIGNON, Ministre de l'Aménagement du territoire, du logement et du budget.

La Commission des Communautés Européennes, DG XII, sur proposition du Professeur Claude DESAMA, Député européen, Président de la Commission Energie, Recherche, Technique du Parlement Européen.

Le Commissariat Général à la Promotion du Travail.

Le Commissariat Général aux Relations Extérieures de la Communauté Française.

Le Fonds National de la Recherche Scientifique.

Le Service de Protection contre les Radiations Ionisantes du Ministère de la Santé Publique,

Electrabel.

Le Centre d'Etudes Wallon de l'Assemblage et du Contrôle des Matériaux
(CEWAC)
La Générale de Banque...

que nous remercions chaleureusement.

Précisons enfin, que la journée "grand public" de samedi matin a été réalisée avec le concours du Comité de Médecine Préventive réunissant les Provinces de Liège, de Luxembourg, de Namur et de Brabant.

METHODS FOR BIOLOGICAL DOSIMETRY: CURRENT STATUS AND PERSPECTIVES

L. Verschaeve

V.I.T.O., Afdeling Leefmilieu, Boeretang 200, B-2400 Mol.

Abstract

The best known and most widely applied method for biological dosimetry is the analysis of chromosome aberrations in peripheral blood lymphocytes. Due to a number of disadvantages other cytogenetic methods are sometimes proposed. In this paper a short overview of these methods is given together with their most important characteristics. Although all these techniques have their merits, at present none, except chromosome painting for very specific applications, appears to be a good substitute for the classical method.

1. Analysis of chromosome aberrations

Biological dosimetry is often required, especially in case of radiation accidents where personal dosimeters are absent or in case of partial body exposures with the dosimeter outside the radiation field. The best known and widely applied method for biological dosimetry is the analysis of chromosome aberrations in peripheral blood from the concerned subjects (Bender et al., 1988). Here, blood is brought into culture up to the metaphase stage of the cell cycle where chromosomes are visible as discrete structures. It is especially the frequency of so called dicentric chromosomes and ring chromosomes that is looked at as this type of chromosome aberrations is more or less radiation specific and as a whole body radiation exposure gives an aberration frequency that fits very well with an in vitro dose-response relationship obtained for the same radiation type and quality. As most radiation

accidents concern partial body irradiation and eventually exposures to different radiation types the situation is a little bit more complicated but it is yet possible with some mathematical methods to obtain a rather good dose estimate (IAEA, 1986).

This method for biological dosimetry not only has the advantage that it is more or less radiation specific. Other advantages are the fact that the baseline frequency of dicentric chromosomes (in non exposed individuals) is low ($\pm 5/10000$ cells), and that the inter- and intra-individual differences are small. However, there are also disadvantages; one is that dicentric chromosomes are unstable aberrations. This means that they tend to disappear from the cell population following cell division {Bender et al., 1988}. So, only first in vitro metaphases may be studied, or exposures that took place no longer than a couple of weeks or months prior to the blood sampling. Other disadvantages are the rather difficult and consequently time consuming analysis requiring well trained personnel. The use of an image analyser for speeding up the analysis is also very questionable. For these reasons, some attempts are undertaken in order to develop or adapt other techniques for purposes of biological dosimetry.

2. Analysis of micronuclei

A first such method is the analysis of micronuclei, still in peripheral blood lymphocytes. When a chromosome is broken, or when a whole chromosome is lost during cell division, this chromatin material will remain embedded within a piece of nuclear membrane in the cytoplasm of the cell, thus outside the main nucleus. A so called micronucleus is thus formed. As micronuclei appear following cell division the lymphocytes are blocked in the telophase of the cell cycle (binucleated cells!), so as to be sure that division occurred during cell cultivation (Fenech and Morley, 1986). The frequency of micronucleated cells and the number of micronuclei per (binucleated) cell give therefore an indication for the chromosome damage that occurred following, for example, a radiation exposure. Scoring such micronuclei is very easy and therefore also very fast. Thus more cells can be investigated and this should enhance the statistical power of the method. Unfortunately, micronuclei are

also induced by other factors than ionising radiations. Furthermore the background frequency and inter- and intra-individual variation is rather high. The investigation of micronuclei for biological dosimetry may therefore only be of some value when the background frequency of the individual is known (Huber et al., 1989).

3. Analysis of Premature Chromosome Condensation figures

Another method that was proposed for biological dosimetry is the analysis of so called PCC- or Premature Chromosome Condensation figures (Pantelias & Maillie, 1985; Bertsche & Zimmerman, 1988; Darroudi & Natarajan, 1989; Vyas et al., 1991). For this method, peripheral blood lymphocytes that are per definition in the G_0 stage of the cell cycle, are fused with mitotic cells from another origin (e.g. CHO cells). Chromosome condensation factors from the mitotic cell partner will induce premature chromosome condensation of the lymphocyte chromosomes that may normally not be visible. Now the chromosomes become visible as 46 isolated fragments. A break in the DNA or chromatin will result in an extra chromatin fragment (47 fragments) and so on. Radiation induced DNA breakage is thus quantifiable as the number of fragments in excess of 46. As for both previously mentioned methods there again exists clear dose-response relationships that are radiation type and quality specific. The great advantage of the method is that PCC figures can be obtained within a couple of hours after blood sampling. Therefore cell death or DNA repair (especially post-replication repair) is reduced. This is very interesting from a statistical point of view. The number of cells to be analysed is reduced and the analysis itself is very simple. It is furthermore also possible to study non-dividing cells. However, it is not yet clear to what extend chemical mutagens induce DNA breakage visible as extra PCC fragments, the method is insufficiently validated and only few laboratories perform the PCC technique in routine. This again limits the use of PCC analysis for biological dosimetry.

4. Fluorescence In Situ Hybridisation

A very promising method is the use of fluorescence in situ hybridisation,

especially so called chromosome painting (Gray et al., 1991). Here selected chromosomes can be stained differently from other chromosomes (e.g. chromosomes 1 may be in yellow whereas other chromosomes will appear red). So, each translocation involving the differently stained chromosomes will be visible without effort (some chromosomes will be partly red, partly yellow). As translocations are often radiation specific and stable aberrations, the frequency of such translocations gives a good idea of radiation induced DNA damage, also when irradiation occurred a long time ago. Chromosome banding procedures (e.g. G-banding; Maes et al., 1993) allows the investigation of translocations involving any chromosome but this method is so time consuming that it is usually not taken into consideration for purposes of biological dosimetry. With chromosome painting it is really very simple to view and quantify the frequency of induced translocations. Furthermore it was recently shown that the results are in agreement with those obtained with the much more elaborated banding procedure (Tucker et al., 1993), and when irradiation was recent, also with the results obtained from the analysis of dicentric chromosomes (Straume & Lucas, 1993; Tucker et al., 1993). The method requires the purchase of expensive DNA probes and this is probably, together with the need of a newer model fluorescence microscope, the only negative point to be mentioned .

5. Single Cell Gel Electrophoresis

Also the Single Cell Gel Electrophoresis method (or Comet test) is presently put forward as an interesting tool for biological dosimetry (Vijayalaxmi et al., 1992). Here lymphocytes (usually, but other cells may be studied as well) are lysed, then subjected to an alkali treatment and finally to electrophoresis. The DNA will migrate according to its molecular weight and the electric field applied. In other words, broken (single strand) DNA fragments will migrate further than the bulk of DNA and, after staining with ethidium bromide, a DNA-tail will be visible. The length of the tail is directly related to the amount of DNA breakage. For biological dosimetry it is sufficient to measure in a number of individual cells the length of the "comet tail" formed. This can be done by using a calibrated eye-piece in the ocular of the

microscope. Other parameters as DNA content, tail moment etc. may give more precise information on the induced DNA damage (McKelvey-Martin et al., 1993). Such parameters may easily be obtained with an appropriate image analysis equipment. Again, in vitro radiation dose-response curves may be established. It was recently put forward that the method may indeed be used for biological dosimetry. However, the method is not yet fully evaluated and validated, "comet tails" are also induced by chemical pollutants, and there apparently exists a great inter- and intra-individual variation in base-line and radiation induced tail lengths. It is maybe too early to give a definite judgement about the comet assay for biological dosimetry but it will probably only be complementary to the classical chromosome aberration assay and not replace it. As a matter of fact above consideration very likely holds true for any of the proposed alternatives.

6. What test must be chosen?

It must be taken into consideration that the main reason of biological dosimetry is to obtain a sufficiently good dose-estimate so as to confirm the diagnosis from physical dosimeters or clinical symptoms and to decide whether or not an exposed subject needs a special treatment and what this treatment must be. When the radiation accident involved only a few subjects the classical method will do (it will not take too much time since an answer can be obtained within a couple of days). When a lot of subjects are involved one needs much more time for the analysis of all slides. But high radiation doses can be recognised also by scoring only a few cells (e.g. 25 instead of the 200 or 500 that are usually investigated). So after 72h it is possible to obtain information on some 10 to 20 subjects and this is the time when one only can start the investigation of micronucleated cells (72hrs are needed for cell cultivation). Only PCC can do better but the method is used in routine only in a few laboratories in the world and it is still not sufficiently validated. Chromosome painting will probably be the only good alternative for the chromosome aberration analysis. It will be essential when one needs to study cumulative radiation exposures or exposures that occurred a long time ago (e.g. studying subjects exposed as a result of the Chernobyl accident). However, due to

high cost, the method will probably not replace the classical metaphase analysis completely.

7. Other methods

In table 1 a comparison is given for some of the main characteristics of the described methods for biological dosimetry. A more detailed description is given in Verschaeve (1993). Other methods are sometimes proposed and/or used for purposes of biological dosimetry (Muller & Streffer, 1991). Electron spin resonance is for example used for the determination of the radiation dose by analysis of tooth enamel (Serezhenov et al., 1992). Subjects exposed to indoor radon were investigated using the HPRT test, that may be considered a mammalian substitute to the bacterial Ames test. In the former, the biological material is usually missing (tooth extraction necessary), whereas the latter showed a really very important inter- and intra-individual variation. The results are furthermore greatly influenced by e.g. smoking habits or the age and sex of the subjects (Cole, 1993). These methods are therefore no really good alternatives for biological dosimetry. They of course have their merits and may be used in particular circumstances.

8. Conclusion

As a conclusion it can be said that the analysis of chromosome aberrations, which is the best known and most widely used method, is still the best tool for biological dosimetry. It may be replaced in particular circumstances by chromosome painting. Other methods must be considered useful but they are at the most complementary to the classical method.

9 . References

Bender MA, Awa AA, Brooks AL, Evans HJ, Groer PG, Littlefield LG, Pereira C, Preston RJ, Wachholz BC, *Mutation Res.*, 196, (1988), 103-159.

Bertsche U, Zimmerman, *Radiat. Environ. Biophys.*, 27, (1988), 201-212.

Cole J, Beare DM, Aldrich KA, Green MHL, Environ. Molec. Mutagen., 21, suppl. 22, (1993), 14 (abs.)

Darroudi F, Natarajan AT, Mutation Res., 213, (1989), 249-255.

Fenech M, Morley AA, Mutation Res., 161, (1986), 193-198.

Gray JW, Lucas J., Kallioniemi O, Kallioniemi A, Kuo W-L, Straume T, Tkachuk D, Tenjin T, Weier H-U, Pinkel D in: New horizons in biological dosimetry, Gledhill BL, Mauro F, eds., (1991), J. Wiley-Liss, New York, 399-411.

Huber R, Braselmann H, Bauchinger M, Radiat. Environ. Biophys., 28, (1989), 113-120.

IAEA, Biological dosimetry: chromosomal aberrations analysis for dose assessment. Technical reports series nr 260, IAEA, Vienna, (1986), 1-69.

Maes A, Hilali A, Léonard ED, Léonard A, Verschaeve L., Radiat. Environ. Biophys., 32, (1993), 319-324.

McKelvey-Martin VJ, Green MHL, Schmezer P, Pool-Zobel BL, De Méo MP, Collins A, Mutation Res., 288, (1993), 47-63.

Müller WU, Streffer C, Int. J. Radiat. Biol., 59, (1991), 863-873.

Pantelias GE, Maillie HD, Health Physics, 49, (1985), 425-433.

Serezhenkov VA, Domracheva EV, Klevezal GA, Kulikov SM, Kuznetsov SA, Mordvintcev PI, Sukhovskaya LI, Schklovsky-Kordi NE, Vanin AF, Voevodskaya NV, Vorobiev AI, Radiat. Protect. Dosim., 42, (1992), 33-36.

Straume T, Lucas JN, Int. J. Radiat. Biol., 64, (1993), 185-187.

Tucker JD, Ramsey MJ, Lee DA, Minkler JL, Int. J. Radiat. Biol., 64, (1993), 27-37.

Verschaeve L, Nucleus, 36, (1993), 1-12.

Vijayalaxmi, Tice RR, Straus GHS, Mutation Res., 271, (1992), 243-252.

Vyas RG, Darroudi F, Natarajan AT, Mutation Res., 249, (1991), 29-35.

	chromosome aberrations micronuclei		PCC	FISH	SCGE
cells analysed per individual	200 - 500	1000 - 5000	50	500 - 5000	50
time necessary (one individual)	48h + 3h	72h + 3h	3h + 2h	48h + 98h	24h
accurate dose estimate for low LET radiation doses from ..	> 0.1 Gy	control value known: > 0.02 Gy control value unknown: > 0.2 Gy	> 0.05 Gy	> 0.1 Gy	0.05 Gy
CHARACTERISTICS					
+/- radiation specific	yes	no	?	yes	no
inter-/intra individual variation	small	high	?	small	high
background frequency	low	high(er)	low	low	high(er)
scoring	laborious	easy and fast	easy	easy and fast	easy, fast with automation
automation	very difficult	possible	difficult	possible	possible
cell cultivation	required	required	not required	(not necessarily) required	not required
stable/unstable aberrations	unstable	unstable	unstable	stable	unstable
validated for biological dosimetry	yes	yes	no	(yes)	no

TABLE 1: summary of main characteristics of the 5 methods for biological dosimetry

Samenvatting

De best gekende en meest toegepaste methode in de biologische dosimetrie is de analyse van de aberraties van de chromosomen van de perifere bloed lymphocyten. Wegens bepaalde nadelen worden welcens andere cytogenetische methoden voorgesteld. Deze bijdrage geeft een kort overzicht van deze methoden en hun belangrijkste kenmerken.

Alhoewel al deze technieken hun niet vertonen, ziet het er naar uit dat, met uitzondering van chromosomen kleuring voor zeer specifieke toepassingen, er momenteel geen goed alternatief voor de klassieke methode beschikbaar is.

Résumé

La méthode la plus connue et la plus appliquée en dosimétrie biologique est l'analyse des aberrations chromosomiques des lymphocytes périphériques du sang. D'autres méthodes cytogénétiques sont parfois proposées. Dans la contribution qui suit on passe brièvement ces méthodes en revue en décrivant leurs caractéristiques principales. Malgré les mérites de ces techniques, aucune, si on fait exception de l'utilisation de la coloration des chromosomes dans des applications spécifiques, ne constitue une alternative valable à la méthode classique.

GENETIC BIOMARKERS INDICATIVE FOR DNA DAMAGE IN RELATION TO INDOOR RADON EXPOSURE.

**Albering, H.J., *Engelen, J.J.M., Hageman, G.J.,
Koulischer, L., *Vanmarcke, H., Kleinjans, J.C.S.**

Department of Health Risk Analysis and Toxicology,

* Department of Genetics, University of Limburg, POBox 616, 6200 MD Maastricht,

** Centre of Human Genetics, University of Liege, 4000 Sart Tilman Liege,

*** Nuclear Research Centre, 2400 Mol.

Abstract

The cancer risk assessment in humans exposed to radon was evaluated using four cytogenetic biomarkers indicative for genetic damage. These genetic markers were analyzed in peripheral lymphocytes from 24 subjects living in the township of Visé in Belgium. Indoor radon concentrations in their dwellings ranged from 50 to 3330 Bq/m³. Occurrence of lymphocyte sister chromatid exchanges, chromosome aberrations and micronuclei frequency in peripheral lymphocytes did not correlate with indoor air radon concentrations, indicating that peripheral lymphocyte DNA is not adversely affected as a consequence of indoor air radon concentration.

INTRODUCTION

In The Netherlands and Belgium, radon and radon daughters considerably contribute to the background of environmental irradiation received by man. The average annual effective dose equivalent for man due to radon has been estimated to be 1.2 mSv a year and contributes at this exposure level for about 50 % to the total exposure of all sources of ionizing radiation. Several epidemiological studies of uranium and other underground miners have shown a relationship between radon exposure and lung cancer (1-4). In addition, it is suggested that next to cigarette

smoking radon exposure is an important risk for lung cancer for the general population (5-7). Several case-control studies have shown no increase in risk of lung cancer associated with domestic radon exposure (8-9). However, it is difficult to investigate the relationship between low levels of environmental exposure to radon and cancer mortality. Actual observations in humans as well as large sample sizes are needed. Furthermore, accurate measurements of radon levels in dwellings are necessary (10).

The estimated number of radon related deaths in The Netherlands corresponds to about 900 fatal lung cancers per year based on extrapolations from epidemiological studies of miners exposed to radon (11).

This indicates that indoor radon exposure might also be a causal factor in lung carcinogenesis among the general population but the factual risk of the general population to low dose radon exposure remains unclear.

Furthermore, several extrapulmonary cancers have also been associated with radon exposure. These include leukaemia, melanoma, kidney and prostate cancer (12-14). However these data are sparse and the geographical association are weak and not very reliable.

Over the last decade, several markers of DNA damage have been developed by application of genetic techniques which may be indicative for the oncogenesis of cancer at the biological rather than at the pathological levels.

Higher frequencies of chromosome aberrations in peripheral lymphocytes have been detected in people exposed to a low level of radiation from natural sources (15), also an increase of chromosome aberrations has been found in uranium miners (16). Furthermore, Bridges and coworkers have shown a possible dose-response relationship between indoor air radon levels ranging from 30-700 Bq/m³, and the hypoxanthine guanine phosphoribosyl transferase (*hprt*) mutation frequency in DNA of peripheral lymphocytes of non-smoking subjects (17). Because of the growing concern of the carcinogenic effect of low doses of alpha particles derived from radon in homes, we find it worthwhile to analyse cytogenetic biomarkers, indicative for DNA-damage, in a population exposed to domestic radon.

A pilot study has shown that analysis of peripheral lymphocytes sister chromatid exchanges, micronuclei frequency, hypoxanthine guanine phosphoribosyl transferase (*hprt*) mutation frequency and chromosome aberrations in relation to domestic radon exposure in dwellings in The Netherlands and Belgium can readily be performed (18).

In view of the rather large inter individual variations in cytogenetic biomarker responses, we speculate that a larger sample size is necessary before reliable conclusions can be drawn in relation with exposure to domestic radon.

The present follow up study has therefore been designed to study peripheral lymphocyte DNA damage in a larger population exposed to domestic radon.

METHODS

Selection of participants

An initial study on indoor air radon levels has been performed in the township of Visé in Belgium in order to achieve a reliable selection of participants at relatively high exposure levels. The selection of the individual dwellings was based on the knowledge of geological structure, e.g. carboniferous rocks with high levels of uranium phosphate mineralizations of the soil.

Exhalation of radon gas from the soils in relation to indoor air radon was assessed by means of soil gas radon measurements using a ZnS scintillation counter.

From the local authorities, 420 addresses were obtained. A questionnaire in which data of biological interest (age, smoking habits, medicine, alcohol and coffee consumption, occupational exposure, vaccination and chemotherapy) and also the period living in the particular houses were requested, was used for final selection of the participants. From the total response of 218, 125 dwellings were selected for indoor radon measurements.

The indoor radon concentrations (living room) were determined by means of a charcoal canister during one day in february 1992.

After proper selection, a final number of 24 individuals entered the study, possible confounding factors as age and gender as well as period of living in the particular house being homogeneously distributed among this population. Two subject were current smokers, 15 were non-smokers and 9 were former smokers. All subjects donate 10 ml of venous blood in heparinized tubes for lymphocyte genome analyses.

The indoor radon concentration was once again determined for at least three months by means of an alpha track detector (june to september 1992). For both radon measurements, the concentrations were determined by the Nuclear Research Centre in Mol, Belgium.

Biomarker analyses

All slides were coded to microscope analysis for the three cytogenetic endpoints. The SCE-incidence and chromosome aberrations in peripheral lymphocytes have been analyzed according to the standard protocol by Dean and Danford (19). SCE frequencies were determined by means of the analysis of 40 metaphases with a minimum of 40 chromosomes. The numbers of SCE's were normalized over 46 chromosomes and averaged as number of SCE per cell per individual.

Chromosome aberrations were scored in 100 metaphases containing 46 chromosomes and also averaged as number of CA per cell per individual.

Micronuclei were scored by means of the cytokinesis block method (20). For each subject, 2000 cytokinesis blocked (CB) cells were analyzed for presence of micronuclei (1000 cells from each of two replicate cultures). The results are expressed as the average number of MN per 1000 CB cells.

Statistical evaluation

Linear and multiple regression analysis were used to evaluate the reliability between the various effect parameters.

RESULTS AND DISCUSSION

Domestic radon concentrations

In the Eysden- Visé region located at the Dutch-Belgian border, domestic radon concentrations tend to be relatively high. According to our measurements radon levels in cellar/crawl space and also on the ground floor of houses situated in these area, nicely correlate with soil gas radon concentrations (Figures 1a and 1b) indicating exhalation from soil rather than from building materials to be the major source of indoor air radon.

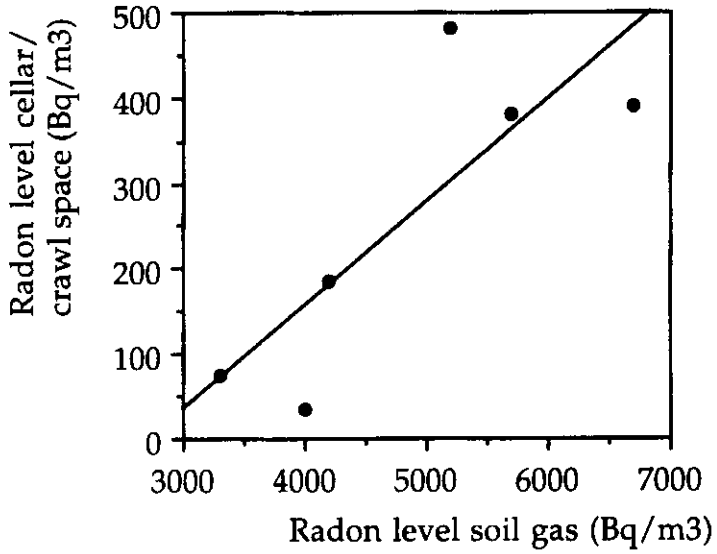


Figure 1a: Correlation between radon concentrations of cellar/crawl space and soil gas.

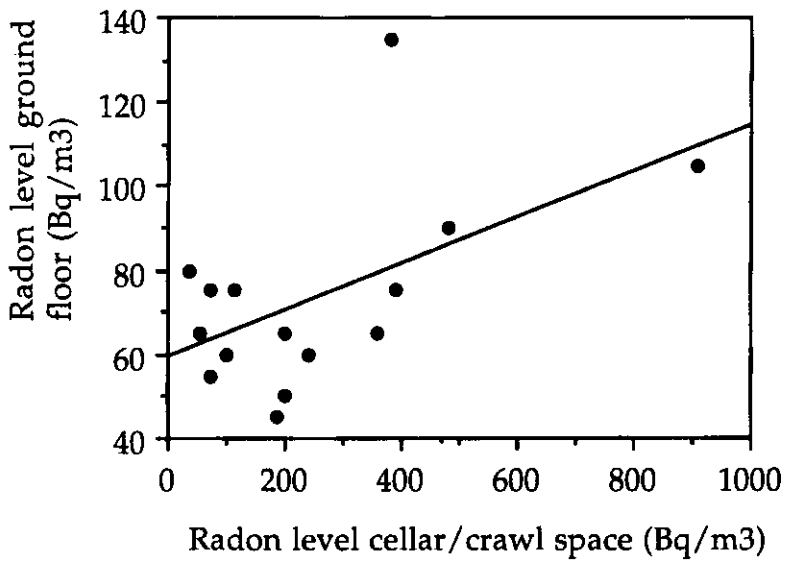


Figure 1b: Correlation between radon concentrations of cellars/crawl space and ground floor

The soil gas radon levels significantly correlate with cellar or crawl space air radon concentrations ($r=0.82$ $p<0.05$). In addition, the cellar/crawl space levels correlate with the radon levels in the living room ($R = 0.55$, $p<0.05$). Figure 2 shows the distribution of the indoor air radon concentration in 116 dwellings in the township of Visé.

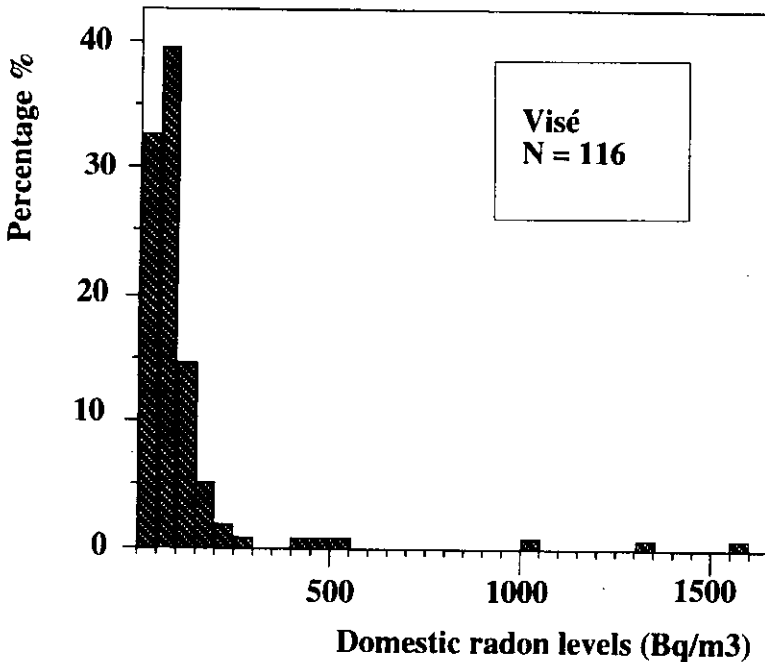


Figure 2: Histogram of the concentrations of radon in the living room of dwellings in the township of Visé.

The radon measurements have been determined by a charcoal detector for one day in february 1992 and are log normally distributed. This distribution is in agreement with many other published data on radon exposure (21-23). The arithmetic and geometric mean are respectively 116 and 68 Bq/m³. The highest value measured by this method in an individual house, was 1625 Bq/m³. Only a small proportion of the radon concentrations measured in the dwellings in the township of Visé, is above 400 Bq/m³. Due to this indoor radon concentration range it appeared feasible to construct an exposure gradient from high to low levels of indoor radon exposure for the follow up study. 24 subjects living in the township of Visé have participated in the follow up study.

The domestic radon concentrations were once again determined in these 24 dwellings by means of a time integrated alpha track detector for three months. Indoor radon measurements by means of short-term charcoal detectors versus time integrated alpha track detectors in these selected dwellings correlate significantly ($r = 0.56, p < 0.05$). We like to stress that in our view, long term radon concentration measurements applying time integrated alpha-track methodology, still are necessary for a reliable selection of subjects exposed to relatively high indoor radon levels ($> 300 \text{ Bq/m}^3$). However, short term tests may be used for screening in order to determine if additional tests are needed. Time integrated measurements are furthermore required for accurate dose calculations (24).

Biomarker analyses

Table 1 summarizes the indoor radon exposure and the cytogenetic endpoints, chromosome aberrations, sister chromatid exchange frequency and micronuclei frequency in peripheral lymphocytes of 24 subjects exposed to indoor radon in the township of Visé presently being studied. The first results of this follow up study on genetic biomarkers indicative for DNA damage and indoor radon exposure show that there is no relation between domestic radon exposure and the occurrence of sister chromatid exchanges, chromosome aberrations and micronuclei frequency in peripheral lymphocytes of the exposed subjects. No interaction between known confounders as subjects age, smoking habits, alcohol and coffee consumption, use of medicine and occupational exposure and the induction of micronuclei and chromosome aberrations in peripheral lymphocytes appear to occur. However, a significant positive correlation is found between cigarette smoking and the SCE-frequency in peripheral lymphocytes of the exposed population ($R = 0.498, p < 0.05$).

The hypothesized adverse health effect of radon in the general population has not been directly demonstrated in this study. In the study of Pohl-Ruhling the chromosome aberrations in peripheral lymphocytes of people exposed to natural radioactivity, appear to follow a non linear dose-response relationship. The doses have been accumulated over a 6 month period and range from 0.6-12 mGy (15). In the present study, no relation is however found between chromosome aberrations in peripheral lymphocytes and indoor radon exposure (range 50-3300 Bq/m^3) in people living in the township of Visé. In view of these rather low radon doses, chromosome aberration frequencies are expectingly relatively low. Many metaphases have to be scored for the presence of chromosome aberrations, for obtaining

significant differences between the different dose groups. Pohl-Ruhling have pooled the results from test persons receiving similar doses, thereby scoring more than 500 metaphases (15).

Conclusions on the linearity of the dose response relationship between individual chromosome aberrations in peripheral lymphocytes and radon exposure are therefore not possible.

A positive significant correlation between peripheral lymphocyte *hprt* mutation frequency and domestic radon exposure in Somerset, UK has been found by Bridges et al. (17). In the beginning of next year we will have obtained our *hprt* mutation frequency results and we will be able to elaborate on this topic.

CONCLUSION

In summary, in the previous feasibility study (18) as well as the presented follow up study no increases have been found in the frequency of micronuclei, sister chromatid exchanges and chromosome aberrations in peripheral lymphocytes of the exposed population to domestic radon, indicating no increased risk for DNA damage in this tissue at these particular exposure levels.

Conclusions on the linearity of the dose response curve between DNA-damage and radon exposure and the implications for current risk assessment models are for this moment premature.

Acknowledgement

We thank C. Puts, environmental officer, township of Visé, Belgium for the opportunity of providing the 420 addresses in the township of Visé.

Table 1: Sister chromatid exchange frequency (SCE/cell), chromosome aberrations (CA/cell) and micronuclei frequency (MN/1000 CB cells) in peripheral lymphocytes of the Visé population exposed to indoor radon

Cytogenetic biomarkers				
Subject	Radon exposure level	SCE/cell	CA/cell	MN/1000 CB cells
(age/sex)	(Bq/m ³)	(± sd)		(± sd)
1 (39/M)	50	6.16 (± 2.59)	0.00	18 (± 2.5)
2 (39/F)	55	6.04 (± 2.61)	0.00	15 (± 1.5)
3 (41/F)	55	6.86 (± 2.49)	0.02	24 (± 6.0)
4 (45/M)	55	6.73 (± 2.55)	0.00	16 (± 0.5)
5 (55/F)	65	8.77 (± 4.06)	0.01	16 (± 3.5)
6 (21/F)	70	6.21 (± 2.98)	0.00	6 (± 0.5)
7 (32/F)	70	6.53 (± 2.89)	0.02	22 (± 4.0)
8 (46/F)	70	8.00 (± 3.51)	0.00	18 (± 1.5)
9 (48/M)	75	-	0.00	11 (± 3.0)
10 (28/M)	85	6.79 (± 2.16)	0.01	-
11 (41/F)	100	6.60 (± 3.13)	0.02	18 (± 0.5)
12 (45/M)	105	6.05 (± 2.26)	0.00	16 (± 3.0)
13 (28/M)	110	5.75 (± 2.20)	0.03	13 (± 2.5)
14 (47/F)	125	7.43 (± 3.19)	0.00	14 (± 1.0)
15 (42/M)	195	6.67 (± 2.59)	0.00	14 (± 5.5)
16 (33/F)	225	6.71 (± 3.42)	0.00	15 (± 2.5)
17 (47/M)	225	8.43 (± 3.02)	0.02	24 (± 0.5)
18 (37/F)	240	6.81 (± 2.21)	0.01	27 (± 0.5)
19 (28/F)	265	5.48 (± 2.04)	0.01	29 (± 1.5)
20 (20/F)	330	7.51 (± 2.56)	0.02	10 (± 0.5)
21 (40/M)	480	6.58 (± 2.09)	0.03	20 (± 0.5)
22 (48/M)	500	6.28 (± 3.14)	0.01	25 (± 0.5)
23 (52/M)	510	6.60 (± 2.77)	0.00	10 (± 1.5)
24 (26/M)	3330	6.56 (± 2.84)	0.01	12 (± 0.5)

REFERENCES

- 1 Zhen, X.X. c.a. Health Physics, vol 64, n° 2, 1993, 121-131
- 2 Seevc, J.c.a. Health Physics, vol 64, n°4 ,1993, 355-369
- 3 Kusiak, R.A.c.a. British Journal of Industrial Medicine, vol 50, 1993, 920-928
- 4 Samet, J.M. Health Physics, vol 61, n° 6, 1991, 745-752
- 5 Biberman, R.c.a. Archives of Environmental Health, vol 48, n° 4, 1993, 209-212
- 6 Svensson, C.c.a. Cancer Research, vol 49, 1989, 1861-1865
- 7 Schoenberg, J.B. c.a. Cancer Research, vol 50, n° 15, 1990, 6520-6524
- 8 Blot, W.J. c.a. Journal of the National Cancer Institute, vol 82,n° 12, 1990, 1025-1030
- 9 Lees, R.E.M. c.a. International Journal of Epidemiology, vol 16, n° 1, 1987, 7-12
- 10 Lubin, c.a. Health Physics, vol 65, n° 5, 1993, 529-531
- 11 Vaas, L.H. c.a. Basisdocument Radon, RIVM, 710401014, 1991 (in Dutch)
- 12 Henshaw, D.L. c.a. The Lancet, vol 335, 1990, 1008-1012
- 13 Lucie, N.P. The Lancet, 1989, 99-100
- 14 Viel, J. International Journal of Epidemiology, vol 22, n° 4, 1993, 627-631
- 15 Pohl-Ruhling, J. Berzelius Symposium XV, 1988, 103-111
- 16 Bandom, W.F. c.a. Radiation Research, vol 76, 1978, 159-171
- 17 Bridges, B.A. c.a. The Lancet, vol 337, 1991, 1187-1189
- 18 Albering, H.J. c.a. The Lancet, vol 340, 1992, 739
- 19 Dean, B.J., Danford, N. In: Venit, S., Parry, J.M., eds. Mutagenicity testing, Oxford, IRL, Press, 1984, 187-232
- 20 Fenech, M. c.a. Mutation Research, vol 147, 1985, 29-37
- 21 Lubin, J.H. c.a. Health Physics, vol 57, n° 3, 1989, 417-427
- 22 Put, L.W.c.a. The Science of The Total Environment, 45, 1985, 441-448
- 23 Schier, H. c.a. The Science of The Total Environment, 45, 1985, 307-310
- 24 Quindos, L.S. c.a. Health Physics, vol 61, n°4, 1991, 539-542

Samenvatting

De bepaling van het kankerrisico voor de mens blootgesteld aan Radon werd onderzocht aan de hand van vier cytogenetische biomarkeerders voor genetische schade. De perifere lymphocyten van 24 inwoners van Visé, België, werden op deze genetische markeerders onderzocht.

De Radon binnenshuiskoncentraties schommelde tussen 50 en 3330 Bq m⁻³.

Er kon geen correlatie vastgesteld worden tussen lymphocyte zusterchromatied uitwisseling, chromosomale aberraties en frequentie van microkernen enerzijds, en de Radon concentraties anderzijds, wat erop wijst dat het DNA van de perifere lymphocyten niet negatief is beïnvloed.

Résumé

La détermination du risque de cancer chez l'homme par une exposition au radon est évaluée au moyen de quatre indicateurs cytogéniques du dommage génétique. L'analyse a été effectuée sur les lymphocytes périphériques de 24 habitants de Visé en Belgique. La concentration en radon dans les logements variait de 50 à 3330 Bq m⁻³. Il n'a pas été observé de corrélation entre ces concentrations et l'incidence des échanges de chromatides soeurs des lymphocytes, des aberrations chromosomiques ou de la fréquence de micronoyaux dans les lymphocytes périphériques. Ceci indique que l'ADN des lymphocytes périphériques n'est pas affecté par les concentrations de radon.

Induction of lung cancer in rats by exposure to radon and radon daughters in rats

G. Monchaux, J.R Morlier, M. Morin and R. Masse.

Laboratoire de Cancérologie Expérimentale, CEA-DSV-DPTE-STCE,
BP 6, 92265 Fontenay aux Roses Cedex, France.

Abstract

It has been previously established that lung cancers could be induced in rats by exposure to radon and radon daughters. Most of these tumours were found to exhibit the same histological pattern than lung squamous cell carcinomas and primitive lung adenocarcinomas observed in human. A dose-effect relationship was established for cumulative doses varying from 25 to 3000 Working-Level-Months (WLM) which was very similar for medium and high cumulative doses to that observed in uranium miners. In opposition, in rats exposed at a low cumulative dose of 25 WLM delivered at a few dose rate, the incidence of lung cancer was identical to that observed in controls. A protocol was also used to estimate the potential cocarcinogenic effects of other environmental or industrial pollutants such as tobacco smoke, mineral fibres, diesel exhausts or minerals from metallic ore mines which may act synergistically with radon exposure.

1. Introduction

This paper summarizes the main experimental results obtained in our laboratory over the last twenty years in rats exposed to radon and its decay products. The IARC (1) has stated that there is *sufficient evidence* for the carcinogenicity of radon and its decay products both in humans and in experimental animals. An increased incidence of pulmonary neoplasms has been observed in humans in different groups of underground miners: uranium miners (2-6), iron miners (7, 8) and other miners (9, 10) especially in cigarette smokers (11-13), suggesting that co-carcinogenic mechanisms may be involved in the pathogenesis of such neoplasia.

In experimental animals, it has also been established both by Pacific Northwest Laboratory (PNL) in the USA and COGEMA and CEA in France that lung cancers can be induced in dogs (14) and rats (15, 16) by exposure to radon and its daughters. Experimentally, a co-carcinogenic effect results in increased tumor rates after combined administration of the potential cocarcinogens (17). As combined exposure to various carcinogens is very common in some mine environments, the potential cocarcinogenic effects of environmental or industrial airborne pollutants such as tobacco smoke, mineral fibres, diesel exhausts or minerals from metallic mine ores were studied in rats in combination with radon exposure.

2. Radon and radon daughters exposure

2.1. Inhalation of radon and radon daughters

All the experiments reported in this paper were performed using the inhalation facilities of the Laboratoire de Pathologie Pulmonaire Expérimentale (LPPE), COGEMA, Razès, France. These consisted of two inhalation chambers, 10 m³ each, previously described (15), allowing the simultaneous exposure of up to 250 rats in each chamber. Usually, these inhalation facilities were operated under static conditions with no forced air circulation. Under these experimental conditions, equilibrium between radon and radon daughters was found to decrease according to the number of animals exposed within the chambers (18).

2.2. Animals

All the experiments were performed on outbred SPF Sprague-Dawley rats, OFA strain, purchased from IFFA-CREDO (France). In this strain, an excess of thyroid carcinomas was observed, but the spontaneous incidence of cancers according to age was very similar to that observed in humans (19). Moreover, the incidence of spontaneous lung cancers was very low. In our series, only 6 lung carcinomas among 847 control male rats (0.7%) and no lung carcinomas among 150 control female rats (0 %) were observed.

2.3. Induction of lung carcinomas. Dose-effect relationship

It was previously demonstrated that inhalation of ²²²Rn and its decay products at various cumulative doses induced lung cancer in rats (15, 20). Most of the tumors were found to exhibit a histological pattern similar to human lung squamous cell carcinomas and primitive lung adenocarcinomas (21-24). Unlike human lung tumors which are of bronchial origin, lung tumors observed in rats originate from

terminal and respiratory bronchioles and the deep lung, even they arise from the bronchial tree cells. It is noteworthy that squamous cell carcinomas observed in rats after radon exposure were very similar to those observed in humans (25).

The incidence of lung carcinomas in rats exposed to radon and radon daughters increased with the cumulative dose to exposure. The incidence of lung carcinomas increased for cumulative exposures up to 3000 Working-Level-Months (WLM) and decreased thereafter (figure 1). For medium and high cumulative doses, i.e, corresponding to from 200 to 3000 WLM, this pattern was very similar to that observed in uranium miners in which effects are observed above 120 to 360 WLM (26). At low cumulative doses, 11 lung carcinomas among 496 rats exposed at 25 WLM (2.2%) and 19 among 497 rats exposed at 50 WLM (3.8%) were observed in our series. A significant correlation between human and experimental data has been previously emphasized (20).

The influence of exposure rate at low doses on lung carcinoma induction in rats after radon exposure was recently pointed out. Chronic radon exposure of 25 WLM, protracted over a 18 months period, at an alpha potential energy of 2 WL (0.042 mJ.m^{-3}), resulted in fewer lung carcinomas in rats than a similar exposure of 25 WLM protracted over 4 to 6 months at a potential alpha energy of 100 WL (2 mJ.m^{-3}) (27, 28).

2.4. Extrapulmonary tumors

After inhalation, radon gas is solubilized and contributes to the whole body irradiation (29). It has been assumed that doses delivered to the rest of the body are lower by at least one order of magnitude than lung doses. Although this contribution to effective dose remains low, it may result in extrapulmonary tumors, especially in the kidneys which are the most irradiated tissue in terms of averaged doses. In this respect, a slight non significant increased incidence of kidney carcinomas has been reported in rats after radon exposure (30). In female rats, especially in the Sprague-Dawley strain, mammary tissue seems to be the major extrapulmonary target tissue after radon exposure. A significant excess of lung carcinomas occurred after 1600 WLM radon exposure in male rats (47% vs. 0.7% in controls). and to a lesser extent in females (28% vs. 0% in controls). By contrast, highly significant excesses of mammary tissue carcinomas were observed in females (78% vs. 30% in controls), whereas no cases were observed in exposed and control male rats (20). These findings were not unexpected owing to the very high sensitivity to high linear energy transfer (LET) radiations of the mammary gland in the Sprague-Dawley strain (29).

2.5. Survival times. Latency period

As with other types of radiation, radon exposure did not only increase the incidence of malignant tumors, but also shortened lifespans and tumor latency periods, depending on the dose. Survival times of rats with lung carcinomas, preneoplastic lesions and pulmonary benign tumors decreased when the cumulative exposure increased (figure 2), but no significant difference was observed between malignant and benign tumor-bearing rats.

In the same way, latency periods decreased when the age at exposure increased. For a cumulative exposure of radon and its daughters of 1000 WLM, the older the rats at the beginning of exposure, the shorter the latency period for the occurrence of lung carcinomas (figure 3). On the other hand, whatever the age at the beginning of exposure, lung carcinomas occurred roughly at the same age, i.e, between 800 and 900 days after birth.

3. Combined effects of radon and other airborne pollutants

The experimental protocol of radon exposure was also used to study the potential cocarcinogenic effects of other environmental or industrial airborne pollutants such as tobacco smoke, mineral fibres, diesel exhausts or minerals from metallic mine ores which may act synergistically with radon exposure, in relation with the possibility of combined exposure for workers in different industries.

3.1. Tobacco smoke

The first experiments were carried out to investigate the effects of inhalation of radon and daughters at various cumulative doses, before or after various passive cumulative tobacco smoke exposures (31), and using cigarettes with or without filters. No lung carcinomas were observed among a group of 45 rats subjected to a 350-hour tobacco smoke passive exposure. However alveolitis with aggregated macrophages containing tar dense bodies and alveolar and bronchiolar metaplasias were observed in this group.

For a 1000 WLM radon exposure, the incidence of lung carcinomas was slightly lower in rats exposed to tobacco smoke before radon exposure than in rats exposed to radon alone (Table 1), but the distribution of the different histological types of tumors were similar in the 2 groups. By contrast, a highly significant excess of lung carcinomas, mainly of the squamous cell type, was observed in the group exposed to tobacco smoke after radon exposure. In this group, the incidence of lung carcinomas was multiplied by a factor of about 4 compared with the group exposed to radon alone.

For a 350-hour passive tobacco smoke exposure, the incidence of lung carcinomas increased with the cumulative dose of radon (Table 2). The

incidence of lung carcinomas was twofold higher in the group exposed to radon 1600 WLM and tobacco smoke for 350 hours combined than in the group exposed to radon 1600 WLM only. For a cumulative dose of radon and its daughters corresponding to 1600 WLM, the incidence of lung carcinomas increased with the cumulative exposure to tobacco smoke. The synergistic effect of combined exposure to radon and tobacco smoke decreased when the cumulative exposure to tobacco smoke decreased. The induction of lung carcinomas was less efficient in rats exposed to tobacco smoke produced by cigarettes with filters than in those exposed to cigarettes without filters. As shown in Figure 4, the rates of lung carcinomas were higher in the groups exposed to radon and tobacco smoke combined than in the group exposed to radon alone, the incidence being lower in the group exposed to filtered cigarettes than in the group exposed to unfiltered cigarettes. In the group exposed to radon and cigarettes with filters, adenocarcinomas prevailed, but the proportion of this type of tumor was identical to that observed in the radon exposed group. The increased incidence of lung carcinomas in this group was related to a relative increased incidence of squamous cell carcinomas. In the group exposed to radon and cigarettes without filters, squamous cell carcinomas were widely prevalent. Primitive bronchopulmonary and pleural neoplasms were staged according to the following classification, derived from the tumor-node-metastasis (TNM) classification (32): T 1, presence of a tumor less than 2mm in diameter; T 2, presence of a tumor 2 to 5 mm in diameter; T 3, presence of a tumor 5 to 10 mm in diameter; T 4, presence of a tumor exceeding 10 mm in diameter; P 1, spread to the pleura; N 1, lymph node involvement; M 1, metastasis outside the thoracic cavity; M 2, intrapulmonary metastasis or presence of several tumors in the lungs, and M 3, association of M 1 and M 2. Primitive pleural tumors were classified according to the above systems. When a pleural tumor was isolated, it was classified as P 1. This procedure enabled a formula to be established allowing the simple classification and comparison of each histological specimen.

In rats exposed to radon and tobacco smoke combined, for the same radon exposure, the incidence of lung carcinomas was widely increased in the group exposed to radon and tobacco smoke compared with the group exposed to radon only. Tumors observed in the groups exposed to radon and tobacco smoke were larger and more invasive than in the groups exposed to radon alone (Table 3). These tumors also spread more to the pleura and the presence of intrapulmonary metastases or of several tumors in the lung was observed.

For the same radon exposure, the mean latency period of lung carcinomas was shortened in the group exposed to radon and then to tobacco smoke compared with the group exposed to radon alone, i.e, 682 days and 748 days respectively at 200 WLM radon exposure. For an identical tobacco smoke exposure of 350

hours, the mean latency period was shortened according to the cumulative dose due to radon exposure, i.e, 600 days in the 1600 WLM group and 682 days in the 200 WLM group.

All these results showed a clear cocarcinogenic effect of exposure to radon and radon daughters and tobacco smoke in rats. However, an inverse effect has been reported in beagle dogs in which cigarette smoke exposure has been shown to suppress radon daughter-induced respiratory carcinomas (14, 33). Such a discrepancy might be related to the experimental exposure design.

In Pacific Northwest Laboratory (PNL) experiments, beagle dogs were exposed to cigarette smoke and radon daughters alternatively the same day, whereas in our experiments rats were first exposed to radon daughters and then to tobacco smoke. Moreover, it has been suggested that cigarette smoke exposure might have play a protective role in dogs exposed both to radon daughters and cigarette smoke, by increasing the mucus production and thus protecting underlying target cells from α irradiation (33, 34).

3.2. Mineral fibres

This experimental protocol was also used to study the potential cocarcinogenic effects of radon and mineral fibres. Acid-leached chrysotile fibres were shown to exhibit less carcinogenic activity *in vivo* than untreated fibres (35, 36). Since the mesothelial cells are considered as target cells for the carcinogenicity by mineral fibres, this experiment was designed to investigate the potential synergistic action of different kinds of unleached or acid-leached asbestos fibres and other mineral dusts injected into the pleural cavity of rats after previous inhalation of radon and its daughters (37). In these experiments, 60 rats exposed to radon 3000 WLM were used as controls, and 10 groups of 10 rats were injected intrapleurally with 2 mg of mineral dust, unleached or leached asbestos fibres, glass fibres and 2 varieties of quartz, 2 weeks after the end of radon exposure 3000 WLM.

In the 157 rats examined microscopically, 83 malignant thoracic tumors were observed: 17 out of 60 animals (28%) in the group of rats which inhaled radon alone, and 66 out of 97 animals (68%) in the group given an intrapleural injection of mineral dust. These tumors were differentiated into lung carcinomas and pleural tumors (Table 4). Lung carcinomas were differentiated into squamous cell carcinoma, bronchioloalveolar carcinoma and adenocarcinoma. Some tumors displayed mixed patterns which combined squamous cell and adenocarcinoma and were classified as mixed pattern. Pleural tumors were differentiated into typical mesothelioma and combined pulmonary pleural tumors. These consisted of lung carcinoma, of the squamous cell, bronchioloalveolar or adenocarcinoma type. These tumors exhibited a mesothelial pattern when they spread to the serosal surface of the pleura. This did

not allow us to distinguish primitive tumors of the pleura from an extension to the pleura of a pulmonary tumor which mimics the histological pattern of a mesothelioma.

Lung carcinomas, mainly of the squamous cell and bronchioloalveolar types, occurred in all groups. No pleural tumors were observed in rats which inhaled radon only. Typical mesothelioma only occurred in the group of rats injected with asbestos fibres, whereas combined pulmonary pleural tumors were observed both in rats injected with the different mineral fibres, i.e, leached or unleached asbestos and glass fibres, and with the two varieties of quartz. The proportion of lung cancer rose from 28% in rats which inhaled radon only to 68% in those given an intrapleural injection of mineral dust after radon inhalation, demonstrating the synergistic effect of this type of insult.

The carcinogenicity of asbestos at the level of the pleura was amplified when intrapleural inoculation of dusts was given after previous inhalation of radon and its daughters. In rats inoculated with 2 mg of asbestos after previous inhalation of radon, the proportion of pleural tumors was in the same range, about 50%, as after the inoculation of 20 mg of these dusts alone. The fact that typical mesothelioma occurred only in rats intrapleurally inoculated with asbestos fibres must be related to some specific effect of fibrous dusts. Moreover, acid-leached chrysotile, previously demonstrated to be less carcinogenic than untreated chrysotile after intrapleural injection in the rat, was associated with a low incidence of mesotheliomas: none in the group of animals injected with oxalic acid-leached chrysotile and 2 pleural tumors (one mesothelioma and one combined pulmonary pleural tumor) in the group inoculated with hydrochloric acid-treated chrysotile. In the group inoculated with JM 104 glass fibres, no mesothelioma was found, but 2 combined pulmonary pleural tumors were observed.

The increased incidence of pulmonary malignancies when radon and dusts were associated by comparison to radon alone suggests a synergistic effect between radon and dusts, whatever the type, fibrous or not. This was noted even in the groups of rats inoculated with two different samples of quartz: the proportion of lung cancers and combined pulmonary pleural tumors being higher in these animals than in those which inhaled radon alone. However no mesothelioma occurred.

In the rats injected intrapleurally with mineral dust, pleural tumors, including both typical mesotheliomas and combined pulmonary pleural tumors were mostly large (T3, T4) whereas bronchopulmonary carcinomas were fairly evenly distributed among the small (T1, T2) and most invasive (T3, T4) tumors, as shown in table 5.

As regards survival times, the limited number of rats in the different groups of rats injected with mineral dusts, made comparison between these groups unreliable. Rats with mesothelioma had a shorter survival time than those with

combined pulmonary pleural tumors, whose lifespan was in turn shorter than that of rats with bronchopulmonary carcinoma, suggesting noticeable differences in survival depending on the histological types of tumors (Fig. 5).

Thus, combined exposure to radon and mineral fibres resulted in an additive cocarcinogenic effect, showing grossly about one third of lung carcinomas which could be related to radon exposure, about one third of typical pleural mesothelioma which could be related to fibre exposure and another third of combined pulmonary pleural tumors which could be related to the combined effect of radon and mineral dusts at the level of the pleura.

3.3 Diesel exhaust

The use of diesel-powered vehicles is steadily increasing worldwide, including that in uranium mines. Among the numerous epidemiological studies on diesel-exhaust exposed populations, only two, a case control study (38) and a retrospective cohort study in railroad workers (39), showed significant association between diesel exhaust inhalation and lung cancer, suggesting that occupational exposure to diesel exhausts results in a small but significant excess risk of lung cancer. Experimentally, some evidence of a carcinogenic effect was previously reported in rats after exposure to diesel exhausts containing high concentrations of diesel soot particles for periods of up to 2 years (40-42).

The potential synergistic effects of diesel exhausts were investigated in rats after previous exposure to radon and radon daughters (43). Three groups of 50 rats each were used. Group 1 was exposed to radon alone; group 2 was first exposed to radon, and one month after the end of radon inhalation, to diesel exhausts; group 3 was exposed to diesel exhausts only. Rats were exposed to radon and its decay products at a cumulative dose corresponding to 1000 WLM. Diesel exhaust exposure was performed at high concentrations, but with a limited exposure duration to allow comparison with experiments in rats exposed first to radon and then to tobacco smoke. Thus rats were exposed to the exhausts produced by a diesel-powered engine vehicle used in the Razès uranium mines for 5 hours a day, 5 days a week, for 3 months (300 hours). The CO concentration was adjusted to 20-25 ppm and the diesel particulate burden, to 4-5 mg/m³.

Histopathologic analysis of the 3 groups of 50 rats revealed a total of 28 malignant thoracic tumors in 25 animals. These tumors were differentiated into lung carcinomas, squamous cell carcinoma, bronchioloalveolar carcinoma, adenocarcinoma and pleural mesotheliomas. The incidence of each histological type of tumor in the different groups of exposed rats showed that lung carcinomas occurred in all groups (Table 6), but only one pleural mesothelioma with a fibrosarcomatous pattern was observed in the group exposed to both radon and diesel exhausts. A slight but non significant increase in the incidence of

thoracic tumors was observed in rats after combined exposure to radon and diesel exhausts compared to rats exposed to radon alone. The proportion of rats with thoracic tumors rose from 20% in the group which inhaled radon only to 28% in the group exposed to radon and diesel exhausts combined, but there was only one pleural mesothelioma in the latter group. The proportion of rats with lung carcinomas was 20% in the group exposed to radon alone, but 26% in that exposed to radon and diesel exhausts combined. However, the number of lung carcinomas was identical in both groups: 13 lung carcinomas among 10 of the rats in the group exposed to radon alone, and 13 among 13 of the rats in the group exposed to radon and diesel exhausts.

In the classification of tumors according to the TNM system (Table 7), the pleural mesothelioma observed in the group exposed to radon and diesel exhausts was classified as P1, but was not included in the table. The lung carcinoma observed in the group exposed to diesel exhausts only was classified T 2 and spread to the pleura. Similar degrees of tumor extension were observed among the lung carcinomas in the groups respectively exposed to radon only and to radon and diesel exhausts. However, there were more tumors which had spread to the pleura, and were classified as P 1, and more intrapulmonary metastases or multiple lung tumors classified as M 2 in the group exposed to both radon and diesel exhausts than in the group exposed to radon only.

Mean survival times were not noticeably different among animals bearing lung carcinomas (Table 8), whatever the type of exposure. Rats with no thoracic tumors had shorter survival times than those with lung carcinomas, as previously reported for rats exposed to various doses of radon and its daughters (20). Surprisingly, the rats with lung squamous cell carcinoma and lung adenocarcinoma which were exposed to radon only had shorter survival times than those exposed to radon and diesel exhausts. The one rat with a pleural mesothelioma had a shorter survival time than the rats with lung carcinomas.

These results showed that exposure to diesel exhausts only did not increase the incidence of lung cancer in rats. Combined exposure to radon and diesel exhausts induced a non significant increase in the incidence of lung carcinomas compared to exposure to radon alone. They did not demonstrate that inhalation of diesel exhausts either alone or after previous radon inhalation has a clearly carcinogenic or cocarcinogenic effect.

3.4. Minerals from metallic mine ores

It has been suggested that the carcinogenic activity of some inorganic materials might be related to their surface reducing properties allowing the formation of activated species of oxygen (44). The potential carcinogenic or cocarcinogenic role of 4 minerals present in the ores of metallic mines (nemalite, a contaminant of Quebec chrysotile, biotite, present in many granites and in the French uranium

ore, iron pyrite, present in various iron and gold ores, and used here after air-ageing of the powder, and finally iron-rich chlorite, present in iron, tungsten and gold ores), was studied in rats, either alone or after radon exposure, in relation with potential combined exposure for workers in some of these mines.

Five groups of 30 rats each were given 4 intratracheal instillations of mineral dust, 10 mg each, suspended in phosphate buffered saline (PBS) and five other groups of rats were given 4 intratracheal injections of the same mineral dusts, one month after the end of a 1000 WLM radon exposure. In control rats treated by PBS buffer only, 2 lung carcinomas were observed, a squamous cell carcinoma and an adenocarcinoma. In the groups treated by mineral dust alone, only lung carcinomas were observed: a squamous cell carcinoma in the group treated by air-aged iron pyrite and an adenocarcinoma in the group treated by chlorite (Table 9). In the group exposed to radon and PBS buffer, 9 lung carcinomas were observed among 5 rats. In the groups treated by mineral dusts after previous radon inhalation exposure, lung carcinomas but also one pleural mesothelioma were observed. A slight non significant increase in the incidence of lung carcinomas was observed in rats exposed to both radon and minerals. especially, nemalite, air-aged iron pyrite and chlorite compared to rats exposed to radon and PBS buffer. The occurrence of a pleural mesothelioma in the group exposed to biotite might be related to a specific carcinogenic effect of mineral dust at the level of the pleura. In the groups injected with mineral dusts after radon exposure, lung carcinomas were mostly large and more invasive and classified as T3 and T4 compared with those observed in the group treated by radon and PBS buffer (table 10). There were also more tumors which had spread to the pleura, and were classified as P 1, and more intrapulmonary metastases or multiple lung tumors classified as M 2 in the group exposed to both radon and mineral dusts than in the group exposed to radon and PBS buffer.

In control rats exposed to PBS buffer alone, survival times of rats with lung carcinomas were not shortened compared with those without thoracic tumors (Table 11). In the groups exposed to mineral dusts alone, survival times of rats with squamous cell carcinomas were markedly shortened compared with controls. In the groups of rats exposed to radon and mineral dusts, rats with no thoracic tumors had shorter survival times than those with lung carcinomas, as previously reported for rats exposed to various doses of radon and its daughters. However, survival times of rats with very large and invasive squamous cell carcinoma were markedly shortened compared with controls.

Conclusion

These studies showed that lung carcinomas can be induced in rats by exposure to radon and its daughters. A dose-effect relationship was established for cumulative doses corresponding to exposures varying from 25 to 3000 WLM. An

excess of lung cancer was observed in rats exposed to cumulative doses similar to those to which uranium miners are exposed, but only at high dose rate. For low doses, exposure at low dose rates resulted in fewer induced lung carcinomas than similar exposure at higher dose rates. In male rats, radon exposure induced mainly lung carcinomas and few extrapulmonary tumors, whereas in females, for the same radon exposure, only few lung carcinomas but a markedly increased incidence of mammary tissue adenocarcinomas were observed.

These results also demonstrated the potential cocarcinogenic action of various environmental or industrial airborne pollutants combined with radon exposure, showing either a multiplicative, an additive or no effect. The strongest cocarcinogenic effect was shown by combined exposure to radon and then to tobacco smoke. Cocarcinogenic effects resulted in an increased incidence of lung carcinomas, mainly of the squamous cell type. These results also pointed out the validity of this "radon model" to investigate possible interactions between two occupational exposures. The interest of such an experimental model for risk assessment should be emphasized since human industrial occupational exposures are nearly always not single but multiple exposures.

Table 1. Incidence of the different histological types of lung carcinoma in rats exposed to tobacco smoke before or after radon exposure.

	Number of rats with lung carcinoma	Proportion (%) of lung carcinoma	Squamous cell carcinoma	Bronchioloalveolar carcinoma	Adenocarcinoma
Tobacco smoke (350 hours) before Radon (1000 WLM)	8	16	3	1	4
Radon only (1 000 WLM)	11	22	3	1	7
Tobacco smoke (350 hours) after Radon (1 000 WLM)	39	78	30	3	7

Each experimental group comprised 50 rats WLM: working,-level-month

Table 2. Incidence of lung carcinomas after combined exposure to radon and tobacco smoke according to the cumulative dose of radon and progeny and to the cumulative exposure to tobacco smoke.

	Number of rats	Number of lung carcinomas	Proportion of lung carcinomas
Radon exposure only (40 WLM)	21	1	5
Tobacco smoke (350 hours) after radon exposure (40 WLM)	27	1	3.5
Radon exposure only (200 WLM)	63	7	11.
Tobacco smoke (350 hours) after radon exposure (200 WLM)	75	16	21
Radon exposure only (1 600 WLM)	208	81	39
tobacco smoke (100 hours) after radon exposure (1 600 WLM)	138	106	77
Radon exposure only (1 600 WLM)	30	7	23
Tobacco smoke (100 hours) after radon exposure (1 600 WLM)	35	11	31
Radon exposure only (1 600 W LM)	74	22	30
Tobacco smoke (60 hours) after radon exposure (1 600 WLM)	64	19	30
Radon exposure only (1 600 WLM)	30	7	23
Tobacco smoke (30 hours) after radon exposure (1 600 WLM)	35	1	3

Table 3. Incidence of lung carcinomas in rats according to the TNM system, after combined exposure to radon and tobacco smoke (350 hours).

TNM classification	Radon (40 WLM)		Radon (200 WLM)		Radon (1600 WLM)	
	only	+tobacco smoke	only	+tobacco smoke	only	+ tobacco smoke
TI	1	0	2	1	2	2
T2	0	1	0	3	4	4
T3	0	0	0	2	5	6
T4	0	0	0	2	6	22
Proportion (%) of rats with lung carcinomas	5	3.5	11	21	39	77
P 1	0	0	0	6	10	20
N 1	0	0	0	1	1	7
M 1	0	0	0	0	0	0
M 2	0	0	0	1	4	16
M 3	0	0	0	0	0	1

Table 4. Incidence of the different histological types of tumor in the different groups of rats exposed to radon and mineral dust.

	Bronchopulmonary carcinoma			Pleural tumors			Total number of rats with tumors
	SCC	BAIVC	AdC	MixP	CPPT	TM	
Radon 3000 WLM only	10	4	0	3	0	0	17/60
<u>Radon 3000 WLM + mineral dust</u>							
Chrysotile	1	0	1	0	2	2	6/9
Oxalic acid-leached chrysotile	8	0	1	0	0	0	9/9
Hydrochloric acid-leached chrysotile	3	2	0	0	1	1	7/9
Crocidolite	2	1	0	2	0	3	8/10
Oxalic acid-leached crocidolite	1	0	2	0	3	1	7/10
Amosite	1	1	2	0	2	2	8/10
Oxalic acid-leached amosite	1	1	1	0	0	2	5/10
JM 104 glassfibres	0	3	1	0	2	0	6/10
DQ 12 quartz	2	0	1	1	2	0	6/10
BRGM quartz	0	1	0	0	3	0	4/10

SCC: squamous cell carcinoma

BAIVC :bronchioloalveolar carcinoma

AdC: adenocarcinoma

MixP: mixed pattern

CPPT: combined pulmonary pleural tumors

TM: typical mesothelioma

Table 5. Classification of tumors according to the TNM system and histological type in rats exposed to radon and mineral dust

TNM classification	Broncho-pulmonary carcinoma	Broncho-pulmonary carcinoma	Mixed pleural tumor	Typical mesothelioma
	Radon 3000 WLM only	Radon 3000 WLM + mineral dust		
T 1	1	10	0	0
T 2	2	7	1	0
T 3	3	5	2	1
T 4	11	18	12	10
P 1	13	27	15	11
N 1	3	1	3	1
M 1	0	0	0	0
M 2	8	14	14	9
M 3	0	0	0	0

Table 6. Incidence of the different histological types of malignant thoracic tumor in rats after exposure to radon and diesel exhausts.

	Bronchopulmonary carcinoma			Pleural tumors	Total number of rats with tumors
	Squamous cell carcinoma	Bronchiolo alveolar carcinoma	Adeno carcinoma	Pleural mesothelioma	
* Radon only(1000 WLM)	3	2	8	-	10
* Radon (1000 WLM) and diesel exhausts	2	2	9	1	14
* Diesel exhausts only		1			1

* Each experimental group comprised 50 rats

TNM: tumor, node, metastasis

WLM: working-level-month

Table 7. Incidence of bronchopulmonary carcinomas according to the TNM system in rats after exposure to radon and diesel exhausts.

TNM classification	Radon (1000 WLNL) only	Radon (1000 WLIM) and diesel exhausts	Diesel exhausts only
T 1	2	-	-
T 2	5	7	1
T 3	4	4	-
T 4	2	2	-
P 1	1	5	-
N 1	-	-	-
M 1	-	-	-
M 2	1	5	-
M 3	-	-	-

Each experimental group comprised 50 rats

TNM: tumor, node, metastasis

WLM: working-level-month

Table 8. Mean survival times (days) of rats (+ standard deviation) according to histological tumor type, after exposure to radon and diesel exhausts.

	Bronchopulmonary carcinoma			Pleural tumors	No thoracic tumor
	Squamous cell carcinoma	Bronchiolo alveolar carcinoma	Adeno carcinoma	Pleural mesothelioma	
Radon only (1 000 WLM)	704±83	765±6	692±70	-	631±137
Radon and diesel exhausts (1 000 WLM)	768±28	689±44	771±76	611	643±168
Diesel exhausts only	-	711	-	-	698±111

WLM: working-level-month

Table 9. Incidence of the different histological types of malignant thoracic tumor in rats after exposure to radon and minerals from metallic mine ores.

	Bronchopulmonary carcinoma			Pleural tumors	Total number of rats with tumors
	Squamous cell	Bronchiolo alveolar carcinoma	Adeno carcinoma	Pleural mesothelioma	
Controls (PBS, I.T)	1	-	1	-	2/32
Nemalite (I.T)	-	-	-	-	0/20
Iron pyrite (I.T)	1	-	-	-	1/22
Biotite (I.T)	-	-	-	-	0/30
Chlorite (I.T)	-	-	1	-	1/30
* Radon (1000 WLM) and PBS (I.T)	1	6	2	-	5/30
* Radon (1 000 WLM) and nemalite (I.T)	4	2	3	-	9/30
* Radon (1 000 WLM) and iron pyrite (I.T.)	1	2	6	-	8/30
* Radon (1 000 WLM) and biotite (I.T)	2	3	3	1	7/30
* Radon (1 000 WLM) and chlorite (I.T)	1	2	6	-	8/30

* Radon exposed groups
WLM: working-level-month
PBS: phosphate buffered saline
I.T: intratracheal

Table 10. Incidence of bronchopulmonary carcinomas in rats after exposure to radon and minerals from metallic mine ores, according to the TNM system.

	T1	T2	T3	T4	P1	N1	M1	M2	M3
Controls (PBS, I.T)	1	1	-	-	-	-	-	-	-
Nemalite (I.T)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Iron pyrite (I.T)	-	-	-	1	1	1	-	1	-
Biotite (I.T)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlorite (I.T)	-	-	-	1	1	1	-	1	-
* Radon (1000 WLM) and PBS (I.T)	6	2	-	1	1	1	-	2	-
* Radon (1000 WLM) and nemalite (I.T)	4	3	1	1	2	1	-	1	-
* Radon (1000 WLM) and iron pyrite (I.T)	4	2	-	3	3	1	-	2	-
* Radon (1000 WLM) and biotite (I.T)	4	-	3	1	1	-	-	-	1
* Radon(1 000 WLM) and chlorite (1,T)	5	-	1	3	2	1	-	1	-

* Radon exposed groups
WLM: working-level-month
PBS: phosphate buffered saline
I.T. intratrached

Table 11. Mean survival times (days) of rats (\pm standard deviation) according to histological tumor type after exposure to radon and minerals from metallic mine ores.

	Bronchopulmonary carcinoma			Pleural tumors	No thoracic tumor
	Squamous cell carcinoma	Bronchiolo alveolar carcinoma	Adeno carcinoma	Pleural mesothelioma	
Controls (PBS, I.T)	758	-	782	-	757 \pm 123
Nemalite (I.T)	-	-	-	-	768 \pm 93
Iron pyrite (I.T)	618	-	-	-	712 \pm 135
Biotite (I.T)	-	-	-	-	785 \pm 79
Chlorite (I.T)	369	-	-	-	799 \pm 83
*Radon (1000 WLM) and PBS (I.T)	807	863 \pm 43	888	-	721 \pm 145
*Radon (1000 WLM) and nemalite (I.T)	729 \pm 65	865 \pm 15	746 \pm 38	-	753 \pm 93
*Radon (1000 WLM) iron pyrite (I.T)	535	896 \pm 11	768 \pm 174	-	716 \pm 140
*Radon (1000 WLM) and biotite (I.T)	869 \pm 16	789 \pm 93	864 \pm 16	846	692 \pm 121
*Radon (100 WLM) and chlorite (I.T)	456	775 \pm 127	751 \pm 140	-	735 \pm 116

-

* Radon exposed groups

WLM: working-level-month

PBS: phosphate buffered saline

I.T: intratracheal

FIGURE 1. Dose-effect relationship.

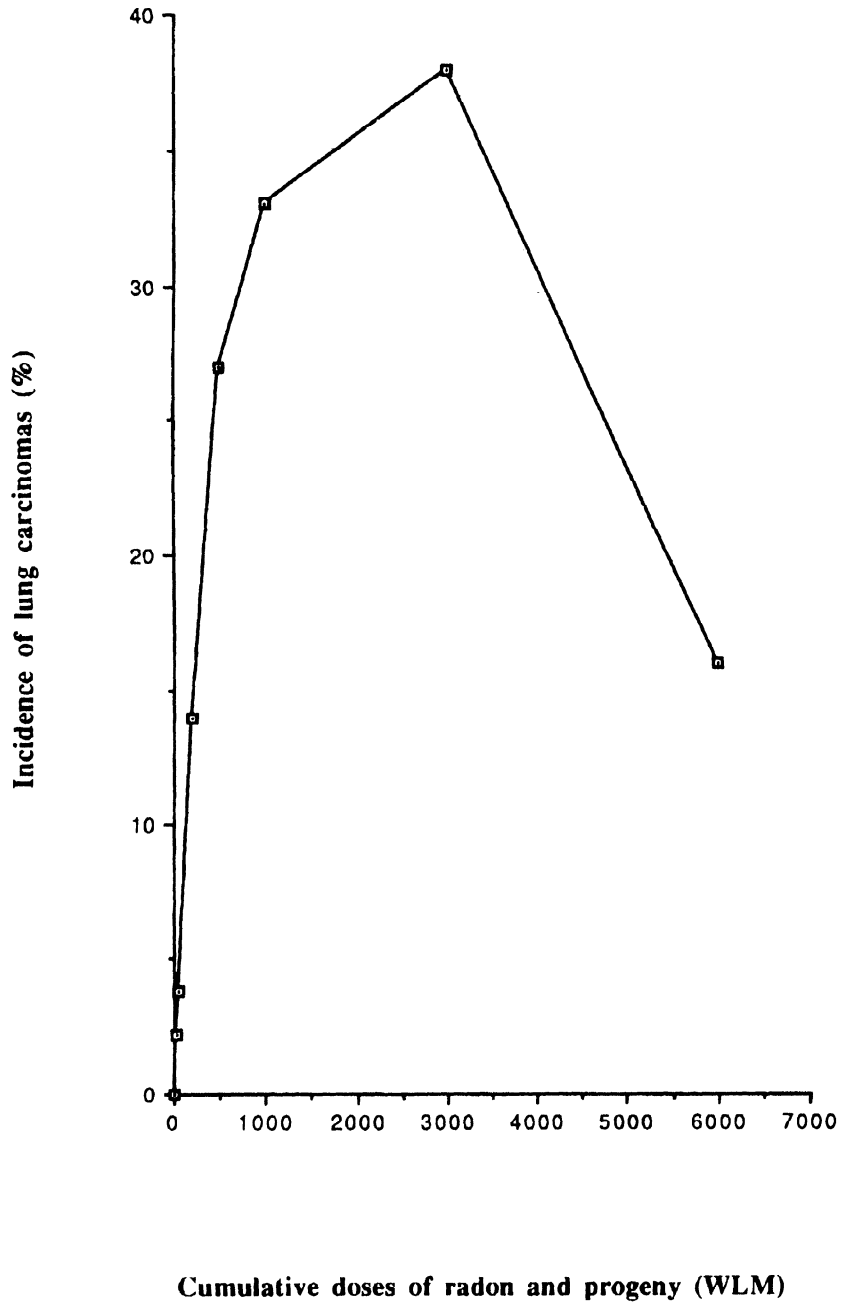


FIGURE 2. Mean survival times of rats after radon exposure.

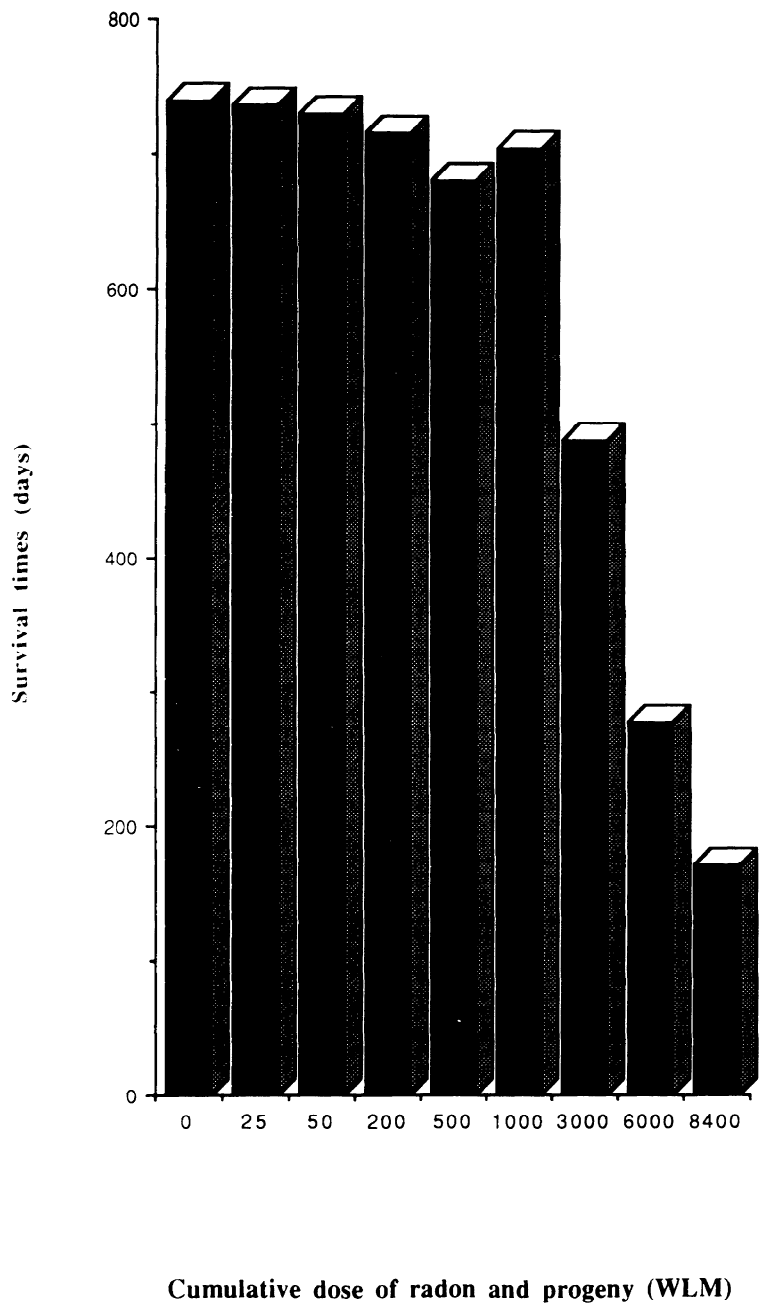


FIGURE 3. Latency period according to the age at the beginning of radon exposure (1600 WLM).

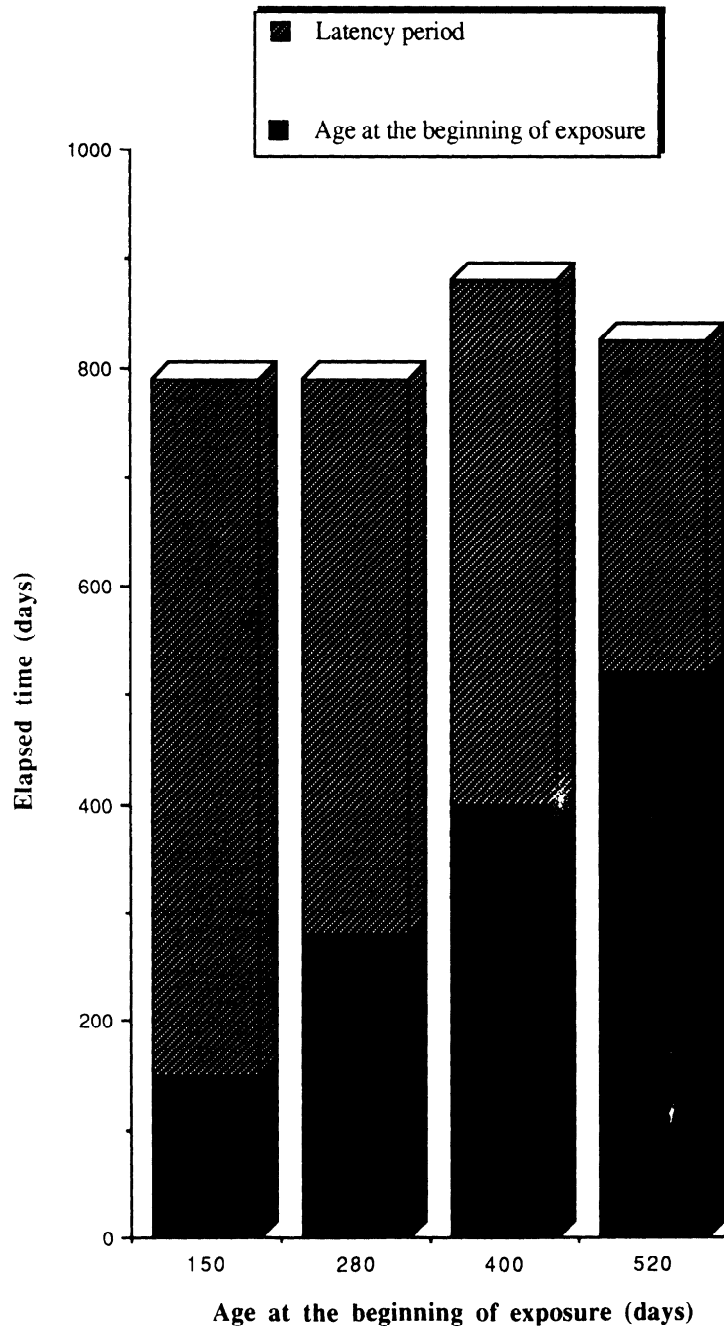
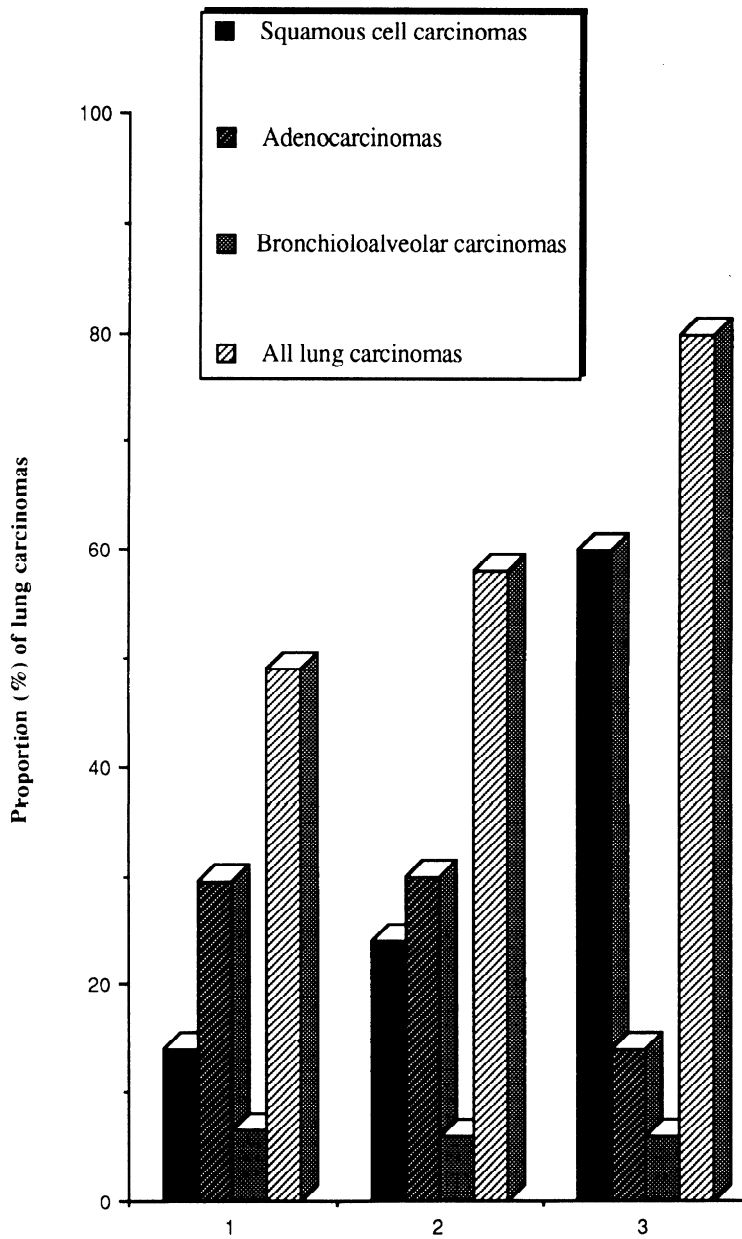
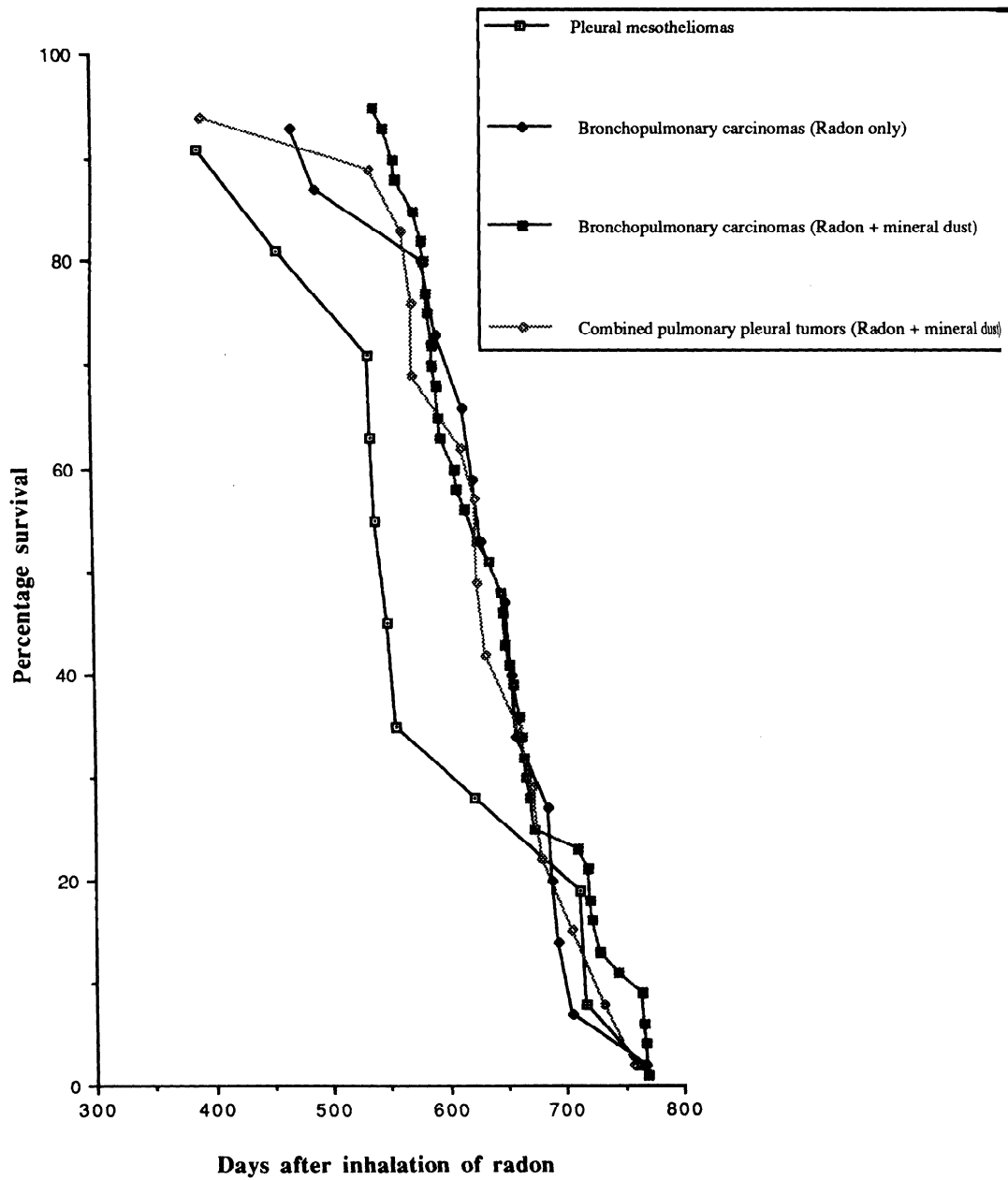


FIGURE 4. Histologic types of lung carcinomas after exposure to radon and tobacco smoke produced by filtered and unfiltered cigarettes.



1: radon 1600 WLM, 2: radon 1600 WLM + cig. with filters, 3: radon 1600 WLM + cig. without filters

FIGURE 5. Survival time of rats according to the histological type of tumor after exposure to radon 3000 WLM and mineral dust.



REFERENCES

1. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Human. *Man-Made Mineral Fibres and Radon*. IARC Scientific Publications N° 43, 1988, pp. 173-259.
2. Archer, V.E., Wagoner, J.K. and Lundin, F.E. Lung cancer among uranium miners in the United States. *Health Physics*, 25: 351-371 (1973).
3. Sevc, J., Kunz, E. and Placek, V. Lung cancer in uranium miners and long term exposure to radon daughter products. *Health Phys.*, 30: 433-437 (1976).
4. Howe, G.R., Nair, R.C., Newcombe, H.B., Miller, A.B. and Abbat, J.D. Lung cancer mortality (1950-80) in relation to radon daughter exposure in a cohort of workers at the Eldorado Beaverlodge uranium mine. *J. Natl Cancer Inst.*, 77: 357-362 (1986).
5. Samet, J.M., Pathak, R., Morgan, M.V., Marbury, M.C., Key, C.R. and Valdivia, A.A. Radon progeny exposure and lung cancer risk in New Mexico U miners: a case-control study. *Health Phys.* 56: 415-421 (1989).
6. Samet, J.M., Pathak, R., Morgan, M.V., Key, C.R., Valdivia, A.A. and Lubin, J.H. Lung cancer mortality and exposure to radon progeny in a cohort of New Mexico underground uranium miners. *Health Phys.*, 61: 745-752 (1991).
7. Jorgensen, H.S. Lung cancer among underground workers in the iron ore mines of Kiruna based on thirty years of observation. *Ann. Acad. Med.*, 13 (suppl.): 371-377 (1984).
8. Radford, E.P. and Renard St Clair, K.G. Lung cancer in Swedish iron ore miners exposed to low doses of radon daughters. *N. Engl. J. Med.*, 310: 1485-1494 (1984).
9. Fox, A.J., Goldblatt, P. and Kinlen, L.J. A study of the mortality of Cornish tin miners. *Br. J. ind. Med.*, 38: 378-380 (1981).
10. Solli, L.H., Andersen, A., Strandén, E., and Langard, S. Cancer incidence among workers exposed to radon and thoron daughters at a niobium mine. *Scand. J. Work Environ. Health*, 11: 7-13 (1985).
11. Pham, Q.T., Gaertner, M., Mur, J.M., Braun, P., Gabiano, M. and Sadoul, P. Incidence of lung cancer among iron miners. *Eur.J. Respir. Dis.* 64: 534-540 (1983).
12. Edling, C. Lung cancer and smoking in a group of iron ore miners. *Am. J. Ind. Med.* 3: 191-199 (1982).
13. Saccomanno, G., Huth, G.C., Auerbach et al. Relationship of radioactive radon daughters and cigarette smoking in the genesis of lung cancer in uranium miners. *Cancer*, 62: 1402-1408 (1988).
14. Cross, F.T, Palmer, R.F., Filipy, R.E., Dagle, G.E. and Stuart, B.O. Carcinogenic effects of radon daughters, uranium ore dust and cigarette

- smoke in beagle dogs. *Health Physics*, 42: 33-52 (1982).
15. Chameaud, J. Perraud, R., Lafuma, J., Masse, R. and Pradel, J. Lesions and lung cancers induced in rats by inhaled radon 222 at various equilibrium with radon daughters. In: *Experimental Lung Cancer. Carcinogenesis and Bioassays*. Karde, E. and Park, J., Editors. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New-York, 1974, pp. 411-421.
 16. Cross, F.T., Buschbom, R.L., Dagle, G.E., Gideon, K.M., Gies, R.A. and Gilbert, E.S. Inhalation hazards to uranium miners. In: *Pacific Northwest Laboratory Annual Report for 1990 to the DOE Office of Energy Research*. Part 1: Biomedical Sciences, June 1991, Richland, Washington 99352, 1991, pp. 45-50.
 17. Berenblum, I. A re-evaluation of the concept of cocarcinogenesis. In: *Progress in Experimental Tumor Research*. Hamburger, F., Editor, S. Karger, New-York, 1969, Vol. 11, pp.21-30.
 18. Morlier J.P. *Méthodologie expérimentale des cancers pulmonaires induits par le radon chez le rat. Application à une éventuelle interaction de la vitamine A alimentaire*. Mémoire présenté en vue d'obtenir le Diplôme d'Ingénieur C.N.A.M. en Biologie en vue des Applications, Conservatoire National des Arts et Métiers, Centre Régional Associé de Limoges, 1992.
 19. Morin, M. and Lafuma, J. Les cancers radioinduits du rat. Etude expérimentale. Rapport CEA-R-5462 Rév. 1, 1990.
 20. Chameaud, J., Masse, R. and Lafuma, J. The Etiology of Lung Cancer. Epidemiology and Animal Experimentation Complementary. International Academy of Chest Physicians and Surgeons. Republic of China chapter. Symposium on Future Tuberculosis Control Program in Taiwan. Special Lecture on Lung Cancer, 13.12.1986, Taipei Taiwan, 1986.
 21. Lafuma, J. Lung cancers induced by various inhaled α emitters: evaluation of the effect of various parameters and comparison with data obtained from uranium miners. In: *Late Biological Effects of Ionizing Radiation*, Vienna, 13-17 March, 1978. AIEA: Vienna, 1978, Vol. 2, pp. 531-541.
 22. Lafuma, J. Les effets cancérigènes du radon 222 et de ses produits de filiation. Données épidémiologiques et expérimentales. In: *Toxiques Nucléaires*. Masson, Paris, New-York, Barcelone, Milan, Mexico, Rio de Janeiro, 1982, pp. 241-252.
 23. Cross, F.T., Palmer, R.F., Busch, R.H., Dagle, G.E., Filipy, R.E. and Ragan, H.A. An overview of PNL radon experiments with reference to epidemiological data. In: *Life-span Radiation Effects Studies in Animals: What Can they Tell Us?* Thompson R.C. and Mahaffey, J.A., Editors, Office of Scientific and Technical Information, United States Department of Energy, 1986, pp. 608-623.
 24. Mercer, R.R., Russel, M.L., Crapo, J.D. Radon dosimetry based on the depth distribution of nuclei in human and rat lungs. *Health Phys.* 61: 117-130 (1991).

25. Masse, R., Lafuma, J. Chameaud, J. Cancers des voies aériennes supérieures induits chez l'animal par la fumée de tabac. Bull. Acad. Vét. de France, 61: 21-38 (1988).
26. Brenner, D.J. Radon: current challenges in cellular radiobiology. Int. J. Radiat. Biol. 61: 3-13 (1992).
27. Morlier, J.P., Morin, M., Chameaud, J., Masse, R., Bottard, S. and Lafuma, J. Importance du rôle du débit de dose sur l'apparition des cancers chez le rat après inhalation de radon. C.R. Acad. Sci., série III, 315: 463-466 (1992).
28. Morlier, J.P., Morin. M., Monchaux, G., Fritsch, P., Pineau, J.F., Chameaud, J., Lafuma. J. and Masse, R. Lung cancer incidence after exposure of rats to low doses of radon: influence of dose-rate. Radiat. Protect. Dosimetry, in press, (1993).
29. Masse, R., Morlier, J.P., Morin, M., Chameaud, J. and Lafuma, J. Animals exposed to radon. Radiat. Protect. Dosimetry. in press, (1993).
30. Gray, R.G., Lafuma, J., Parish, S.E. and Peto, R. Lung tumors and radon inhalation in over 2000 rats: approximate linearity across a wide range of doses and potentiation by tobacco smoke. In: *Life-span Radiation Effects Studies in Animals: What Can They Tell Us?* Thompson, R.C. and Mahaffey, J.A., Editors, Office of Scientific and Technical Information, United States Department of Energy, 1986, pp. 592-607.
31. Chameaud, J., Perraud, R., Chrétien, J., Masse, R. and Lafuma, J. Lung carcinogenesis during in vivo cigarette smoking and radon daughters exposure in rats. In: *Recent Results in Cancer Research*, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, 1982, Vol. 82, pp. 11-20.
32. Renault, P. and Merlier, M. La codification TNM appliquée aux cancers bronchopulmonaires opérés. Rev. Fr. Mal. Resp., 3: 59-64 (1975).
33. Gies, R.A., Cross, F.T. and Dagle, G.E. A histologic study of the influence of cigarette smoking in suppressing Rn daughters carcinogenesis in dogs. Health Physics, 53: 527-529 (1987).
34. Archer, V.E. Comment on "A histologic study of the influence of cigarette smoking in suppressing Rn daughters carcinogenesis in dogs". Health Physics, 56: 255 (1989).
35. Morgan, A., Davies, P., Wagner, J.C., Berry, G. and Holmes, A. The biological effects of magnesium-leached chrysotile asbestos. Br. J. Exp. Pathol., 58: 465-473 (1977).
36. Monchaux, G., Bignon, J., Jaurand, M.C., Lafuma. J., Sébastien, P., Masse, R., Hirsch, A. and Goni, J. Mesotheliomas in rats following inoculation with acid-leached chrysotile asbestos and other mineral fibres. Carcinogenesis, 2: 229-236 (1981).
37. Bignon, J., Monchaux, G., Chameaud, J., Jaurand, M.C., Lafuma, J. and Masse, R. Incidence of various types of thoracic malignancy induced in rats by intrapleural injection of 2 mg of various mineral dusts after

- inhalation of ^{222}Rn . *Carcinogenesis*, 4: 621-628 (1983).
38. Garschik, E., Schenker, M.B., Munoz, A., Segal, M., Smith, T.J., Woskie, S.R., Hammond, S.K. and Speizer, F.E. A case-control study of lung cancer and diesel exhaust exposure in railroad workers. *Am. Rev. Respir. Dis.*, 135: 1242-1248 (1987).
 39. Garschik, E., Schenker, M.B., Munoz, A., Segal, M., Smith, T.J., Woskie, S.R., Hammond, S.K. and Speizer, F.E. A retrospective cohort study of lung cancer and diesel exhaust exposure in railroad workers. *Am. Rev. Respir. Dis.*, 137: 820-825 (1988).
 40. Heinrich, U., Muhle, H., Takenaka, S., Ernst, H., Fuhst, R., Mohr, U., Pott, F. and Stöber, W. Chronic effects on the respiratory tract of hamsters, mice and rats after long-term animal inhalation of high concentrations of filtered and unfiltered diesel engine emissions. *J. Appl. Toxicol.*, 6: 383-395 (1986).
 41. Mauderly, J.L., Jones, R.K., Griffith, W.C., Henderson, R.F. and McClellan, R.O. Diesel exhaust is a pulmonary carcinogen in rats exposed chronically by inhalation. *Fundam. Appl. Toxicol.*, 9: 208-221 (1987).
 42. Brightwell, J., Fouillet, X., Cassano-Zoppi, A.L., Bernstein, D., Crawley, F., Duchosal, F., Gatz, R., Perczel, S. and Pfeifer, H. Tumors of the respiratory tract in rats and hamsters following chronic inhalation of diesel engine exhaust emissions. *J. Appl. Toxicol.*, 9: 23-32 (1989).
 43. Monchaux, G., Morlier, J.P., Chameaud, I., Debroche, M., Morin, M. and Masse, R. Carcinogenic effects on rats of exposure to mixtures of diesel exhausts, radon and radon daughters. "Inhaled Particles VII", Edinburgh, 16th-20th September 1991, in press, (1993).
 44. Pézerat, H., Zalma, R., Guignard, J. and Jaurand, M.C. Production of oxygen radicals by the reduction of oxygen arising from the surface activity of mineral fibres. In: *Non-occupational Exposure to Mineral Fibres*. J. Bignon, J. Peto and R. Saracci, Editors, IARC Scientific Publications N°90, 1989, pp.100-111.

Résumé

Il a été démontré que des cancers du poumon pouvaient être induits chez le rat après exposition au radon et à ses produits de filiation. La plupart de ces tumeurs présentaient les mêmes caractéristiques histologiques que les carcinomes épidermoïdes ou les adénocarcinomes primitifs du poumon observés chez l'homme. Une relation effet-dose a été établie pour des doses cumulées allant de 25

à 3000 Working-Level-Months (WLM). Cette relation était tout à fait similaire à celle observée chez les mineurs d'uranium moyennement ou fortement exposés. Par contre, chez des rats exposés à une faible dose cumulée de radon (25 WLM), délivrée à faible débit de dose, l'incidence des cancers pulmonaires était identique à celle des témoins. Enfin, ce protocole d'exposition au radon a été utilisé pour évaluer le risque cancérigène potentiel de différents aérocontaminants industriels ou environnementaux tels que la fumée de cigarettes, les fibres minérales, les effluents diesel ou des minéraux de mines métalliques qui peuvent agir en synergie avec une exposition au radon.

Samenvatting

Het is bewezen dat longkanker kan worden veroorzaakt in de rat als gevolg van blootstelling aan Radon en Radon dochterproducten. De meeste van deze gezwollen tonen dezelfde histologische kenmerken als epidermoïde carcinomas en primitieve long adenocarcinomas in de mens. Een dosis-effect relatie werd vastgesteld voor gecumuleerde dosissen gaande van 25 tot 3000 Working-Level-Months (WLM). Deze relatie was helemaal dezelfde als die waargenomen bij Uranium mijnwerkers gemiddeld of zwaar blootgesteld. Daartegen, bij de ratten blootgesteld aan een lage gecumuleerde Radon dosis (25WLM) op laag debiet was de incidentie van longkanker dezelfde als bij de controle dieren. Deze protocol voor blootstelling aan Radon werd gebruikt om het potentieel cancerogeen risico van verschillende industriële of environmentele polluenten te evalueren, zoals rook van sigaretten, minerale vezels, diesel ontsnappingen of de mineralen in metaalmijnen die in synergie kunnen werken met een Radonblootstelling.

**BIOLOGICAL DOSIMETRY IN ALVEOLAR TISSUE
AND EARLY ²¹⁴Pb RETENTION IN THE RESPIRATORY TRACT OF
THE RAT AFTER RADON EXPOSURE UNDER DIFFERENT
PHYSICAL CONDITIONS.**

Bisson M., Morlier J.-P., Fritsch P., Richard H., Altmeyer S. Monchaux G.

Laboratoire de Cancérologie Expérimentale, STCE/DPTE/DSV/CEA, BP 6
92265 Fontenay aux Roses, France.

- Supported by CEC contract FI3PCT920021

Summary

The aim of this study was to provide biological data to confirm mathematical models used for dose-estimates in the different respiratory tract compartments according to physical parameters of radon exposure. Two 24 hour-exposure conditions were studied on rats, 1) "static", 194 WLM with an equilibrium factor at 0.8 and 0.08 "unattached" fraction, 2) "dynamic", 171 WLM with an equilibrium factor of 0.2 and 0.7 "unattached" fraction. ²¹⁴Pb retention was measured by gamma spectrometry after single rat exposure for 3 hours once the physical conditions were constant. Similar lung deposition was observed for both conditions but the activity measured in the upper respiratory tract was 7 times higher after "dynamic" than after "static" exposure. The dose delivered to the alveolar tissue was estimated by scoring spontaneous or ozone-induced micronuclei and binucleated cells in alveolar macrophages extracted by pulmonary lavage. 7 days after exposures, similar indexes were measured for either "static" or "dynamic" conditions.

1. INTRODUCTION

Mathematical models have been developed for risk estimate after exposure to radon and its progeny under different physical conditions (CEC,1993). In fact, risk assessment for long term effects mainly derives from epidemiologic data obtained

for uranium miners, but, extrapolation of effects induced at high doses and high dose-rates to the low dose-rates encountered in the domestic environment are still debated (JAMES, 1990, MASSE, 1993, MORLIER, 1993). Because there are few biological data available, experimental studies have been recently carried out for dose estimates in the different compartments of the respiratory tract after exposure to radon and its daughters. Different tests have been developed both in vivo and in vitro, and two main lung compartments have been studied, the alveolar by studying alveolar macrophages (PAM) extracted by pulmonary lavage (JOHNSON, 1991) and the tracheal epithelium after cell culture (BROOKS, 1990, THOMASSEN, 1991). Biological dosimetry was performed by measuring cell death or genetic damages such as micronuclei. The later assay appears to be the most sensitive (JOHNSON, 1990). However, all available results have concerned a single physical condition for exposure to radon and its daughters.

This paper presents preliminary results obtained in the rat, after exposure to radon under different physical conditions for radon exposures which mimic those encountered in a ventilated or unventilated domestic atmosphere. Two different assays were used, measurement of ^{214}Pb retention in the respiratory tract and micronuclei and binucleated cell indexes in alveolar macrophages.

2. MATERIALS AND METHODS.

Male Sprague-Dawley rats (OFA, IffaCredo, France), were studied at 2 months of age and were whole body exposed to radon at about 200 WLM in the Razes facility (COGEMA). Exposures were performed during 24 hours under "dynamic" and "static" conditions, with or without air recycling and filtering respectively. "Static" exposure at 194 WLM corresponded to an equilibrium factor of 0.80, a 0.08 "unattached" and, "dynamic" exposure at 171 WLM to an equilibrium factor of 0.20 and a 0.7 "unattached" fraction.

For each exposure condition, single rats were placed in the chamber for 3 hours, once the equilibrium conditions were reached. After rapid removal from the inhalation chamber, they were immediately euthanazied after anaesthesia. Retention

of ^{214}Pb in lungs and nasopharynx was measured by gamma spectrometry (Ge HP type N INTERTECHNIQUE).

Rats subjected to the 24 hour exposure were killed 7 days later. Half of them had been previously exposed to ozone (2 ppm during 5 hours) 48 hours before killing to increase cell proliferation (TREDANIEL, 1993).

After anaesthesia, the left lung was lavaged by repeated instillations of 3ml of 0,9% NaCl via the trachea until a total volume of 20ml has been collected. Micronuclei and binucleated cell indexes were scored on cytopsin after Giemsa staining.

3. RESULTS

Table I shows the ^{214}Pb retention measured in lungs and in nasopharynx after a 3 hour radon exposure. Under the two different exposure conditions, no difference between the ^{214}Pb retention was observed in lungs. By contrast, there was about 7 times more ^{214}Pb retained in nasopharynx of rats exposed under "dynamic" conditions than in those exposed under "static" conditions.

Table II shows micronuclei and binucleated cell indexes measured in PAM of rats for the different exposure conditions. In controls, micronuclei frequency was very low about 0.20%, and this value was not modified by the ozone treatment. Both radon exposures increased this index to about 1.30% which was doubled after the ozone treatment. Similar results were obtained for the binucleated cell indexes.

4. DISCUSSION

Measurement of ^{214}Pb was first performed to estimate tissue distribution of radon gas in the whole body after its inhalation (POHL, 1967). Recently, it has been proposed for evaluating deposition of radon daughters within the respiratory tract (MORLIER, 1993). This study reports results which demonstrate significant differences in nasopharynx ^{214}Pb retention depending on the physical parameters of

the radon exposure. Decreases in the unattached factor and equilibrium factor appear to increase the ^{214}Pb retention. By contrast no difference was demonstrated for ^{214}Pb retention in the whole lungs. These results confirmed assumptions of mathematical models (CEC).

Assuming an homogeneous distribution of PAM within alveolar tissue, our measurement of micronuclei and binucleated cell indexes in these cells allow a dose estimate in this lung compartment. The similar indexes measured after "static" and "dynamic" confirm the ^{214}Pb results and show similar alveolar dose in the range of equilibrium factor and unattached fraction studied. Thus, these results suggest that retention of ^{214}Pb in the whole lungs could be an appropriate method for dose assessment in the alveolar tissue. Further studies are in progress to perform biological dosimetry as a function of physical conditions of radon exposure using a new assay which can be applied to the different lung compartments (TAYA, 1993, BISSON, 1993).

TABLE I: Relative distribution of ^{214}Pb in lungs and nasopharynx after exposure under static or dynamic condition. Mean values of at least 3 animals.

exposure conditions	WLM	Lungs	Nasopharynx
static	194	$9,43 \pm 3,23$	$1,86 \pm 0,48$
dynamic	171	$10,47 \pm 7,37$	$13,65 \pm 6,23$

TABLE II: Spontaneous or ozone induced micronuclei and binucleated PAM index 1 week after exposure under static or dynamic condition. Mean values of at least 3 animals.

		% of PAM with micronuclei	% of binucleated PAM
CONTROLS (0 WLM)	Controls	0,19 ± 0,00	1,34 ± 0,69
	Ozone	0,20 ± 0,80	1,49 ± 0,18
"DYNAMIC" (171 WLM)	Radon	1,47 ± 0,42	2,30 ± 0,78
	Rn + O ³	2,67 ± 0,15	4,37 ± 0,55
"STATIC" (194 WLM)	Radon	1,22 ± 0,26	2,91 ± 0,74
	Rn + O ³	2,83 ± 0,61	4,52 ± 0,87

5. REFERENCES

CEC, radiation protection, Fifth international symposium on the natural environment., final report, Eur14411EN, 1993.

JAMES A.C., dosimetry of radon and thoron exposures: implications for risks from indoor exposure, Indoor Radon and lung cancer: reality or myth?, In 29th Handford Symposium on Health and Environment - Indoor Radon and lung cancer: reality or myth?, October 15-19, 1990, Richland, Washington, Part 2, Edited by F.T. Cross, BATTELLE PRESS, Columbus, Richland, 167-198, 1993.

MASSE R., BREDON P. Le radon, cancérogène professionnel ou cancérogène domestique? C/A, 2, 105-111.

MORLIER J.-P., MORIN M., MONCHAUX G., FRITSCH P., PINEAU J.F., CHAMEAUD J., LAFUMA J., MASSE R. Lung cancer incidence after exposure of rats to low doses of radon: influence of dose-rate. First International Workshop on

Indoor Radon Remedial Action, the scientific basis and the practical implications, Rimini, Italy, 27th June - 2 July 1993, Radiat. Prot. Dosim. in press.

JOHNSON N.F. and NEWTON G.J. Estimation of dose to the peripheral lung of rats exposed to radon progeny, In: Lovelace annual report, 149-151, 1990-1991.

BROOKS A.L., RITHIDECH K., KITCHIN R.M., JOHNSON N.F., THOMASSEN D.G. and NEWTON G.J. Evaluating chromosome damage to estimate dose to tracheal epithelial cells, In 29th Handford Symposium on Health and Environment - Indoor Radon and lung cancer reality or myth?, October 15-19, 1990, Richland, Washington, Part 2, Edited by F.T. Cross, BATTELLE PRESS, Columbus, Richland, 601-614, 1993.

THOMASSEN D.G., NEWTON G.J., GUILMETTE R.A., JOHNSON N.F. A biodosimetric approach for estimating radiation dose to the respiratory epithelium from inhaled radon progeny, Radiat. Prot. Dosim., 38, 65-71, 1991.

JOHNSON N.F., NEWTON G.J., GUILMETTE R.A. Effects of acute radon progeny exposure on rat alveolar macrophage number and function, In 29th Handford Symposium on Health and Environment - Indoor Radon and lung cancer reality or myth?, October 15-19, 1990, Richland, Washington, Part 2, Edited by F.T. Cross, BATTELLE PRESS, Columbus, Richland, 627-636, 1993.

TREDANIEL J., BISSON M., FRISTCH P., MONCHAUX G., MASSE R., and HIRSCH A. The increase of pulmonary alveolar macrophages (PAM) population after ozone inhalation: relative contribution of monocyte migration and PAM proliferation. In: inhaled Particules VII, Edinbourg, 16th-20th September 1991, in press.

POHL E., POHL-RULING J. The radiation dose received by inhalation of air containing Rn 222, Rn 220, Pb 212 (ThB) and their decay products., Ann. Acad. Brasil Ciên, 39, 393-404, 1967.

MORLIER J.P., STRONG J.C., BARTSRA R.W., GROEN J.S., BAKER S.T. Second european intercomparison of radon daughter measurement techniques used in animal exposure facilities. EULEP Newsletters, 71, 17-28, 1993.

TAYA A., MORGAN A., BAKER S.T., HUMPHREYS J.A.H., BISSON M., and COLLIER C.G. Early cellular responses of the rat respiratory tract following exposure to radon and its progeny: proliferation of epithelial cells and nuclear aberrations in macrophages, Radiat. Res., 1993, in press.

BISSON M., COLLIER C.G., PONCY J.-L., TAYA A., MORLIER J.-P., STRONG J., BAKER S., MONCHAUX G., FRISTCH P. Biological dosimetry in different compartments of the respiratory tract after inhalation of radon and its daughters. First International Workshop on Indoor Radon Remedial Action, the scientific basis and the practical implications, Rimini, Italy, 27th june - 2 july 1993, Radiat. Prot. Dosim. in press.

Résumé

Le but de ce travail consiste à fournir des résultats biologiques chez le rat afin de valider les modèles mathématiques actuellement utilisés pour estimer la dose délivrée dans les différentes parties du tractus respiratoire après inhalation de radon et de ses descendants à différents états d'équilibres et fractions libres. Deux conditions expérimentales ont été étudiées: 1) une exposition "statique" à 194 WLM (état d'équilibre: 0,8, fraction libre: 0,08), 2) une exposition "dynamique" à 171 WLM (état d'équilibre: 0,2, fraction libre: 0,7). La rétention du ^{214}Pb a été mesurée par spectrométrie gamma après une exposition de 3 heures une fois que les paramètres physiques de l'exposition étaient stabilisés. Pour les 2 conditions expérimentales, une rétention similaire a été mesurée dans les poumons alors que la rétention dans le rhinopharynx était 7 fois supérieure après une exposition "dynamique" qu'après une exposition "statique". La dose délivrée au tissu alvéolaire a été estimée par comptage de la fréquence spontanée, ou induite par une exposition à l'ozone, des micronoyaux ou des cellules binucléées parmi les macrophages extraits par lavage pulmonaire 7 jours après l'exposition. Des valeurs similaires ont été mesurées pour les 2 types d'exposition.

Samenvatting

Dit onderzoek had als doel biologische data te leveren ter ondersteuning van mathematische modellen gebruikt voor dosis schattingen in de verschillende compartimenten van het ademhalingsstelsel na inhalatie van Radon en dochterproducten op verschillende staten van evenwicht en vrije fractie. Twee experimentele condities werden onderzocht bij de rat 1)"statisch", 194 WLM met een evenwicht factor van 0.8 en 0.08 vrije fractie, 2)"dynamisch", 171 WLM met een evenwicht factor van 0.2 en 0.7 vrije fractie. Retentie van ^{214}Pb werd gemeten langs gamma spectrometrie na een enkele rat blootstelling van 3 uren zodra de fysische condities constant bleven. In beide gevallen waren de deposities in de

longen dezelfde maar de activiteit gemeten in de bovenste luchtwegen was 7 maal hoger na "dynamische" dan na "statische" blootstelling. De dosis afgeleverd aan het alveolair weefsel werd geschat door telling van spontane of ozongeïnduceerde micronuclei en tweekernige cellen onder de alveolaire macrofagen geëxtraheerd door longspoeling. Zeven dagen na blootstelling werden dezelfde indexen gemeten in zowel "statische" als "dynamische" condities.

LUNG CANCERS INDUCED IN ANIMALS EXPOSED TO RADON : AN OVERVIEW ON THE MECHANISMS

R. Masse R.M

CEA-Département de Pathologie et de Toxicologie Expérimentale,
CENFAR BP N°6, 92265, Fontenay aux Roses CEDEX. France.

Abstract

Dogs and rats have been observed developing lung cancer after overexposure to radon progeny. Up to now there is no evidence that other rodents could respond in the same way, despite large scale experiments in mice in the sixties, and demonstration of high susceptibility of the hamster to lung cancer after intratracheal instillation of ^{210}Po .

A striking similarity for dose response relationship was observed at CEA-COGEA in France and Battelle PNL Institute in US, despite rat strains were different. Life time excesses were also similar in rats and in miners exposed to similar levels (WLM) of radon daughters in different parts of the world. This finding is consistent with the estimated doses absorbed in respective target tissues: 4-8 mGy/WLM for human bronchus and about 5 mGy/WLM for rat bronchioles. Equivalent exposure for 1% excess of lung cancer in rats was 12-15 WLM for radon daughters and 0.5 Gy with gamma rays this suggests an RBE of 7 - 8 for alpha rays compared to gamma rays.

Increasing concern about the risk associated with indoor exposure of the members of the public, has casted some doubt on the validity of extrapolation of risk coefficients derived from miners observation or animal experiments. This has led DOE, and CEE at a much lower extent, to reconsider tissular, cellular and molecular mechanisms leading to radon induced lung cancer, in order to select appropriate data for risk assessment.

Uncertainties start with dosimetry which calls for a precise identification and location of cells at risk. Then one has to know what roles are played by the physical and biological components which makes the modifying factors to dose quality: energy loss, dose-rate, lethal and other epigenetic effects versus mutagenicity, consequences for oncogenes activation and anti-oncogenes deletion or repression, environmental modifying factors. Finally the role of individual susceptibility and the possible signature of radiation cancers should be

addressed.

A few mGy per WLM in target cells agreed with most protocols, theoretical approach of the number of hits has been experimentally confirmed. In vitro experiments, sometimes conflicting, resulted generally in a low RBE, a fact confirmed by in vivo-in vitro experiments, for lethality, cytogenetics and transformation. Some specificity was observed in rat mutations in radon induced lung tumors. Promoting effect of radon remains questionable, however a few complete or incomplete carcinogens were experimentally observed to influence the tumor dose response.

1 - INTRODUCTION

1-1 International Agency on Research on Cancer (IARC) acknowledged in 1988 (1) that there was sufficient evidence for cancer induction in animals exposed to radon and daughter products. The first reports suggesting this effect may be traced back to the fifties with pioneers' work by Aurand (2) and Kushneva (3), but convincing evidence in rats and dogs came later on, from two laboratories COGEMA-CEA in France and Battelle in US (4,5).

1-2 It is well known that difficulties arise when using animal data for extrapolation to human being, mainly when addressing the problem of relevance for hazard identification and when addressing the quantification of risk. Surprisingly, it was agreed that this was not the case for radon, when it became evident that cancer induction, in rats at least, depicted comparable features as observed in uranium miners (6). However how far this remains true for extrapolation to the dark side of human exposure conditions (low dose, low dose rate, gender and age effects...) remains unclear, until the underlying mechanisms of carcinogenesis are clearly comparable.

2 - EARLY EVENTS

It is expected that late effects following exposure to high LET radiation result mainly from large amount of energy early deposited in nanometric substructures of the living cell (7). This will lead mainly to more or less repairable double strand breaks, depending on the genetics of repair potency (8,9), from which mutation by deletion will follow (10). Using the vector shuttle model, it has been shown that deletions induced by radon were rather large (2-8 kb) with recombination with limited homology (up to 6bp) at each end of the rejoined

deletion (9). There is no evidence that energy deposition could be different among species, however, since deletions were mainly found clustered at certain points of the genome (9), large interspecies variations may be expected. Nevertheless it was shown that cytotoxic effects of radon exposure towards different cell lines, grown in vitro from explants taken from different species and location within the respiratory tract, did not differ significantly (11).

3 - TUMOUR HISTOGENESIS

3-1 The main difference between miners and animal lung tumours types is the lack in animals of the dominant oat cell tumor observed in human exposed to radiation (12). The reason for that is unclear but it is unlikely that this be due to interaction or not with specific target cells, since neurosecretory cells are found in precancerous lesions in rat (13).

3-2 Another striking feature is the tumour location, mainly proximal in miners (12), mainly peripheral in rats and dogs (14). There is no simple explanation for this finding, many parameters being intermingled, including dose delivering, number of cells at risk and ability to repair. As a general observation, it should be acknowledged that there is no mention of proximal tumours in animals exposed to genotoxicants, with exception of those protocols involving long term intimate contact with the bronchial mucosa (15).

3-3 Lung modelling allows for exposure-dose conversion in the airways, when relevant morphometrical and physiological parameters are known, together with the properties of the vector aerosol. However there is some uncertainty on these parameters and it may be very useful to interpolate from relevant biological indicators of dose. This has been done in the rat using cytotoxicity, transformation and micronuclei induction as endpoints. One interesting point which emerged from in vitro and in vivo studies with radon, dealing with cytotoxicity, tracheal cells transformation and micronuclei induction was a low RBE for alphas, generally below 5. Converting WLM exposure has led to dose equivalents in reference to radiations of similar LET (11-16-17). There is agreement that a range of 2-3 mGy per WLM adequately fitted the data for nose and tracheal epithelium, under usual experimental conditions, involving an equilibrium factor of 30-50%, and a few % of unattached fraction. Results for alveolar region appeared to depend very much on the cellular system used and varied between 0.6 mGy per WLM for fibroblasts to 8.9 mGy per WLM for macrophages. Up to now there is no data for the bronchiolar region where lung modelling predicted the highest doses.

3-4 It may be useful, in this respect, to look at the location of early precancerous lesions and to correlate this findings with late tumours observed in life time studies. In our hands (18) there was strong evidence that the cells at risk for early squamous metaplasia and dysplasia were located at the terminal bronchiolar junction with alveolar tissue. If we compare the tumour types resulting from exposure to radon, with those following exposure to fission neutrons (19), the most striking feature is that squamous tumours made up the dominant type with radon, whereas bronchioloalveolar tumours were more frequent both in control and in neutron exposed rats. This led us to propose that bronchiolar Clara cells or pre-Clara progenitors are the most likely candidates for target cells in the rat exposed to radon. It does not exclude that pneumocyte type 2 (PII) may participate in carcinogenic response in rat. How important this contribution may be remains questionable :

- early precancerous lesions in rats showed us that bronchiolar progenitors produced PII
- very few tumours were produced in rats exposed to radon 220 through injection of thorotrast particles despite the highest doses were delivered to the alveolar region (20).
- efficiency of insoluble alpha emitters deposited in the alveolar region is low as recently suggested from the Battelle US, CEA Fr intercomparison data (21).

It should be noted finally that cancer induction in rats exposed to radon has also led to low RBE, by reference to neutrons, in the dose range corresponding to maximal efficiency (22).

3-5 The issue of cells at risk is important for extrapolation to man. One of the key point is the role of basal cells in tumour histogenesis of human lung tumours. Several attempts have been made to mimic the progenitor cell type in the pseudostratified epithelium of the rat trachea, which can be compared to human bronchial epithelium; up to now one is left with 2 different interpretations, with as many evidence for basal cell (23), as for secretory cell (24) being the true totipotent cell type, able to repopulate completely the denuded trachea. Since it is well known that tumours may arise from bronchiolar regions and bronchial glands devoid of basal cells, secretory cells cannot be excluded as target cells in man, as recently decided by ICRP and NCRP task groups on lung modelling.

4 - SPECIFIC FEATURES OF RADON INDUCED TUMOURS

There is some evidence that oat-cell cancers, which are known as proximal tumours occurring from the first bronchial generations, are more likely to be induced in radon exposed miners (12). The reason for this finding is unclear. It has recently been suggested that there was a signature identifying tumours (oat

cell and squamous carcinomas) induced by radon from those induced by tobacco smoking in uranium miners (25). Up to now this has not been confirmed, although it should be acknowledged that the G→T transversion observed at codon 249 of p53 gene, is an intriguing feature. The molecular biology of lung tumours in animals exposed to radon have not yet revealed such tangible figure. Lechner, Lovelace Foundation ITRI (personal communication), observed that no more than 7% of lung tumours in the rat overexpressing p53. The most constant finding (26) concerns the Ras oncogene family, with overexpression and mutation of K-ras at codons 12 and 13 (G→T, G→A) and overexpression and mutation of H-ras at codon 62 (A→T). Several other gene products such as growth factors (EGF, TGF α , Bombesin) and growth factor receptors (EGF-R) have been observed elevated in rat tumours, but exclusively in epidermoid carcinomas (27).

5 - CARCINOGENESIS MODELLING

It is widely accepted that carcinogenesis is a multistep process. In some instances such as in colon cancer, there is some evidence that time scheduled specific chromosome losses and rearrangements provide good basis for a genotypic definition of one alleged step towards full malignancy. This is not the case with lung cancer in general, despite recurrent findings involving chromosomes (3p) and genes (rb, p53...) have been evidenced. Up to now there is no evidence of specific chromosome gain or loss in experimental animals, therefore modelling remains limited to a general formulation, involving genetic events (2 mutations at least), cell killing, reversibility of early genetic events and effect of radon on cell kinetics (28). Introducing some relevant parameters to this model has led to the conclusion that risk coefficient per unit dose should exhibit a maximum value in intermediate range of doses and dose rates and then should decrease in the low dose range (28 - 29). From the set of data which has been obtained in rats it can be observed that the models fit the data reasonably well with the exception of low exposure at high dose-rate (30); however decreasing risk in the low dose range at low dose rate, as observed in the French data (30) is pretty well predicted. One should be careful, however, when using such modelling; a good fit does not imply for example, that the monocellular origin of lung cancer involving one rare mutation followed by clonal expansion and selection of mutated cells is verified. In fact we have no evidence in rat that clonal expansion could be related to the latency time, since there is no evidence of changes modifying cellular distribution and kinetics during that period(18). Furthermore we have some evidence of paracrine/endocrine control of genomic instability following exposure of cells in vitro to alphas at very low doses (31) and in vivo to radon (32). This would suggest that cell cooperation is an

important parameter to take in account for future work and this may lead to a revision of the concept of linearity when extrapolating at low doses and low dose-rates.

BIBLIOGRAPHY

- 1- IARC Monographs, Radon, Ed IARC, Lyon, Vol.43, 1988
- 2- Aurand K., Feine U., Jacobi W., Schraub A., *Strahlentherapie*, 104, 1957, 345-354.
- 3- Kushneva V.S., IARC Monographson the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Ed IARC Lyon France, Vol.43, 1988, 317-331
- 4- Chameaud J., Perraud R., Lafuma J., Masse R., Pradel J., *Experimental Lung Cancer*, Ed Eberhard Farbe and James F Park, New York, 1974, 411-421
- 5- Cross F, Radon inhalation studies in animals, DOE/ER-0396, Springfield VA, 1988
- 6- Chameaud J., Masse R, Morin M., Lafuma J. Lung cancer induction by radon daughters in rats, In *Occupational Radiation Safety in Mining*, Ed H. Stocker, Vol 1, 1988, 350-353.
- 7- Goodhead D., *Advances in Radiation Biology*, 16, 1992, 7-41.
- 8- Schwartz J.L., DOE ER 0588, Radon, 1993, 191-193.
- 9- Cleaver J.E., Lutze L.H., DOE ER 0588, Radon, 1993, 175-177.
- 10- Cross F., Dagle G.E., Fleck E.W., Foreman M.E., Gies R.A., Hulla J.E., Jostes R.F., McCoy L.S., Morgan T.L., Stiegler G.L., DOE ER 0588, Radon, 1993, 207-212.
- 11- Johnson N., Newton G.J., Guilmette R.A., DOE ER 0588, Radon, 1993, 147-148.
- 12- Land C.E., Shimosato Y, Saccomanno G., Tokuoka S., Auerbach O., Tateishi TR., Greenberg S.D., Nambu S., Carter D., Akiba S., Keehn R., Madigan P., Mason TJ.,Tokunaga M., *Radiation Research*, 134, 1993, 234-243.
- 13- Masse R. In *Pulmonary toxicology of inhaled particles*, CL Sanders et al eds, CONF- 791002, NTIS, Springfield, VA, 1980, 498-521.
- 14- Cross F.T., *Radiation Protection Dosimetry, The Natural Radiation Environment*, Eds Janssens A., Lowder W., Olast M., Sinnaeve J., Steinhäusler F.,Vol 1/4, 1992, 629--633.
- 15- Laskin S., Kuschner M., Drew R.T., *Inhalation Carcinogenesis*, Eds Hanna M.G., Nettesheim F, Gilbert J.R., Springfield Va, 1970, 321-351.
- 16- Thomassen D.G., Newton G.J., Johnson N.F., Guilmette R.A., Radon

- Research Program, Radon, DOE ER-0588, Springfield VA, 1992, 197-199.
- 17- Brooks A.L., Cross F.T, Jostes R.F., Khan M.A., Morris J.E., McDonald K.E. PNL-8500 Pt.1 Biomedical Sciences, Eds Park J.F., Richland, Washington, 1993, 45-48.
 - 18- Poncy J.L., Laroque P., Fritsch F, Monchaux G., Chameaud J., Masse R., Indoor Radon and Lung Cancer: Reality or Myth? Ed Cross F.T, Columbus. Richland, 1992, 803-819
 - 19- Morin M. et al. CR Acad. SCI. 3, 1993 in press
 - 20- Spiethoff A., Wesch H., Wegener K., Klimisch H.J., Health Physics, Vol. 63, N° 1, 1992, 101-110.
 - 21- Masse R., Cross F.T., Health Physics, 57, Sup.1, 1989, 283-289,
 - 22- Masse R., Morlier J.P., Morin M., Chameaud J., Bredon F, Lafuma J., Radiation Protection Dosimetry, The Natural Radiation Environment, Eds Janssens A., Lowder W., Olast M., Sinnaeve J., Steinhäusler F., Vol 1/4, 1992, 603-610.
 - 23- Ford J, Terzaghi-Howe M. Exp. Cell Res. 198, 1992, 69-77.
 - 24- Johnson NF, Hubbs AF. Am. J. Respir. Cell Mol. Biol. 3, 1990, 579-585
 - 25- Vähäkangas KH., Samet JM, Metcalf RA., Welsh JA., Bennett WP, Lane DP., Harris CC. Lancet, 339, 1992, 576-580.
 - 26- Stiegler G.L., Stillwell L.C., Heineman J.M., PNL-8500 Pt.1 Biomedical Sciences Eds Park J.F., Richland, Washington, 1993, 63-73.
 - 27- Leung F.C., Dagle G.E., Cross F.T., Indoor Radon and Lung Cancer: Reality or Myth? Ed Cross F.T, Columbus. Richland, 1992, 615-625.
 - 28- Moolgavkar S.H., Cross F.T., Luebeck G., Dagle G.E., Radiation Research, vol.121, 1990, 28-37.
 - 29- Hoffman W., Lettner H., Crawford-Brown D.J., Radiation Protection Dosimetry, The Natural Radiation Environment, Eds Janssens A., Lowder W., Olast M., Sinnaeve J., Steinhäusler F., Vol 1/4, 1992, 635-638.
 - 30- Monchaux ce symposium
 - 31- Nagasawa H., Little JB, Inkret WC, Carpenter S, Raju MR, Chen DJ, Strniste GF. Radiat. Res., 126, 1991, 280-288.
 - 32- Poncy J.L., Walter C., Fritsch p., Masse R., Lafuma J., Pulmonary Toxicology of Respirable Particles, Eds Sanders C.L., et al ,Springfield VA, 1980, 479-485.

Résumé

Des chiens et des rats ont développé des cancers du poumon après exposition aux produits de filiation du Radon. Cela n'a pas été démontré chez d'autres rongeurs malgré des expériences à grande échelle au cours des années soixante sur des souris et la démonstration de la susceptibilité du hamster à développer des

cancers du poumon après instillation intratrachéale de Po^{210} .

Une similitude frappante dans la relation dose-réponse a été observée au CEA-COGEA (France) et au Battelle Institute (USA) pour des souches de rats différentes. Des excès en durée de vie étaient semblables chez les rats et les mineurs exposés à des niveaux semblables (WLM) de produits de filiation dans différentes parties du monde. Cette découverte est compatible avec les doses absorbées estimées dans les différents tissus cibles: 4-8 mGy/WLM pour les bronches chez l'homme et environ 5 mGy/WLM pour les bronchioles chez le rat. L'équivalent d'exposition pour 1% d'excès de cancer du poumon chez le rat est de 12-15 WLM pour les produits de filiation du Radon et 0,5 Gy pour les rayons gamma ce qui suggère une EBR de 7-8 pour les rayons alpha comparés aux rayons gamma.

Un souci croissant concernant le risque présenté par l'exposition du grand public dans les habitations a jeté un certain doute sur la validité d'extrapolations du coefficient de risque dérivé de l'observation des mineurs et de l'expérimentation animale. Ceci a amené le DOE et dans une moindre mesure le CEE à réexaminer les mécanismes tissulaires, cellulaires et moléculaires menant au cancer induit par le Radon afin de sélectionner les données appropriées pour mesurer le risque.

Les incertitudes commencent avec la dosimétrie qui demande une identification et une localisation des cellules à risque. Ensuite il faut connaître les rôles des composants physiques et biologiques qui influencent la qualité de la dose: perte d'énergie, débit de dose, effets léthaux et autres effets épigéniques en fonction de la mutagenicité, conséquences pour l'activation des oncogènes, de délétion et de répression des antioncogènes et facteurs modifiant l'environnement.

Finalement, le rôle de la susceptibilité individuelle et la signature possible d'un cancer par radiation doivent être considérés. Quelques mGy par WLM dans les cellules cibles satisfait à la plupart des protocoles. L'approche théorique du nombre d'impacts a été confirmée expérimentalement. Des expériences in vitro, parfois contradictoires concluent généralement à une EBR basse, fait confirmé par des expériences in vitro et in vivo pour ce qui est la léthalité, la cytogénétique et la transformation. Une certaine spécificité a été observée dans les tumeurs du poumon induites par le Radon chez le rat. L'effet favorisant du Radon est toujours en question toutefois quelques carcinogènes complets ou incomplets ont démontré à l'expérience qu'ils influencent la réponse dose tumeur.

Samenvatting

Longkanker werd waargenomen bij honden en ratten na blootstelling aan Radon dochterproducten. Tot nu toe is dit niet bewezen bij andere knaagdieren desondanks proeven op grote schaal op de muis in de jaren zestig, en het bewijs van verhoogde vatbaarheid van de hamster voor longkanker na intratracheale instillatie van Po^{210} .

Een treffende gelijkenis in de dose-response relatie werd waargenomen in CEA-COGEMA (Frankrijk) en Battelle Instituut PNL (VSA) bij nochtans verschillende stammen.

De levensduurverlengingen waren ook dezelfde in ratten en mijnwerkers blootgesteld aan gelijkaardige niveau's (WLM) van Radon dochters in verschillende werelddelen. Deze bevinding is consistent met de geschatte dosis geabsorbeerd in de verschillende weefsels: 4-8mGy/WLM voor de bronchi bij de mens en ongeveer 5 mGy/WLM voor rat bronchiolen.

De equivalente blootstelling voor 1% exces longkanker bij de rat was 12-15 WLM voor Radon dochters en 0.5 Gy voor gammastralen hetgeen een RBE van 7-8 voor alpha stralen t.o.v. gamma stralen vertegenwoordigt.

Stijgende bezorgdheid i.v.m. het risico verbonden aan binnenshuis blootstelling van de bevolking heeft een twijfel getrokken over de geldigheid van extrapolaties van risico coëfficiënten afgeleid van observaties van mijnwerkers of dierexperimenten, dit had als gevolg dat DOE en CEE in mindere mate de tissulaire, de cellulaire en de moleculaire mechanismen die leiden tot Radon geïnduceerde kanker herzien hebben.

Onzekerheden beginnen met de dosimetrie die een preciese identificatie en locatie van de risicocellen vereist. Daarboven moet men weten welke rol gespeeld wordt door fysische en biologische componenten die de stralenkwaliteit beïnvloeden; energieverlies, dosisdebiet, lethale en andere epigenische effecten t.o.v. mutageniciteit, gevolgen van oncogene activatie en anti-oncogene deletie of repressie, omgevings storende factoren. Tenslotte de rol van de individuele vatbaarheid en het mogelijk handteken van een stralenkanker zou moeten bewezen worden. Enkele mGy per WLM in doelcellen passen bij de meeste protocols, de theoretische benadering langs het aantal treffers werd bewezen. In vitro experimenten soms tegenstrijdig, resulteren meestal in een lage RBE welk feit bewezen wordt door in vivo experimenten op lethaliteit, cytogenetiek en transformatie. Een zekere specificiteit werd waargenomen in mutaties in Radongeïnduceerde longtumoren. Promotie effect van Radon valt nog te bewijzen, nochtans enkele volledige of onvolledige carcinogenen beïnvloeden de tumor dose response als experimenteel waargenomen.

**COCARCINOGENIC EFFECT OF OZONE FOR LUNG TUMORS IN
RATS AFTER EXPOSURE TO RADON AND ITS DAUGHTERS.
PRELIMINARY RESULTS.**

Tredaniel J.(*), Monchaux G., Bisson M., Morlier J.P., Richard H., Lacroix F., Fritsch P., Morin M., Olivier, M.F., Masse R. and Hirsch A (*).
CEA, DSV-DPTE-LCE, B.P.6, 92265 Fontenay-aux-Roses Cedex, FRANCE
(*) Hôpital Saint-Louis, 1 Avenue Claude Vellefaux, 75010, Paris, FRANCE

Summary

The aim of this study was to characterize the role of chronic ozone inhalation (0.2 ppm, 6 hours a day, 5 days a week, for 6 months) in rats previously exposed to 1000 WLM radon (1200 WL, 8 hours a day, 5 days a week, for 5 weeks) in lung tumor induction. Three groups of 50 male Sprague-Dawley rats were studied: Group 1 exposed to radon only, Group 2 to radon and ozone, Group 3 to ozone only, and Group 4 consisting of 750 controls. The histopathological study is still in progress but all pulmonary tumors have been scored as macroscopic lesions. Tumor incidences were: 20, 40, 6 and 0.9%, in groups 1 to 4 respectively. These preliminary results suggest, a potential carcinogenic effect of ozone for concentrations encountered during acute urban pollutions, and a cocarcinogenic effect of this compound after radon exposure.

1- INTRODUCTION

Ozone is an ubiquitous environmental airborne pollutant related to most industrial and human activities. In urban atmospheres, concentrations vary according to circadian rhythms. Besides its well-known acute pulmonary toxic effects, some experimental results suggest its pulmonary carcinogenic (HASSETT et al., 1985) and cocarcinogenic potential; however, conflicting results have been reported (LAST et al., 1987; WITSCHI et al., 1993). On the other hand, the carcinogenic effects induced by inhalation of radon and its daughters on man and experimental animals have been clearly characterized (CHAMEAUD et al., 1974).

The aim of this work was to study the carcinogenic and cocarcinogenic potential of ozone in rats previously exposed to radon. Radon exposure conditions were chosen so that they induced an optimal lung tumor incidence for the observation of a co-carcinogenic effect (MONCHAUX et al., 1994). The ozone concentration used, 0.2 ppm, was similar to and even less than that measured during some acute pollutions of urban atmospheres. In order to mimic environmental human exposure, animals were exposed 6 hours a day, 5 days a week, during 6 months. The histopathological analysis of this long-term study is still in progress, but at this time all the animals were died. We report here preliminary results concerning life-span, and tumor incidence as scored by macroscopic lesions.

2- MATERIAL AND METHODS

The experiments were carried out on male Sprague-Dawley rats (OFA, IFFA CRED0, France) which were 3 month old at the beginning of radon inhalation. Three groups of 50 animals were studied. Group 1 was exposed to a cumulated dose of 1000 WLM (8 hours a day, 5 days a week, during 5 weeks). Group 2 was irradiated similarly by radon and its daughters and, one month later, was exposed to ozone. Group 3 was exposed only to ozone. A group of 750 non exposed rats with similar histories corresponded to controls.

Rats were exposed to ^{222}Rn at about 55% equilibrium with decay products in an inhalation chamber, as previously described (CHAMEAUD et al., 1974). Rats were exposed during 18 sessions of radon inhalation, for 8 hours a day, over a period of 5 weeks. The potential alpha energy concentration was 25 mJ/m^3 . Thus rats were exposed to a cumulative dose of about 1,000 WLM ($1202 \text{ WL} \times 18/\text{d} \times 1/1018 = 1018 \text{ WLM}$).

Rats were whole-body exposed to ozone in a 1 m^3 Hazleton inhalation chamber supplied with filtered air (25 air changes per hour). The ozone treatment consisted of exposure to 0.2 ppm, 6 hours a day, 5 days a week, for 6 months. The appropriate ozone concentration was produced by passing pure oxygen through a silent electric arc-type ozoniser (Wallace and Tiernan BA 023012). The gas

mixture was diluted with clean air to obtain the ozone concentration of 0.2 ppm in the chamber. This concentration was monitored continuously with an analyser (O341M, Environnement S.A.) using a sampling probe positioned in the breathing zone of the rats.

Animals were kept until their death or killed when moribund. A full necropsy was carried out on all animals. Some animals were killed at regular intervals during exposure in order to characterize initial pulmonary lesions by electron microscopy study.

3- RESULTS

Table 1 shows mean survival times and lung tumor incidence in the different animal groups. No significant difference of the life-span values was observed between the groups. All exposure conditions have induced a significant increase of lung tumor incidence, as compared to controls. The incidence observed after the combined treatment was higher than the addition of values observed after exposure to radon and ozone alone. The carcinogenic effect of ozone was significant ($p=0.018$) whereas, the synergetic effect of radon and ozone was marginally significant according to Fisher exact test.

Preliminary histological results seem to indicate that the ozone exposure induces a slight epithelial cell hyperplasia confined to the bronchiolo-alveolar junction.

4- DISCUSSION

This study shows that the lung tumor incidence observed after combined radon and ozone exposures was larger than that calculated by addition of the incidences observed after exposures to each separately. These preliminary results have to be confirmed and completed by a detailed histopathological study, which is in progress. Because life shortening was not observed between combined or single exposed groups as compared to controls, the observed co-carcinogenic effect cannot be

defined as a synergistic one. A synergy was previously reported by using the same exposure to radon plus 5-6 benzoflavone, known to be an inducer of cytochrome P-450 1A1. In this experimental model, target cells are confined to the bronchiolo-alveolar junctions (PONCY et al., 1993). The hyperplasia observed at the same sites after ozone exposure might indicate that the same target cells are involved in the co-carcinogenic process.

The co-carcinogenic effect of radon which has been observed under our experimental conditions, using high level exposure, cannot be extrapolated to humans who are usually never exposed to such high levels (BRENNER, 1992). Further studies are needed to determine the effect of radon at lower exposure levels.

By contrast, the carcinogenic and co-carcinogenic effects of ozone appear to occur at environmental levels. Thus, ozone, and perhaps other oxidizing pollutants such as NO_x, might be regarded as potent environmental carcinogens. Because very few experimental and epidemiological data have been reported, further studies are needed.

5- REFERENCES

- BRENNER DJ. Radon: current challenges in cellular radiobiology. *Int J Radiat Biol* 1992; 61: 3-13.

- CHAMEAUD J, PERRAUD R, LAFUMA J, MASSE R, PRADEL J. Lesions and lung cancers induced in rats by inhaled radon 222 at various equilibriums with radon daughters. In: *Experimental Lung Cancer. Carcinogenesis and Bioassays*. Karde E and Park J, Editors, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New-York, 1974, pp. 411 -421.

- HASSETT C, MUSTAFA MG, COULSON WF, ELASHOFF RM. Murine lung carcinogenesis following exposure to ambient ozone concentrations. *J Natl Cancer Inst* 1985; 75: 771-7.

- LAST JA, WARREN DL, PECQUET-GOAD E, WITSCHI H. Modification by ozone of lung tumor development in mice. *J Natl Cancer Inst* 1987; 78: 149-154.

- MONCHAUX G, MORLIER JP, MORIN M, CHAMEAUD J, LAFUMA J, MASSE R. Carcinogenic and cocarcinogenic effects of radon and radon daughters in rats: An overview of 20 years of study *Environ. Health Perspect.*, 102, 1, in press.

- PONCY JL, LAROQUE P, FRITSCH P, MONCHAUX G, CHAMEAUD J, MASSE R. An experimental two-stage rat model of lung carcinoma initiated by radon exposure. In: *Indoor radon and lung cancer: reality or myth ? In 29th Handford Symposium on Health and Environment - Indoor Radon and lung cancer: reality or myth?*, October 15-19, 1990, Richland, Washington, Part 2, Edited by F.T. Cross, BATTELLE PRESS, Columbus, Richland, 803-819, 1993.

- WITSCHI H, WILSON DW, PLOPPER CG. Modulation of N-nitrosodiethylamine-induced hamster lung tumors by ozone. *Toxicology* 1993; 77: 193-202.

TABLE 1 - median survival times and lung tumor incidences in controls, radon, ozone and radon followed by ozone exposed rats.

	CONTROLS	RADON	OZONE	RADON + OZONE
MEDIAN SURVIVAL	858 days	776 days	818 days	834 days
TUMOR INCIDENCE	0.7 %	20 %	6 %	40 %

Résumé

Cette étude a pour but de définir le rôle joué par l'inhalation chronique d'ozone (0.2 ppm, 6 heures par jour, 5 jours par semaine durant 6 mois) dans l'induction de tumeurs pulmonaires chez le rat d'abord exposé à 1000 WLM de radon (1200 WL, 8 heures par jour, 5 jours par semaine durant 5 semaines). L'étude a porté sur trois groupes de rats mâles Sprague-Dawley: le groupe 1, exposé au radon seulement; le groupe 2, exposé au radon et à l'ozone; le groupe 3, exposé exclusivement à l'ozone. Le groupe 4, de contrôle, est constitué de 750 individus. L'étude histopathologique est en cours, mais toutes les tumeurs enregistrées sont des lésions macroscopiques. L'incidence des tumeurs est, du groupe 1 au groupe 4, de 20, 40, 6 et 0.9 %. Ces résultats préliminaires indiquent un effet carcinogène potentiel de l'ozone aux concentrations rencontrées durant les pollutions urbaines aiguës et un effet cocarcinogène de cette substance après exposition au radon.

Samenvatting

Het doel van deze studie is de rol te bepalen die een kronische ozoninhalatie (0.2 ppm, 6 uur per dag, 5 dagen per week, gedurende 6 maanden) in ratten speelt, eerder blootgesteld aan 1000 WLM Radon (1200 WL, 8 uren per dag, 5 dagen per week, gedurende 5 weken) om lungtumor te induceren.

Drie groepen van 50 mannelijke Sprague-Dawley ratten werden bestudeerd: groep 1, alleen aan Radon blootgesteld; groep 2, aan Radon en Ozon blootgesteld; groep 3 aan Ozon alleen blootgesteld. Groep 4, 750 individuen sterk, is de controle groep. The histopatologische studie loopt nog. Alle longtumoren worden als macroscopische letsels geregistreerd. Tumorvoorkomen was als volgt (van groep 1 tot 4): 20, 40, 6 en 0.9 %. De voorafgaande resultaten wijzen op een mogelijk kankerwekkend effect van ozon bij concentraties die tijdens acute stadslucht vervuiling optreden, en op een co-carcinogeen effect van ozon na een Radon-blootstelling.

EPIDEMIOLOGIE ET RISQUE DE CANCER APRES EXPOSITION AU RADON

Margot Tirmarche

Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire
B.P. 6 - 92265 Fontenay aux Roses cedex

Résumé

Le radon est un gaz radioactif d'origine naturelle auquel l'homme est exposé par inhalation de l'air environnant. Sa concentration dans l'air dépend majoritairement de la richesse du sol en uranium ou thorium et elle est plus élevée dans les galeries et caves souterraines que dans les atmosphères des habitations. De par leur exposition professionnelle les mineurs de fond, et surtout les mineurs d'uranium, ont été les premières populations suivies en épidémiologie pour évaluer un risque de cancer, notamment broncho-pulmonaire, lié à l'inhalation du radon. Ces études ont conclu à un excès de décès par cancer pulmonaire dont l'excès de risque relatif augmente de façon linéaire avec l'exposition cumulée au radon et à ses descendants. Les résultats issus de ces études sont souvent tributaires d'expositions passées, élevées car liées à des conditions de travail très différentes de celles observées de nos jours et dont l'évaluation rétrospective est probablement moins précise que celle mesurée durant les 25 dernières années. L'étude sur les mineurs d'uranium français, publiée récemment dans le *British Journal of Cancer*, illustre parfaitement l'évolution de l'exposition d'un même groupe de mineurs dont certains ont commencé leur activité de mineur de fond dès 1946. Les résultats de cette étude caractérisant une population ayant en moyenne 14.5 années d'exposition au radon pour une dose cumulée moyenne de 70 WLM*, sont discutés comparativement à ceux des principales autres études sur les mineurs (des USA, du Canada, de la République tchèque...). Leurs implications pour l'extrapolation aux faibles doses et faibles débits de doses annuels doivent être validées. Les études cas-témoins actuellement menées pour évaluer le risque de cancer lié à l'inhalation dans les habitations sont une étape supplémentaire indispensable pour l'évaluation du risque éventuel de la population.

* 1WLM (Working Level Month) correspond à une exposition pendant 170 heures dans une atmosphère où la concentration en énergie alpha potentielle des descendants du radon est de 1 WL (1 WL est équivalent à une énergie de $1,3 \cdot 10^5$ MeV par litre d'air)
1 WLM = $3,5 \text{ mJ} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}$.

1. INTRODUCTION

Le radon, gaz radioactif d'origine naturelle, peut être rencontré partout dans l'air ambiant mais ses concentrations sont variables et dépendent en majorité de la richesse en uranium ou en thorium de la croûte terrestre. Après diffusion à travers les fissures des roches, il peut s'accumuler dans les galeries souterraines ou dans les caves des maisons; dans ce dernier cas, il pénètre dans les lieux d'habitation et est inhalé par les personnes qui y séjournent. La voie respiratoire est la voie principale de pénétration du radon dans l'organisme humain; il peut également être présent dans l'eau de boisson, mais la voie digestive est négligeable comparativement à la voie respiratoire. Après inhalation, le radon est rapidement réexhalé, car il a peu d'affinité avec les milieux biologiques notamment pulmonaire. Au contraire, ses descendants particuliers se déposent le long des voies aériennes pulmonaires selon une répartition liée à leur granulométrie et en fonction de l'état d'équilibre du radon avec ses descendants dans l'air ambiant. Certains de ces descendants sont des émetteurs alpha (Fig.1) ayant une période radioactive très courte (de l'ordre de quelques minutes) qui limite leur action aux tissus pulmonaires proches du site de dépôt, en particulier au niveau des cellules de l'épithélium bronchique.

De par leur activité professionnelle, les mineurs et notamment les mineurs d'uranium sont exposés au radon et à ses descendants. De nombreuses études épidémiologiques menées sur les mineurs durant les 20 dernières années ont montré qu'ils présentent un risque de cancer du poumon lié à leur activité professionnelle et que ce risque augmente en fonction de l'exposition au radon et à ses descendants (1 à 10). Durant les premières années d'exploitation des mines, l'exposition de ces mineurs a pu être élevée, notamment chez les mineurs du COLORADO. En effet, dans les cavités et galeries souterraines, la concentration en radon dépend de multiples facteurs: la teneur en uranium ou thorium du sol, le type de terrain, la présence d'eaux souterraines transportant le radon et la qualité de la ventilation. C'est en agissant sur ces deux derniers facteurs que la concentration en radon dans les mines d'uranium françaises a pu être baissée d'un facteur 5 à 10 dès les années 1956 (Fig 2). Le suivi des mineurs d'uranium dans le cadre d'une étude de cohorte a permis de tenir compte de l'évolution de cette exposition cumulée dans le temps et d'estimer un risque de cancer pour des populations de mineurs exposés à des concentrations en radon faibles, comparativement à la plupart des autres mineurs étudiés.

2. ETUDE DES MINEURS D'URANIUM FRANÇAIS, DONT LE TRAVAIL AU FOND A COMMENCE ENTRE 1946 ET 1972

Ces mineurs représentent la cohorte la plus ancienne des mineurs d'uranium français, certains ayant commencé à travailler dès 1946; leur exposition durant les dix premières années est parmi les expositions les plus élevées rencontrées dans ces mines en France, néanmoins, comparativement aux expositions connues dans d'autres pays, ces expositions annuelles peuvent être considérées comme relativement faibles: la figure 2 indique que durant la période 1946 à 1955, 50% des mineurs n'ont pas dépassé les 11 WLM par an; durant la période postérieure à 1955, cette exposition annuelle a baissé de façon notable grâce à une politique de radioprotection dans les mines exercée de façon systématique dès 1956.

Historique de la surveillance dosimétrique

Dès 1953 une quarantaine de mesures de radon ont été réalisées au moyen d'échantillons d'air prélevés dans des bouteilles de 1 litre, préalablement vidées, puis analysés dans des chambres d'ionisation. Parallèlement, les premières mesures de rayonnement alpha ont été réalisées sur les poussières prélevées et les mineurs ont été dotés de films dosimètres pour la mesure de l'irradiation externe. Ce programme d'expérimentation des différents types de mesures a été étendu dans les années 1954 -1956; à la même époque des équipes de radioprotection ont été affectées à chaque site minier. Des mesures de radon et de l'activité alpha des poussières ont été effectuées suivant une périodicité rigoureuse: trois par semaine pour la concentration en radon à chaque poste de travail, une pendant la foration, une après le tir, au retour des ouvriers, et une pendant le chargement du minerai. Depuis 1956, plusieurs dizaines de milliers d'analyses ont été effectuées systématiquement chaque année, et nous possédons des archives retraçant les valeurs d'expositions hebdomadaires au radon pour chaque mineur en activité; nous avons pu ainsi constituer un fichier informatisé reprenant l'exposition de chaque mineur sur une base annuelle. Pour la période antérieure à 1956 (1946-1955), une reconstitution rétrospective de l'exposition individuelle a été nécessaire: elle a fait appel à un groupe de travail, constitué d'anciens mineurs ainsi que d'experts en dosimétrie des mines, ayant connu les conditions de travail de cette époque; ainsi, pour chaque mineur, une exposition mensuelle a été reconstituée, tenant compte des caractéristiques de chaque mine, de sa richesse en minerai et du type et de la durée de travail.

La cohorte ne peut pas être considérée comme un groupe homogène sur le plan du suivi dosimétrique, puisque les conditions de travail et les techniques d'enregistrement de l'exposition diffèrent suivant la période d'entrée dans les mines. L'analyse de la mortalité en fonction de l'exposition tient compte de cette

évolution et les résultats descriptifs des différentes causes de décès présentent, à côté de la cohorte totale, également les résultats de 2 sous-groupes, séparés en fonction de la date de première exposition au radon: avant 1956, de 1956 à 1972. Le but de cette étude est l'analyse du risque de décès par cancer en fonction de l'exposition au radon. Mais l'enregistrement parallèle de l'exposition individuelle aux poussières à demi-vie longue et de l'irradiation externe permettra, dans une étape ultérieure, l'étude de la part de ces deux autres composantes radiologiques dans l'expression du risque de cancer de ces mineurs.

Etude de mortalité

Le tableau 1 indique les caractéristiques de cette cohorte de mineurs suivis jusqu'au 31 décembre 1985. Il permet de noter que la durée moyenne de présence au fond est longue (14.5 années) et que l'exposition moyenne cumulée est de 70 WLM. Ces mineurs ont une durée moyenne de suivi de 25 ans et 80% sont encore vivants en fin d'étude. L'exposition moyenne cumulée est évidemment plus élevée dans le premier groupe, dont la date de début de travail au fond se situe avant 1956: 112 WLM contre 37 WLM pour ceux entrés durant la période 1956 à 1972.

Le tableau 2 indique, pour chacune des causes de décès par cancer, le nombre observé, le nombre attendu si ces mineurs avaient la même mortalité que la population française de même structure d'âge et de même période calendaire ainsi que le rapport de mortalité standardisé appelé SMR (standardized mortality ratio) et sa signification statistique. Le logiciel utilisé est le "Person-Years"(11). Les tests statistiques bilatéraux et les intervalles de confiance sont calculés en supposant que le nombre de décès observés suivent une loi de Poisson dont le paramètre est le nombre attendu. Les différentes causes de décès ont été regroupées sous la nomenclature de la 8ième classification internationale des maladies (CIM8).

La mortalité toutes causes est comparable à celle de la population nationale. La mortalité par cancer est en excès ($p = 0.008$), résultant essentiellement d'un excès de décès par cancer du poumon et du larynx; l'excès de décès par cancer du poumon est observé sur les deux sous-groupes de mineurs, en revanche l'excès de décès par cancer du larynx est observé essentiellement dans le groupe entré avant 1956.

Evolution de la mortalité par cancer du poumon et du larynx en fonction de l'exposition cumulée au radon.

Le facteur étiologique le plus connu pour le cancer du poumon et le cancer du larynx est la consommation tabagique; un autre facteur distinguant la population des mineurs de la population de référence, utilisé dans cette analyse, est le niveau socio-économique. Dans l'analyse présente, nous étudions la part du radon dans l'expression du risque de cancer de ces mineurs; or pour qu'un facteur professionnel puisse être incriminé dans l'étiologie d'un cancer, il est indispensable de démontrer que ce risque augmente en fonction de l'exposition cumulée dans le temps.

Pour cela, nous avons calculé la valeur du SMR pour 5 groupes d'exposition cumulée (0-9.9 WLM, 10-49.9 WLM, 50-149.9 WLM, 150-299.9 WLM et ≥ 300 WLM), en admettant un temps de latence de 5 ans; chaque mineur apporte dans un groupe d'exposition donné, chaque année, une personne-année, fonction d'une classe d'âge précise et d'une période calendaire. Dans le cadre d'une exposition chronique, le temps de latence de 5 ans correspond à un temps de décalage entre l'exposition d'une année donnée et le risque de cancer associé. Ainsi, un individu ayant par exemple cumulé 10 WLM en 1956, n'est exposé au risque de décès par cancer du poumon dans le groupe 10-49.9 WLM que 5 ans plus tard, soit à partir de 1961; pendant les années 1956 à 1960, il apporte des personnes-années dans le groupe 0-9.9 WLM.

Le tableau 3 indique les valeurs des SMR dans les différents groupes d'exposition et montre que le test de tendance est significatif à 3 % pour la mortalité par cancer du poumon. Pour les décès par cancer du larynx, nous n'observons pas d'augmentation des SMR en fonction de l'exposition au radon.

L'ajustement de la relation exposition-effet s'appuie sur l'hypothèse que l'effet de l'exposition est proportionnel à l'incidence "naturelle" de la population suivie, donc sur un modèle de risque relatif constant; et admet que l'excès de risque relatif (ou l'excès d'SMR) obéit à une relation linéaire de type: $SMR = \alpha + \beta D$, D étant la dose cumulée, α et β étant estimés à partir des données à l'aide de la procédure Régression Poissonnienne du logiciel GLIM (12).

Le résultat de cette régression est illustré dans la figure 3 pour les décès par cancer du poumon: la droite de régression obéit à l'équation suivante:
 $SMR = 1.68 + 0.0058 \text{ WLM}$ avec un écart type de 0.004 pour la pente. En prenant en compte l'influence des deux sous-groupes, définis en fonction de leur date d'entrée dans la mine (avant ou depuis 1956), l'analyse de déviance montre que leur contribution ne change pas cette relation dose-effet. Pour les décès par

cancer du larynx, l'analyse de déviance confirme qu'il n'existe pas d'augmentation du risque en fonction de l'exposition cumulée au radon.

Conclusion.

Durant les 20 dernières années, de nombreuses études épidémiologiques, dites de cohorte, ont été publiées sur des mineurs ayant été exposés au radon durant leur activité professionnelle (1 à 10). Le tableau 4 résume les principales études ayant établi une relation dose-effet entre l'exposition cumulée au radon et à ses descendants et le risque de décès par cancer broncho-pulmonaire. Cette relation obéit dans la plupart des études à une relation linéaire entre l'excès de risque relatif par cancer du poumon et l'exposition cumulée, en admettant un temps de latence minimum de 5 ans. Malgré les divergences pouvant exister entre ces différentes études (populations d'origine différente et avec des conditions de travail ayant évolué dans le temps), il existe une relative concordance entre les différentes pentes ainsi estimées et exprimées en excès de risque par unité d'exposition (WLM).

Les expositions de ces mineurs ont été parfois de très courte durée (U.S.A., Canada) ou au contraire établies sur la majeure partie de leur vie professionnelle (France, Tchécoslovaquie, Chine,...). L'évaluation du risque en fonction de l'exposition cumulée dans le temps n'est qu'une première approche, qui doit être complétée en prenant en compte les âges de première et dernière exposition, et surtout la manière dont la dose résultant de cette exposition cumulée s'est étalée dans le temps.

Il faut remarquer que les premières études publiées concernent quasi exclusivement des mineurs exposés à de fortes concentrations au radon (de 50 à plusieurs centaines de WLM par an), les études les plus récentes ont pu inclure des mineurs exposés à des doses beaucoup plus faibles. L'étude française est caractéristique d'une exposition annuelle faible, notamment depuis 1956 (1-3 WLM par an) et d'une longue durée d'exposition. L'excès de risque relatif de cancer du poumon, estimé sur cette population par le rapport pente/intersection à la dose 0, est de 0,4 % par WLM, estimation faible comparativement à la plupart des autres études. Elle est basée sur un nombre de décès par cancer du poumon faible (n = 45) et est actuellement poursuivie et étendue à une population plus large, incluant les mineurs jour et les mineurs fond entrés depuis 1972. Elle est réalisée en étroite collaboration avec la médecine du travail de la COGEMA et devrait nous permettre de présenter de nouvelles estimations du risque de cancer sur les mineurs d'uranium français dans un délai de 2 à 3 ans.

Parmi les différentes évaluations du risque, réalisées par des comités

internationaux, en regroupant les données de plusieurs cohortes de mineurs, citons celle de la Commission Internationale de Radioprotection (CIPR 50) (11) qui a adopté en 1987 un modèle de risque relatif avec une relation linéaire aboutissant à un coefficient d'excès de risque relatif de 1 % par WLM à partir de l'analyse des mineurs du Colorado (U.S.A.), de l'Ontario (Canada) et de Tchécoslovaquie. Le Comité de l'Académie des Sciences aux U.S.A., chargé de l'évaluation des effets biologiques liés aux rayonnements ionisants, a publié dans le rapport BEIR IV (12) en 1988 une analyse à partir des mineurs d'uranium de l'Ontario et de l'Eldorado (Canada), du Colorado (U.S.A.), ainsi que des mineurs de fer de Suède. Il utilise un modèle de risque relatif dépendant du temps depuis l'exposition, en tenant compte, en plus de l'exposition cumulée, de la durée d'exposition, de l'âge atteint, de l'âge au début et à la fin de l'exposition et de la manière dont cette exposition a été accumulée. L'estimation finale de l'excès de risque relatif de décès par cancer du poumon par unité d'exposition de ce comité n'est que peu différente de celle de la CIPR 50, mais dans les deux cas l'intervalle de confiance autour de cette estimation reste important:

1 % (0,5 % - 2 %) pour la CIPR, 1,34 % (0,8 % - 2,3 %) pour le BEIR IV.

Afin de mieux cerner cette estimation, le National Cancer Institute aux U.S.A. réalise actuellement l'analyse conjointe de 11 cohortes de mineurs. Cette analyse, dont fait partie l'étude sur les mineurs français, devrait être publiée courant 1994 et permettra une estimation de risque plus précise car estimée sur 2.600 décès par cancer du poumon; soit un nombre 8 fois supérieur à la précédente estimation du BEIR IV.

3. ETUDES DU RISQUE DE CANCER LIE A L'INHALATION DU RADON DANS LES HABITATIONS

Pour évaluer ce risque au niveau de la population générale, différentes approches sont possibles :

1°) Extrapoler les estimations de risque obtenues à partir des expositions professionnelles, c'est-à-dire en milieu minier, pour déterminer l'importance du risque lié à une inhalation de radon, à faible concentration, dans les habitations.

2°) Comparer les taux de cancer dans les régions à forte et faible radioactivité naturelle (en opposant par exemple les régions à terrain granitique aux régions sédimentaires).

3°) Procéder à des études épidémiologiques à visée étiologique, afin d'évaluer la part du radon comparativement à d'autres facteurs pouvant intervenir dans la

cancérogénèse, notamment pulmonaire.

La première approche a été utilisée par de nombreux comités d'experts (NCRP, CIPR 50, BEIR IV ...) ou organismes NRPB en Grande-Bretagne, EPA aux U.S.A.) pour calculer le nombre de cancers attribuables au radon domestique. Cette extrapolation aux faibles doses à partir des données des mineurs demande l'utilisation de modèles qui ont été soit de type additif avec l'hypothèse d'une diminution exponentielle dépendant du temps depuis la fin de l'exposition (NCRP) ou de type multiplicatif (CIPR). Le BEIR IV admet également un modèle multiplicatif mais incorpore une composante diminuant le risque en fonction du temps écoulé depuis l'exposition. Dans ces modèles, l'action synergique radon-tabac a été considérée de type additif par le NCRP, et de type multiplicatif par les deux autres comités (CIPR et BEIR IV).

L'estimation du risque au niveau de la population féminine à partir des données des mineurs a été réalisée en posant l'hypothèse, non encore vérifiée, que les deux sexes présentent la même sensibilité face au cancérigène radon.

L'estimation du risque à partir d'une exposition pendant l'enfance est également difficile à évaluer: une seule étude sur les mineurs d'étain en Chine (4) a pu inclure un nombre non négligeable de jeunes exposés avant l'âge de 15 ans. Les auteurs concluent que l'exposition pendant l'enfance ne semble pas augmenter le risque de cancer du poumon comparativement à la même exposition pendant l'âge adulte.

En 1991, l'Académie Nationale des Sciences aux U.S.A. (15) a suggéré une réduction de 30 % de l'estimation calculé par BEIR IV, en passant du risque en milieu minier au risque dans les habitations, ceci afin de tenir compte des différences précitées. Reste une composante de l'exposition au radon qui est actuellement beaucoup discutée. Pour une même dose cumulée, la manière dont cette dose a été accumulée dans le temps semble avoir des effets contraires sur le risque de cancer du poumon suivant les études de mineurs rapportées. Certaines études, notamment celles des mineurs canadiens ou américains, suggèrent un effet inverse du "débit de dose", en d'autres termes, une dose annuelle faible pourrait induire, à même dose totale, un risque plus élevé que si cette même dose est accumulée en une période plus courte, donc avec une exposition annuelle plus élevée.

Les résultats de l'étude française ne confirment pas cette relation, au contraire, le risque relatif du cancer du poumon augmente quand le débit d'exposition s'accroît.

Des études en expérimentation animale permettent d'étudier l'effet lié au débit de dose: elles ont démontré que le radon est un cancérigène pulmonaire chez le rat et un excès de cancers a pu être observé pour des doses cumulées faibles (20 WLM). L'effet du "débit de dose" inverse a pu être démontré pour des expositions allant de 500 à 50 WLM par semaine. Cet effet semble diminuer et même disparaître quand une même dose cumulée est étalée sur une période beaucoup plus longue: ainsi des expériences récentes (16) ont indiqué qu'une exposition de 25 WLM administrée à une concentration de 2 WL sur une durée de 18 mois provoque chez le rat une incidence de cancers pulmonaires comparable à celle du groupe de rats non-exposés. La même exposition cumulée (25 WLM) administrée sur une courte période à un débit de 100 ou 150 WL provoque une augmentation significative de l'incidence des cancers pulmonaires.

A côté des composantes radiologiques (radon, irradiation externe gamma, poussières à demi-vie longue) d'autres produits sont présents dans les mines (silice, poussières d'autres minéraux, vapeurs de diesel), mais absents dans les habitations et ils peuvent intervenir dans la cancérogénèse. L'extrapolation du "risque mineur" au "risque maison" est donc soumise à de nombreuses hypothèses d'interaction non encore vérifiées, notamment celle impliquant radon et tabac et les résultats issus de ces extrapolations doivent être considérés comme préliminaires et demandent à être vérifiés à partir d'études épidémiologiques menées sur des personnes exposées dans les maisons.

La deuxième approche proposée est celle d'études de corrélations géographiques; elles ont abouti à des résultats contradictoires suivant les régions étudiées; ces études n'ont qu'une valeur descriptive. Vu le temps de latence important avant l'expression d'un cancer, le dernier lieu de résidence n'est pas forcément celui impliqué dans la maladie actuelle. Or les causes de décès sont enregistrées au lieu de dernière résidence. D'autre part, le facteur tabac, cancérigène puissant comparativement au radon domestique, peut complètement masquer l'effet de ce dernier dans ce type d'étude descriptive.

A titre indicatif, signalons que les régions françaises à forte radioactivité naturelle (Bretagne, Massif Central) présentent une mortalité par cancer du poumon inférieure à celle de la population nationale (17). Certaines études géographiques ont suggéré une relation entre leucémie et radon. Aucune des 11 études de cohortes sur les mineurs n'a pu confirmer cette relation.

Les études géographiques étant incapables d'apprécier le risque radon dans les habitations, c'est la troisième approche, celle d'une étude épidémiologique cas-témoin qui est préconisée pour vérifier, sur le terrain, le risque de cancer du poumon lié à l'inhalation du radon domestique. En accord avec des experts

américains, la Commission des Communautés Européennes (CCE) a préconisé la mise en place d'une vaste étude cas-témoin permettant de réunir un effectif important pour l'appréciation de ce risque (1200 cas / 3600 témoins). Elle est menée parallèlement en Allemagne, France, Belgique, Luxembourg, Grande-Bretagne. Elle vise l'évaluation du risque de cancer du poumon en fonction de l'exposition au radon durant les 30 années précédant la maladie. La mesure du radon est réalisée dans chacune des maisons occupées durant cette période, pour une durée de 6 mois, avec 2 dosimètres par maison. La comparabilité des dosimètres utilisés dans les différents pays durant les 5 années de l'étude est testée régulièrement. Les premiers résultats de cette étude sont attendus pour fin 1996.

D'autres études du même type sont actuellement en cours de réalisation aux U.S.A., au Canada. Le tableau 5 résume les résultats d'études cas-témoins publiées récemment. Nous pouvons conclure que certaines études, notamment suédoises, montrent une tendance significative du risque relatif en fonction de l'exposition dans les maisons, notamment dans la dernière étude (24), où l'excès de risque est important pour les fumeurs de cigarettes vivant dans des maisons ayant des concentrations de radon supérieures à 400 Bq/m³. D'autres études, notamment l'étude canadienne du Winnipeg, montrent une absence d'augmentation du risque avec l'exposition cumulée au radon.

4. CONCLUSION

Le risque de cancer du poumon après inhalation du radon et de ses descendants peut être estimé à partir des études épidémiologiques sur les mineurs d'uranium et à partir des expositions dans les habitations. Dès 1987, le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC/ OMS) a considéré que les études au niveau de l'animal et sur les mineurs d'uranium fournissaient des résultats suffisamment concluants pour déclarer le radon cancérigène pour l'homme. Ces résultats provenaient d'expositions annuelles relativement élevées et montraient que le risque de cancer du poumon augmente de façon linéaire avec l'exposition cumulée au radon. Depuis, de nombreuses approches sont utilisées pour déterminer le risque aux faibles doses, que ce soit pour l'estimation du risque lié aux expositions actuelles des mineurs ou pour celle de la population générale soumise à des inhalations de radon dans les habitations. Les études cas-témoins actuellement menées dans de nombreux pays pour évaluer le risque lié au radon domestique devraient fournir une réponse dans les prochaines années notamment pour l'estimation de l'interaction radon-tabac et pour celle du risque de la population féminine. Les études de cohortes poursuivies sur les mineurs d'uranium semblent être la meilleure approche pour l'évaluation du risque en

milieu professionnel, le but étant de déterminer la part du radon comparativement à d'autres substances présentes dans les mines; la consommation tabagique ayant été enregistrée de façon plus systématique durant les 20 dernières années, ces nouvelles études devraient pouvoir préciser également le modèle d'interaction tabac-radon.

Les analyses conjointes réalisées sur les cohortes des mineurs d'uranium au niveau international ainsi que la mise en place de larges études cas-témoin devraient, dans un avenir relativement proche, permettre une appréciation plus précise du risque de cancer lié aux faibles expositions au radon.

REFERENCES

(1) **Hornung R.W. and Meinhardt T.J.** Quantitative Risk Assessment of Lung Cancer in U.S. Uranium Miners. *Health Physics* 1987; 52 : 417-430.

(2) **Howe G.R., Nair R.C., Newcombe H.B., Miller A.B., Burch J.D., Abbat J.D.** Lung Cancer Mortality (1950-1980) in Relation to Radon Daughter Exposure in a Cohort of Workers at the Eldorado Port Radium Uranium Mine: Possible Modification of Risk by Exposure Rate. *J. Nat. Cancer Inst.* 1987; 79: 1255-1260.

(3) **Sevc J., Kunz E., Tomasek L., Placek V. & Horacek J.** Cancer in man after exposure to Rn Daughters. *Health Phys.* 1988 ; 54: 27-46.

(4) **Xiang-Zhen X., Lubin J.H., Jun-Yae L., Li-Fen Y., Qing-Shen L., Lan, Y., Jian-Zhang W., Blot W.J.** A Cohort Study in Southern China of Tin Miners exposed to Radon and Radon Decay Products. *Health Physics* 1993; 64/2: 120-131.

(5) **Muller J., Wheeler W.C., Gentleman J.F., Suranyi G., Kusiak R.** Study of Mortality of Ontario Miners. In : *Proceedings of the International Conference on Occupational Radiation Safety in Mining* 1984; 1: 335-343. Canadian Nuclear Association, Toronto, Canada, H. Stocker, editor.

(6) **Morrison H.I., Semenciw R.M., Mao Y., Wigle D.T.** Cancer Mortality Among a Group of Fluorspar Miners Exposed to Radon Progeny. *Am. J. of Epidem.* 1988; 128: 1266-1275.

(7) **Radford E.P. and St. Clair Renard K.G.** Lung Cancer in Swedish Iron Miners Exposed to Low Doses of Radon Daughters. *N. Engl. J. Med.* 1984; 310:

1485-1494.

(8) Samet J.M., Pathak D.R., Morgan M.V., Key C.R., Valdivia A.A., Lubin J.H. Lung Cancer Mortality and Exposure to Rn Progeny in a Cohort of New-Mexico Underground U Miners. *Health Phys.* 1991; 61, 6: 745-752.

(9) Tirmarche M., Raphalen A., Allin F., Chameaud J., Bredon P. Mortality of a Cohort of French Uranium Miners Exposed to Relatively Low Radon Concentrations. *Br. J. Cancer* 1993; 67: 1090-1097.

(10) Waxweiler R.J., Roscoe R.J., Archer V.E., Thun M.J., Wagoner J.K, Lundin F.E. Mortality Follow-up Through 1977 of the White Underground Uranium Miners Cohort Examined by the United States Public Health Service. In: *Radiation Hazards in Mining: Control, Measurement and Medical Aspects* 1981; 823-830, New-York, Society of Mining Engineers of American Institute of Mining, Metallurgical and Petroleum Engineers, Gomez, M., editor.

(11) Coleman M.P., Hermon C., Douglas A., Person Years (PYRS). A fortran program for cohort study analysis, (1989) IARC Internal report. N° 89/006, Lyon.

(12) GLIM, statistical software, Royal Statistical Society: London, UK.

(13) ICRP 50. Lung Cancer Risk from Indoor Exposures to Radon Daughters. International Commission on Radiological Protection (1987) 17, 1, Pergamon Press.

(14) BEIR IV. Health Risks of Radon and Other Internally Deposited Alpha-mitters. Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiations, National Research Council (1988), National Academy Press, Washington D.C.

(15) NRC Comparative Dosimetry of Radon in Mines and Homes. National Academy Press (1991), Washington, D.C.

(16) Morlier J.P., Morin M., Chameaud J., Masse R, Bottard S. and Lafuma J. Importance du Rôle du Débit de Dose sur l'Apparition des Cancers chez le Rat après Inhalation de Radon. *C.R. Acad. Sci. Paris* (1992), t. 315, Série III, p. 463-466.

(17) Tirmarche M., Rannou A., Mollie A., Sauvé A. Epidemiological Study of Regional Cancer Mortality in France and Natural Radiation. *Rad. Prot. Dosimetry* (1988), 24 : 1; 479-482.

(18) Axelson O., Andersson K, Desai G., Fagerlund 1., Jansson B. et al. A Case-referent Study on Lung Cancer Indoor Radon and Active and Passive Smoking. Scand. I. Work Environ. Health (1988), 14 : 286-92.

(19) Schoenberg J.B., Klotz J.B., Wilcox H.B. et al. Case-control Study of Residential Radon and Lung Cancer among New Jersey Women. Cancer Res. 1990; 82: 1025-1030.

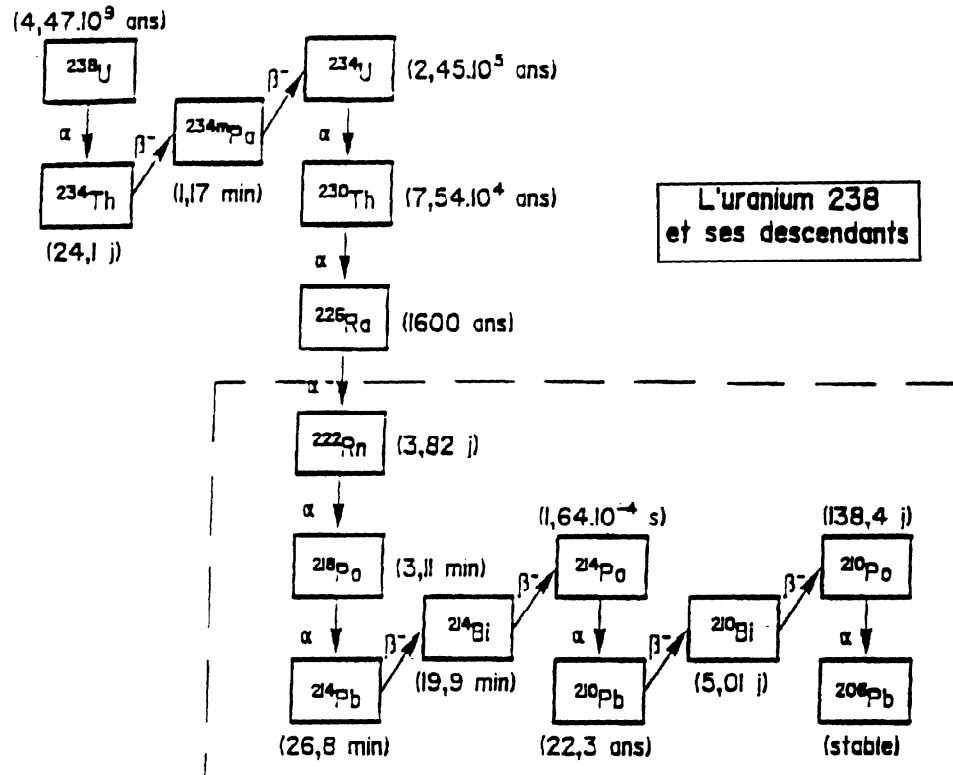
(20) Blot W.L., Xu Z-Y, Boice J.D., Zhao D-Z, Stone B.J., Sun J., Jing L-B, Fraumeni J.F.Jr. Indoor Radon and Lung Cancer in China. JNCI 1990, 82 : 1025-1030.

(21) Roostenoja E. Indoor Radon and Risk of Lung Cancer: An Epidemiological Study in Finland, Helsinki, Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety (1990), STUL-A99.

(22) Pershagen G., Linag Z.H., Hrubec Z., Svensson C., Boice J.D. Residential radon exposure and lung cancer in Swedish woman. Health Phys. 1992; 63: 179-187.

(23) Letourneau E.G., Krewski D., Choi J., Goddard M.J., Mc Gregor RG., Zielinski J.M., Du J. A case-control Study of Residential Radon and Lung Cancer in Winnipeg, Manitoba. In press.

(24) Pershagen G., Akerblom G., Axelson O., Clavensjo B., Damber L., Desai G.,et al. Residential Radon Exposure and Lung Cancer in Sweden. New Engl. J. Med. (1994) 330:3, 159-164.



L'uranium 238
et ses descendants

Figure 1

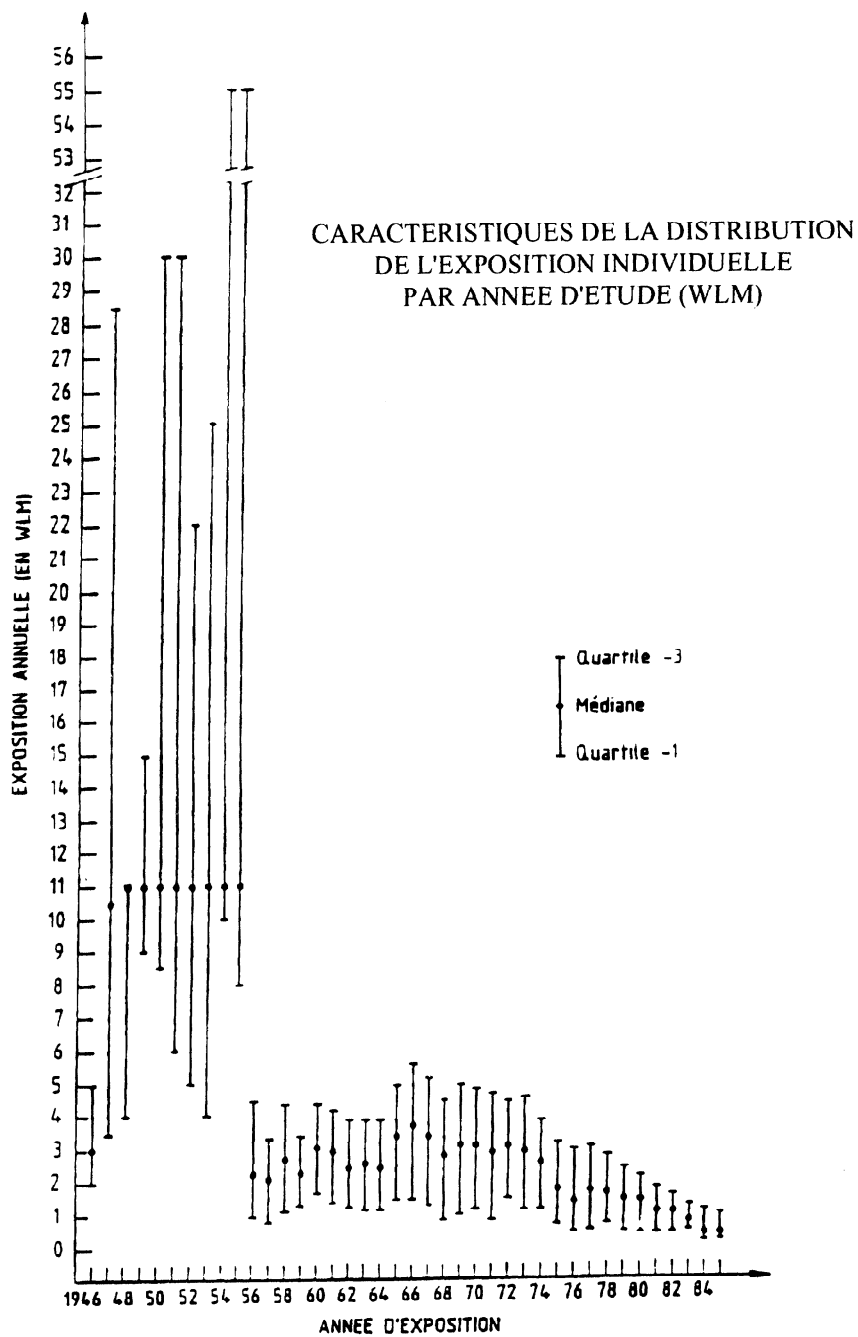


Figure 2

DECES PAR CANCER DU POUMON - 5 ANS DE LATENCE

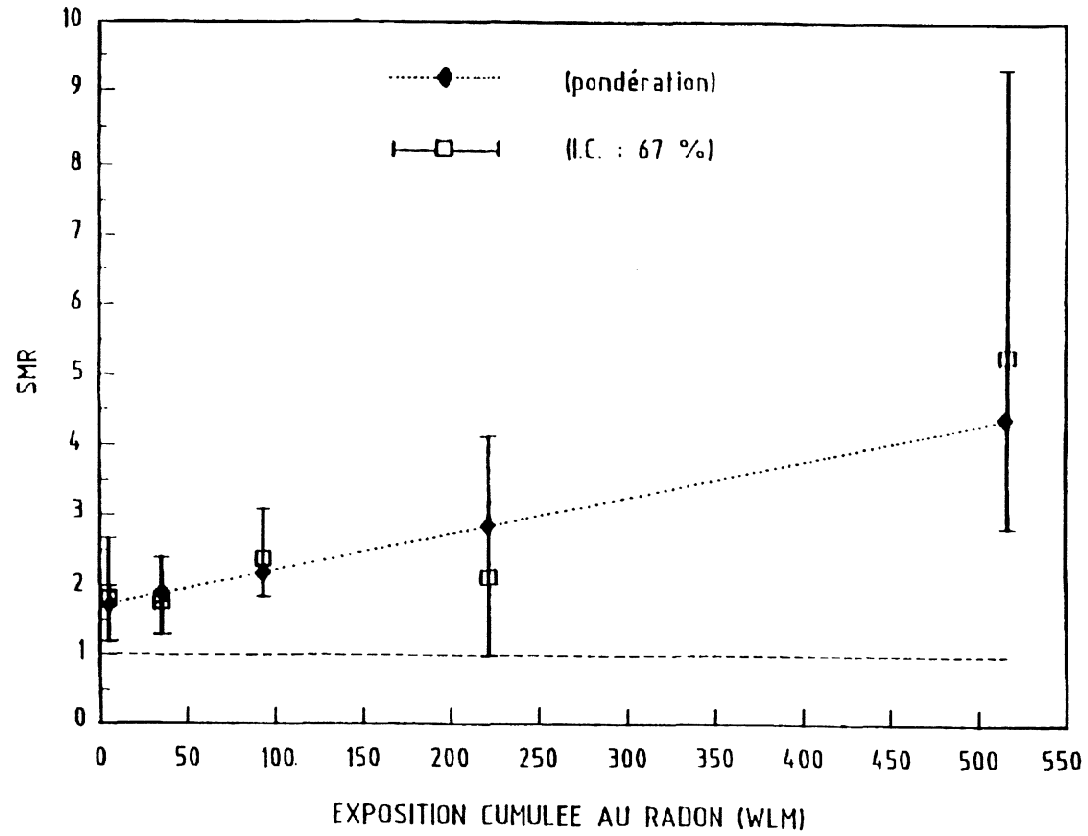


Figure 3

Tableau 1

CARACTÉRISTIQUES DE LA COHORTE DES MINEURS D'URANIUM

	COHORTE TOTALE	SOUS- GROUPE 1	SOUS- GROUPE II
Date d'entrée au fond	1946 -1972	1946 -1955	1956 -1972
Effectif	1785	793	992
Personnes - Années	44995	22429	22566
Pourcentage de vivants au 31.12.85	80.%	74%	85.%
Age moyen des vivants au 31.12.85	57	60	55
Pourcentage en activité au 31.12.85	23.%	12.%	32.%
Durée moyenne de présence au fond (en années)	14.5	14.2	14.7
Exposition moyenne cumulée	70.4	112.1	37.0
Age moyen à la première exposition	29.5	28.5	30

Tableau 2

MORTALITÉ TOUTES CAUSES ET NIORTALITÉ PAR LOCALISATION CANCÉREUSE
Nombre de décès observés et attendus sur une cohorte de 1785 mineurs d'uranium, suivis de 1946-1985,
et dont la lère exposition au radon se situe entre 1946-1972

CAUSES DE DECES CIM 8		COHORTE TOTALE (n = 1785)				PREMIERE EXPOSITION 1946-1955 (n = 793)				PREMIERE EXPOSITION 1956-1972 (n = 992)			
		Obs	Att	SMR	p.*	Obs.	Att.	SMR	p.*	Obs.	Att.	SMR	P.*
Toutes causes	1-999	352	329.6	1.07	n.s.	208	180.6	1.15	0.025	144	149.0	0.97	n.s.
Tous cancers	140- 207	118	93.3	1.26	0.008	70	50.5	1.39	0.005	48	42.8	1.12	n.s.
Cancers de la cavité buccale	141,146	3	3.67	0.82	n.s.	1	1.89	0.53	n.s.	2	1.79	1.12	n.s.
Cancer de l'oesophage	150	8	7.95	1.01	n.s.	7	4.26	1.64	n.s.	1	3,69	0.27	n.s.
Cancer de l'estomac	151	9	5.39	1.67	0.096	5	3.13	1.60	n.s.	4	2.27	1.77	n.s.
Cancer de l'intestin	152-154	9	7.41	1,21	n.s.	3	4.19	0.72	n.s.	6	3.22	1.86	n.s.
Cancer du foie,du pancréas	155,156	7	7.49	0.93	n.s.	6	4.13	1.45	n.s.	1	3,36	0.30	n.s..
Cancer du larynx	161	17	7.24	2,35	0.001	11	3.84	2,,87	0,002	6	3.40	1.76	n.s.
Cancer du poumon	162,163	45	21,12	1 3	<0,0001	27	11.36	2.38	<0.0001	18	9,76	1.84	0.011
Cancer des os	170	2	0.94	1.2	n.s.	2	0.51	3.91	0.093	0	0.43	0	-
Cancer de la vessie, du rein	188,189	3	4.01	0.75	n.s.	1	2.23	0.45	n.s.	2	1.78	1.12	n.s.
Cancer du cerveau et autres parties du système nerveux	191,192 238.1	7	3.71	1.89	0.083	2	1.94	1.03	n.s.	5	1.77	2,83	0.03
Cancer de la thyroïde	193	1	0.24	4,21	n.s.	0	0.13	0	-	1	0.11	8.93	n.s;
Cancers mai définis	195 -199	3	9.66	0.31	0.013	3	5.29	0.57	n.s.	0	4.37	0	-
Leucéniies	204 - 207	4	2,79	1.44	n.s.	2	1.50	1.33	n.s.	2	1.28	1.56	n.s.

SMR** rapport de mortalité standardisé: Obs./Att.
p.* test bilatéral su n.s. = p>0,10

Tableau 3

Mortalité par cancer bronchique en fonction de l'exposition cumulée au radon d'une cohorte de mineur d'uranium suivie en France de 1946 à 1985

Exposition cumulée (WLM)*	Dose moyenne (WLM)*	Personne-années	Observée	Attendue**	SMR Rapport de mortalité	Signification statistique standardisé	Intervalle de confiance (67%)
>0-<10	4.89	15003	8	4.44	1.80	p = 0.082	1.19-2.67
10-<50	35.12	16015	13	7.36	1.77	p = 0.038	1.29-2.39
50-<150	92.96	10678	17	7.15	2.38	p = 0.001	1.82-3.09
150-<300	221.24	2192	3	1.42	2.12	p = 0.170	0.99-4.11
>300	516.05	1107	4	0.76	5.26	p = 0.008	2.80-9.32

* Working Level Months

** Attendue en fonction de la mortalité nationale (même sexe, même âge et même période calendaire)

Test de tendance: $X^2_1 = 3,63$ p (test unilatéral) = 0,03

Tableau 4**Estimation du risque de cancer du poumon
à partir d'études épidémiologiques sur des mineurs
exposés au radon**

Population étudiée	Exposition moyenne (en WLM)	Coefficient de risque relatif WLM)	Références
Mineurs Etain de Chine	275,4*	0,6	Xuang et al. 1993
Mineurs Uranium de France	70	0,4	Tirmarche et al. 1993
Mineurs Uranium de CSSR	226	1,5	Sevc et al. 1988
Mineurs Uranium de l'Ontario (Canada)	37	0.5-1,3 1,4	Muller 1984 BEIR IV 1988
Mineurs Uranium du Nouveau Mexique (U.S.A.)	111,4	1,6	Samet et al. 1991
Mineurs Fer de Suède	81,4	3,6 1,4	Radford & St Clair Renard BEIR IV 1988
Mineurs Uranium Plateau du Colorado (U.S.A.)	509**	0,6	BEIR IV 1988
Mineurs Uranium de l'Eldorado (Canada)	22	3,28 2,6	Howe et al. 1987 BEIR IV 1988
Mineurs Fluorspath de Terre-Neuve (Canada)	382,2	0,9	Morrison et al. 1988

* Sur les hommes uniquement

* Les expositions supérieures à 2000 WLM sont exclues dans celle analyse

Tableau 5

**Principales études cas-témoins publiées
étudiant le risque de cancer du poumon lié à l'inhalation
du radon dans les maisons**

AUTEUR (LIEU)	SUJETS INCLUS	MESURE DE L'EXPOSITION	RESULTATS
Axelsson et al., 1988 (Suède)	177 cas 677 témoins	Fn fonction du type d'habitat et de la géologie pour certaines maisons: 2 mois de mesure d'exposition.	Après ajustement sur le tabagisme, augmentation du risque en fonction de l'exposition dans les régions rurales, mais pas chez les citadins.
Schoenberg et al., (New-Jersey,U.S.A.) (19)	1990 433 cas (femmes) 402 témoins	Durée de mesure: sur 1 an.	Augmentation significative du risque après ajustement sur tabagisme, âge et profession.
Blot et al., 1990 (Shenyang, Chine) (20)	308 cas (femmes) 356 témoins	Durée de mesure: 1 an.	Pas d'association entre radon et risque de cancer du poumon, avec ou sans ajustement sur tabagisme.
Ruosteenoja et al.,1991 (Finland) (21)	291 cas (hommes) 495 témoins (région rurale)	Durée de mesure: 2 mois.	Pas d'association signifi- cative après ajustement sur tabagisme.
Pershagen et al., 1992 (Stockholm,Suède) (22)	210 cas (femmes) 202 témoins (population) 291 témoins (hôpital)	Durée de mesure: 1 an.	Tendance significative après ajustement sur tabagisme.
Letourneau et al., 1993 (Winnipeg, Canada) (sous presse)	750 cas 750 témoins (population)	2 x 6 mois de mesure.	Pas d'association entre radon et cancer du poumon.
Pershagen et al., 1994 (Suède) (24)	586 cas (femmes) 1380 témoins 774 cas (hommes) 1467 témoins	3 mois de mesure (en hiver).	Augmentation du risque relatif en fonction de l'exposition.

Summary.

Radon is a naturally occurring radioactive gas to which humans are exposed by inhalation from the environmental atmosphere. Its concentration in the air is mainly depending from the content of uranium or thorium in the soil; it is higher in underground galleries than in dwellings atmospheres. Consequently underground miners, and mainly uranium underground miners have been the first populations followed in epidemiological studies, in order to evaluate the cancer risk, in relation to occupational radon exposure. These studies have demonstrated an excess relative risk of lung cancer increasing linearly with cumulative radon decay exposure. Most of these studies are describing past exposures, at high levels, when the working conditions were quite different from those observed today and these past exposures had often to be evaluated retrospectively, and may be less precise than those measured during the last 25 years. The study on the French uranium miners, published recently in the British Journal of Cancer, gives an interesting image of the evolution of exposure of a group of miners, some of them having begun underground working since 1946. The results of this study, characterising a population with a mean duration of 14,5 years of radon exposure and with a mean cumulative exposure of 70 WLM, are discussed and compared to those of the other uranium miners studies (USA, CZECH republic). Their implications for the extrapolation to low doses and low dose-rates have to be validated. Case-control studies, presently conducted in many countries in order to evaluate a potential cancer risk linked to radon inhalation in the dwellings are a supplementary step necessary for the evaluation of risk for the general population.

Samenvatting

Radon is een natuurlijk radioactief gas waaraan de mens is blootgesteld door het inademen van lucht. Zijn concentratie in lucht hangt voornamelijk af van het voorkomen van Uranium en Thorium in de bodem. Deze concentratie is hoger in onderaardse gangen en kelders dan in woningen. Gelet op hun beroepsblootstelling tellen de mijnwerkers en vooral de Uranium-mijnwerkers tot de eerste bevolkingsgroepen die epidemiologisch nagevolgd werden om het kankerrisico en met name, het longkanker risico te bepalen gebonden aan het inademen van Radon. Deze studies hebben geleid tot de vaststelling van een overtollig longkanker sterftecijfer waarvan het relatief risico lineair toeneemt met de gecumuleerde blootstelling aan Radon en zijn vervalproducten. De vaststellingen die voortvloeien uit deze studies zijn afhankelijk van blootstellingen die in het verleden plaatsvonden, hoger lagen dan nu, gezien de veranderde werkcondities en waarvan de retrospectieve beoordeling

waarschijnlijk minder nauwkeurig is dan diegene die tijdens de afgelopen 25 jaren werden gedaan. De pas in het "British Journal of Cancer" gepubliceerde studie betreffende franse Uraniummijnwerkers schildert uitstekend hoe de blootstelling van éézelfde groep ondergrondse mijnwerkers, waarvan sommige al in 1946 werkzaam, evolueerde. De resultaten van deze studie, tiperend voor een bevolkingsgroep met gemiddeld 14,5 jaren blootstelling aan Radon met een gemiddelde gecumuleerde dosis van 70 WLM worden besproken in vergelijking met de voornaamste andere onderzoeken van mijnwerkers (in de V.S.A., Canada en de Tjechische Republiek). De implicaties van een extrapolatie voor kleine doses en jaar-dosissnelheden dienen bekrachtigd te worden. De momenteel gevoerde geval-studies met het oog op de evaluatie van het kankerrisico te wijten aan het inademen van woninglucht zijn een verdere, onontbeerlijke stap voor de evaluatie van het risico voor de algemene bevolking.

LUNG CANCER MORTALITY IN URANIUM MINERS IN WEST BOHEMIA

Emil Kunz, Ladislav Tomášek

National Institute of Public Health, Prague, Czech Republic

Abstract

Lung cancer mortality in a cohort of 4320 miners first employed during 1948-59 at the Jáchymov and Horni Slavkov uranium miners in West Bohemia and followed until 1990 has been studied to obtain a greater understanding of the effect of exposure to radon.

The cohort, which was established by the late Dr Josef Ševc in 1970, is by 1990 one of the largest occupational cohorts. A total of 708 lung cancer deaths occurred during the follow-up, the number expected from national mortality data in the follow-up period was 137. The estimates of exposure to radon progeny based on about 39 000 measurements of radon gas concentrations already in early period 1949-63 together with the follow-up covering nearly 40 years represent a good basis for the risk evaluation.

The analysis has shown that, in common with other radon exposed miners, the excess relative risk per working level month is significantly modified by time since exposure, age, and exposure rate. The exposures, received in 15-24, 25-34 years previously were estimated to have approximately 40% and 20% respectively of the effect of exposures received in the more recent past and the risk of lung cancer decreased with age. The so-called inverse exposure rate effect is more complex and is influenced by time pattern of the exposure rate suggesting an explanation through an effect of cell sterilization on cancers already induced. In addition, the risk was found different in two main mines, possibly due to the influence of arsenic in the dust of the mines .

Our group in the National Institute of Public Health in close collaboration with the Institute of Occupational Hygiene in Uranium Industry of the Ministry of Health and the Middle-Bohemian Regional Hygienic Station follows up the mortality of lung cancer and other diseases in two cohorts of uranium and in one of burnt-clay underground miners. The following table presents general data on the three cohorts.

Table 1. Czech miners studies by 1990

Study	Since	Size	Cases	O/E	Died (%)	WLM	Duration
S	1952	4 320	708	5.11	56	228	8
L	1960	915	42	1.73	32	24	14
N	1969	5 628	30	1.57	6	6	6

It is evident that the S study, with the longest follow-up, highest average exposure and highest number of lung cancer cases, second among the published miners studies, is bringing most

information on the impact of radon daughter exposure on lung cancer mortality. The burnt-clay miners (L) study and new uranium miners (N) study have already shown significantly higher lung cancer incidence than expected, however an analysis of its dependence on exposure, preferably of the combined data, is among the planned tasks. The advantage of both studies is the knowledge of individual smoking habits in about 80% of miners; for the S study only some general information is at disposal. This paper concentrates therefore on the S cohort. The cohort's radon exposure is connected prevailingly with the mines in the Jáchymov (Joachimsthal) area, and it is adequate to remind shortly the history of the mining and of the miners fatal disease.

Silver mining was the source of Jáchymov's intensive development in the 16th century, later, especially in the 18th century, mining for cobalt, bismuth and arsenic was predominant. In the 19th century, mining for uranium used in the dyes production started. Radium for medical treatment replaced uranium as a product of interest after its discovery by Marie and Pierre Curie in the wastes from uranium production. Between 1939 and 1963 uranium, now for nuclear purposes, was mined again.

It was at Jáchymov that Georg Bauer, the famous scholar and polyhistorian Agricola, who spent there few years as a physician after his Italian studies, learned about the mine disease, a common fate of Joachimsthal and Schneeberg miners. He described it in "De re metallica libri duodecim". German and Czech physicians diagnosed approximately at the same time (1926) this disease as the lung cancer; in 1924 Ludewig and Lorensen connected it with the inhalation of radon. A statistical analysis of lung cancer incidence among died miners by Jan Muller (1965) stimulated the late Josef Ševc to start the S study. Dr Ševc established and lead also the N and L studies.

The next table informs about the source and criteria of selection of the miners for the S cohort.

Table 2. Cohort S definition

COHORT SELECTION

Underground work:	40 000 employment records
started 1948-59	4 361 selected in 1970
lasted > 4 yrs	41 excluded for duplicities

Employment history known

COHORT FOLLOW-UP

Entering:	4 yrs after starting work
Terminating:	date of death
	date of emigration or lost
	85th birthday
	1st January 1991

The strong feature of the study are the relatively very good data on radiation exposure. Next table indicates the number of radon measurements in different mining periods at disposal for assessing the exposure of the S cohort members.

Table 3. Number of radon measurements.

Time period	Total number	mean number per year and mine	Mean activity concentration kBq/m ³	Equilibrium factor %	Ventilation
1949-1952	6 695	176	40	86	mainly natural
1953-1960	41 950	233	14	55	general artificial introduced
1961-1967	85 702	952	7	35	local added
total	134 347	436			

The measurements were performed by the mine services and by the inspection body, i.e. the Hygienic Service. The assessment of exposure to radon progeny was based on direct measurements only after 1967. For the earlier years the estimates of radon progeny were based on radon measurements and equilibrium factor assessed on the basis of ventilation conditions (Table 3) and radon progeny measurements in comparable conditions.

The results of statistical analysis of the study, formerly published with great difficulties, were in the recent period presented in more papers. A general characteristic of the radon exposure risk identified in the study, in the form of the excess relative risk (ERR) per unit of cumulative exposure, based on a very simple model relating linearly lung cancer incidence to exposure lagged by 5 years, is presented in the next table, framed for comparison by the results of similar epidemiological studies in other countries.

Table 4. Excess relative risk found in underground miners studies.

Population	Authors	ERR/WLM Int* Ext*	Lung cancer deaths
Chinese Sn miners	Xuan et al,1993	0.6	981
adjusted to As Port Radium U miners	Howe et al,1987	0.2 0.3	57
French U miners	Tirmarche et al, 1993	0.35 0.6	45
Colorado U miners	Hornung &Meinhardt, 1987	0.9	256
Newfoundland fluorspar miners	Morrison et al,1988	0.9	113
Ontario U miners	Muller et al,1984	1	119
Czech U miners	Ševc et al, 1988	1.75	484
Czech U miners	Ševc et al, 1993	1.89	574
Czech U miners	Lubin et al, 1994	0.34	661
Czech U miners	Tomášek et al, 1994	0.64 1.9	704
New Mexico miners	Samet et al,1991	1.8	68
Malmberget Fe miners	Radford & Renard,1984	3.9	51
Beaverlodge U miners	Howe et al, 1986	3.3	65
Radium Hill U miners	Woodward et al,1991	5	54

* calculated with an external (Ext) or internal (Int) reference group.

The range of the ERR/WLM values found is of interest and is an object of a joint analysis of the quoted studies co-ordinated by Dr Lubin (Lubin et al, 1994) from the US National Cancer Institute, the result of which is expected soon.

Differing results from the S study published within few years need explanation. They are connected not only with the longer follow-up, but also with its improvement, with the revision of individual exposure assessments and with the use of a different reference population.

Up to 1990, the follow-up of the cohort mainly relied on the national population registry at the Ministry of Interior. A comparison of the numbers of deaths from causes others than lung cancer and violence suggested that a substantial number of deaths had been missed. Additional checks in the files of the Czech and Slovak Pensions Offices, by local inquiries and direct

correspondence resulted in an increase of more than 10% in the numbers of men known to have died or emigrated and the following status of the cohort could have been established.

Table 5. Vital status of the S cohort by 1 January 1991

	No	%
Died	2429	56.2
Emigrated	314	7.3
Lost	30	0.7
Alive (resident)	1547	35.8
Total	4320	100

A larger influence on the risk estimates had the revision of individual exposure estimates performed during this year (and still continuing in checking whether the miners considered as having left the uranium mines had not returned to their work for a certain period).

The principal cause for the high estimate of the ERR/WLM indicated in Table 4 is that it was assumed that in the absence of occupational exposure to radon the age- and calendar year-specific lung cancer mortality rates in the cohort would have been identical to those for men in former Czechoslovakia as a whole. If two additional parameters were included in the model, allowing for age-dependent departures in the baseline lung cancer rate from national values, the estimated risk coefficient drops by a factor of three, on the basis of the recent set of data to 0.64%, from a value of 1.89%. This approach leads practically to the same results as performing of comparisons internally, i.e. without the use of national data, after stratification by calendar year and age, as used in the above mentioned joint analysis or in some separate studies (Tomášek et al, 1994). Generally, the use of internal control population leads to lower ERR/WLM estimates (Tab 4).

The recent analysis of the revised data (Table 6) confirmed the findings indicated by the National Academy of Sciences of the USA report (1988- "BEIR IV report"), namely the strong influence on the ERR/WLM of attained age and time since exposure (TSE).

Table 6. Results of the analyses based on the BEIR IV model^a.

	Estimate	Confidence Intervals		BEIR IV
ERR/WLM (β)	0.0211	0.0171	0.0260	0.025
TSE				
5-14 Θ_1	1.000			
15-24 Θ_2	0.497	0.348	0.645	0.5
25-34 Θ_3	0.205	0.115	0.296	0.5
35- Θ_4	0.108	-0.058	0.273	0.5
Age				
-44 γ_1	2.91	2.08	4.06	1.2
45-54 γ_2	1.85	1.46	2.35	1.2
55-64 γ_3	1.00			
65- γ_4	0.91	0.67	1.23	0.4

^aRR= 1+ $\beta(\Theta_1 w_1 + \Theta_2 w_2 + \Theta_3 w_3 + \Theta_4 w_4) \gamma_a$, where w_1, \dots, w_4 are cumulative exposures received 5-14, 15- 24, 25-34, 35- years previously.

A strong effect of exposure rate on the ERR/WLM was also found. However, when the analysis was limited to men who never worked in a shaft with exposure rate above 10 working levels (WL), age-specific excess relative risk was found to increase linearly with time weighted cumulative exposure and did not depend on exposure rate or duration of exposure, a finding important for assessing the risk of lower, e.g. indoor, exposure to radon. It was also found that the ERR/WLM per WLM was substantially higher for men who spent more than 20 % of their employment at Jáchymov mines than for men who spent the majority of their underground employment at other mines, mainly at Horni Slavkov. One possible explanation is that arsenic in the dust of the Jáchymov mine may be influencing lung cancer risk among the men who worked there, such an effect has been established in the Chinese tin miners study (Tomášek et al, 1994).

When the analysis also included men who worked in shafts with very high radon concentrations, the relation between excess relative risk and time-weighted cumulative exposure was non-linear, and depended on both exposure rate and duration of exposure, in addition to the above mentioned factors. The nature of this dependence in a high-LET radiation is uncertain. Dr Ševc suggested some time ago that the time pattern of the exposure rate might be of importance, with high exposure rates occurring after several years of underground employment causing relatively low subsequent risks, possibly through sterilisation of cancer cells already induced during the initial years. To test this observation on the revised and updated data, miners were subdivided in two groups on the basis of their exposure rate in years 3 to 5 of employment: those exposed at a rate lower than 8 WL (group 1) and the others (group 2). The ratios of observed to expected deaths from lung cancer by categories of time-weighted exposure for both groups are given in the next table. For group 1, the ratio of observed to expected deaths increases much more steeply with increasing time-weighted exposure than for group 2 in line with Josef Ševc's original observation. The age- and time-since-exposure specific ERR/WLM in group 2 was significantly lower than in group 1 (RR= 0.60, CI: 0.44-0.82) (Tomášek and Darby, 1993).

Table 7. Effect of time pattern of exposure rate

We	Group 1 Men with exposure rate < 8 WL in years 3-5 of employment			Group 2 Men with exposure rate at least 8 WL in years 3-5 of employment		
	O	O/E	PY	O	O/E	PY
0-49	158	2.75	27499	2	1.31	516
50-99	160	4.61	27221	12	3.66	1208
100-199	171	7.61	27591	12	4.19	1815
200-299	82	13.16	7390	16	8.72	1735
300+	53	21.45	3233	40	12.77	4313
Total	624	5.03	92936	82	6.49	9589

Note: In calculating time-weighted cumulative exposure (We) exposures received 5-14, 15-24, 25-34 and 35+ years previously are given weights of 1.0, 0.4, 0.2 and 0.1, respectively. PY denotes person-years.

The study of the S cohort proceeds along the lines indicated in the paper. Further efforts are being also made to classify the lung cancer cases by histological type.

References

- Hornung,R.W.; Meinhardt,T.J. Quantitative risk assessment of lung cancer in U.S. uranium miners. *Health Phys.*,52:417-430; 1987.
- Howe,G.R.; Nair,R.C.; Newcombe,H.B.; Miller,A.B.; Burch,J.D.; Abbatt,J.D. Lung cancer mortality (1950-1980) in relation to radon daughter exposure in a cohort of workers at the Eldorado Port Radium Uranium Mine: Possible modification of risk by exposure rate. *J.Natl.Cancer Inst.*,79:1255-1260; 1987
- Lubin,J.H.; Boice,J.D.; Hornung,R.W.; Edling,C.; Howe,G.; Kunz,E.; Kusiak,R.A.; Morrison,H.I.; Radford,E.P.; Samet,J.M.; Woodward,A.; Xiang,Z.S.; Pierce,D.A. Lung cancer and radon: A joint analysis of 11 underground miners studies. 1994 (In print)
- Morrison,H.I.; Semenciw,R.M.; Mao,Y.; Wigle,D.T. Cancer mortality among a group of fluorspar miners exposed to radon progeny. *Am. J. Epidemiology* 128:1266-1275; 1988.
- Muller,J. Lung cancer caused by ionising radiation. Paper read at the Meeting on Epidemiological Studies in Human Radiobiology, sponsored by WHO in Washington D.C.,Dec.13-17, 1965
- Muller,J.; Wheeler,W.C.; Gentleman,J.P.; Suranyi,G.; Kusiak,R. Study of mortality of Ontario miners. In: Stocker,H.,ed. *Proceedings of the International Conference on Occupational Radiation Safety in Mining*. Toronto, Canadian Nuclear Association, Vol.1:335-343; 1984.
- National Academy of Sciences. Report of the Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiation: Health effects of radon and other internally deposited alpha emitters (BEIR IV). Washington, DC: National Academy Press; 1988.
- Radford,R.P.; Renard St.C.,K.G. Lung cancer in Swedish iron miners exposed to low doses of radon daughters. *New England J.Med.*, 310:1485-1494; 1984.
- Samet,J.M., Radon and lung cancer, *J. Natl. Canc. Inst.*, 81: 745-757; 1989.
- Samet,J.M.; Pathak,D.R.; Morgan,M.V; Marbury,M.C.; Key,C.R.; Valdivia,A.A.; Lubin,J.H. Lung cancer mortality and exposure to Rn progeny in a cohort of New Mexico underground U miners. *Health Phys.*, 56:745-752; 1991.
- Ševc,J.; Kunz,E.; Tomášek,L.; Pla...ek,V. Cancer in man after exposure to Rn daughters.*Health Phys.*, 54:27-46; 1988.
- Ševc,J. Conception and results of Czechoslovak epidemiological studies. Paper presented at a meeting of the German National Commission on Radiation Protection, Berlin November 1990. *Proceedings (in German)*(in print).
- Ševc,J.; Tomášek,L.; Kunz,E.; Pla...ek,V.; Chmelevsky,D.; Barclay,D.; Kellerer,A.M. A survey of the Czechoslovak follow-up of lung cancer mortality in uranium miners. *Health Physics*, 64:355-369; 1993.

Tirmarche,M.; Raphalen,A.; Allin,F.; Chameaud,J.; Bredon,P. Mortality of a cohort of French uranium miners exposed to relatively low radon concentrations. Br.J.Cancer, 67:1090-97, 1993.

Tomášek,L.; Darby,S.D. Recent results from the study of West Bohemian uranium miners exposed to radon and its progeny. Proc. Fifth Int. Conf. Int. Soc. Environm. Epidemiology. Stockholm, Aug. 1993 (in print).

Tomášek,L.; Darby,S.D.; Fearn,T.; Swerdlow,A.J.; Pla...ek,V.; Kunz,E. Patterns of lung cancer mortality among uranium miners in West Bohemias with varying rates of exposure to radon and its progeny. Radiat.Res., 1994 in print.

Woodward,A.; Roder,D.; McMichael,A.J.; Crouch,P.; Mylvaganam,A. Radon daughter exposures at the Radium Hill uranium mine and lung cancer rates among former workers, 1952-1987. Cancer Causes and Control, 2:213-220; 1991.

Xuan,X.Z.; Lubin,J.H.; Li,J.Y.; Yang,L.F.; Luo,Q.S.; Yang,L.; Wang,J.Z.; Blot,W.J. A cohort study in Southern China of tin miners exposed to radon and radon decay products, Health Phys., 64:120-131; 1993.

Résumé

En vue d'obtenir une meilleure compréhension des effets de l'exposition au radon, il a été procédé à l'étude de l'incidence de la mortalité par cancer du poumon dans une cohorte de 4320 mineurs ayant commencé à travailler durant la période 1948-1959 dans les mines de Jáchimov et de Horni Slavkov en Bohême de l'ouest et qui ont été suivis jusqu'en 1990.

La cohorte, établie par feu le Dr Josef Švec en 1970, est en 1990 une des plus peuplées du domaine professionnel. Au total, on a observé, durant la période de suivi, 708 décès par un cancer du poumon, le nombre attendu de décès étant de 137 si l'on se réfère aux statistiques nationales. L'estimation de l'exposition due au Radon et ses descendants reposant sur quelque 39.000 mesures de la concentration du radon déjà effectuées au cours de la période 1949-1963, ainsi que le suivi s'étalant sur quelque quarante années constituent, ensemble, une bonne base de données pour l'évaluation du risque.

L'analyse a montré que, comme pour d'autres mineurs exposés au radon, le risque additionnel par WLM est influencé significativement par des facteurs tels que le délai depuis l'exposition, l'âge, et le taux d'exposition. Les expositions subies dans les 15-24 années précédentes contribuent pour environ 40%, alors que les expositions subies dans les 25-34 années précédentes représentent 20% de l'effet des expositions subies dans un passé récent. Le risque de cancer du poumon décroît avec l'âge. Le soi-disant "effet inversement proportionnel au débit" est en fait de nature plus complexe et est influencé par l'allure générale du débit d'exposition dans le temps, ce qui laisse supposer une possible stérilisation des cellules dans les cancers déjà induits. De plus, le risque a été trouvé différent dans les deux mines principales ce qui pourrait être attribué à la présence d'arsenic dans les poussières.

Samenvatting

Met het doel een betere kennis te verkrijgen aangaande de gevolgen van blootstelling aan Radon, werd het longkanker sterftcijfer onderzocht in een groep van 4320 mijnwerkers eerst tewerk gesteld in de periode 1948-1959 in de Jáchimov en Horni Slavkov Uraniummijnen in West Bohemen en die tot 1990 werden nagevolgd.

Deze groep, in 1970 bepaald door wijlen Dr Josef Švec is, in 1990, één van de grootste beroepsgroepen. Een totaal van 708 longkanker sterfgevallen werd genoteerd tijdens de navolgingsperiode. Het nationaal sterftcijfer zou in deze periode voor de groep 137 zijn geweest. De meting van de Radon gaskoncentratie ter bepaling van de blootstelling aan de Radonochterprodukten (39000 metingen) reeds uitgevoerd in de periode 1949-1963, samen met het navolgen over een periode van bijna 40 jaren, vormen een goede basis voor de risikobepaling.

De analyse van de gegevens toont aan dat, zoals voor ander mijnwerkers die aan Radon blootgesteld zijn, het toegevoegd relatieve risico per WLM significant verandert met de tijd sinds de blootstelling, de ouderdom, en blootstellingsintensiteit. De bestralingen ontvangen in respectievelijk de vorige 15-24 jaren en de 25-34 jaren werden geraamd ongeveer 40% en 20% bij te dragen aan het effect van de blootstellingen ontvangen in een meer nabij verleden. Het longkankerrisico verminderde met de ouderdom. Het "omgekeerd evenredig" snelheidseffect is complexer en is afhankelijk van de intensiteits- schommelingen van de blootstelling, wat suggereert dat er een mogelijke cel-sterilisatie optreedt in reeds geïnduceerde kankers. Bovendien werd vastgesteld dat het risico niet gelijk was in de twee belangrijkste mijnen mogelijk door de aanwezigheid van Arsenicum in het stof.

**INDOOR RADON DISTRIBUTIONS FOR SUBPOPULATIONS
IN GERMANY
EXPERIENCES OF THE CONTROL GROUP
IN AN EPIDEMIOLOGICAL STUDY***

Kreienbrock, L.¹; Kreuzer, M.²; Keller, G.³; Kappel, R. J. A.³

- 1 Division of Labour Safety and Environmental Medicine, FB 14, University of Wuppertal, 42097 Wuppertal, Federal Republic of Germany
- 2 Institute of Epidemiology, gsf -Center for Environment and Health 85758 Oberschleißheim, Federal Republic of Germany
- 3 Institute of Biophysics, Saar University, 66421 Homburg, Federal Republic of Germany

Abstract

On the background of an open discussion on a detailed risk assessment of the impact of indoor radon on the risk of lung cancer a case-control-study of more than 3000 cases and the same number of controls is conducted in several parts of the Federal Republic of Germany since 1989. In this report we describe indoor radon distributions of houses of the control group for selected regions of Germany. Charcoal- and α -track-measurements both in the living and in the bedroom were conducted in 885 houses with an overall median of 63 Bq/m³ in the living room and 51 Bq/m³ in the bed room. The charcoal measurements show a seasonal variation with a factor two between summer and winter time. Living room conditions seem to give higher exposures as bedroom conditions, where charcoal measurements usually result in higher concentrations.

* This study is supported by the Bundesamt für Strahlenschutz (BfS), Federal Republic of Germany

1 Material and Methods

Case-Control Study on Lung Cancer Risk of Indoor Radon in the Federal Republic of Germany

The relationship between exposure to radon daughters and lung cancer incidence has been well established in numerous epidemiological studies of uranium miners and other radon exposed underground miners.

Extrapolation of these results to the indoor environment suggests that indoor radon may be an appropriate cause of lung cancer (see e.g. SAMET 1989).

Based on this background a case-control-study on lung cancer risk of indoor radon with more than 3000 cases and the same number of controls from the general population in selected regions of the Federal Republic of Germany is conducted. Incident cases less than 75 years with confirmed lung cancer are included. A random sample of controls is recruited either from town registries or by telephone with a technique of modified random digit dialling. This random sample is frequency matched to the cases by sex, age and area.

Radon exposure is determined by indoor measurements in the present and former dwellings further risk factors (active and passive smoking, occupational exposure, diet a. o.) are registered by means of a questionnaire (for more details on the study protocol see KREIENBROCK et al.1992, KREIENBROCK et al. 1993).

Indoor Radon in Germany and Selection of Study Region

In Germany the highest radon concentrations in dwellings have been measured in the eastern part (former GDR), especially in the regions of Thuringia and Saxony with uranium mining or medieval ore mining (see SAAS 1990). The western parts of Germany and here the districts Upper-Franconia, Upper-Palatinate and Lower Bavaria and in parts of the Saar and the Eifel also show higher radon concentrations (see SCHMIER 1984). Likewise parts of the Black Forest and of other highlands show elevated concentrations, as indicated by the measurements of the local dose rate of the terrestrial radiation in dwellings.

In West-Germany the median indoor exposure is 40 Bq/m^3 , the mean is 50 Bq/m^3 and 1 % of the population is exposed to 250 Bq/m^3 or more ¹⁾ (see SCHMIER 1984). For the eastern part of Germany no overall-mean is available

up to now, but in selected areas in Thuringia and Saxony the median exposure is more than 250 Bq/m³ and extreme concentrations of more than 100000 Bq/m³ were found (see SAAS 1990). Table 1 shows median concentrations in selected areas of Germany.

Table 1: Median indoor concentrations of radon in Bq/m³ and number of measurements in selected regions of the Federal Republic of Germany (Source: Germany - West: SCHMIER 1984; Germany - East: SAAS 1990)

Germany-West	Median	n	#>100	#>200
Upper-Franconia	54	194	19	1
Upper-Palatinate	42	122	10	2
Lower-Bavaria	65	130	23	5
Saarland	42	121	3	0
Koblenz (area)	65	134	21	5
Cologne(area)	39	367	14	1
		1068	90=8,4%	14=1,3%
Germany-East	Median	n	#>100	#>250
Schneeberg (town)	>250	app.800	71,1%	51,8%

The study area of the case-control-study was therefore determined by the level of radon exposure known by this means and geological information. Three sub-regions are indicated: the region of Saarland, Koblenz and Cologne (region north), the region of Franconia, Upper-Palatinate, Lower Bavaria (region south) and the region Thuringia and Saxony (region east) (see figure 1).

1) 250 Bq/m³ is the level of possible remedial action in Germany published by the German Commission on Radiation Protection (see e.g. BUNDESMINISTER FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT 1992)

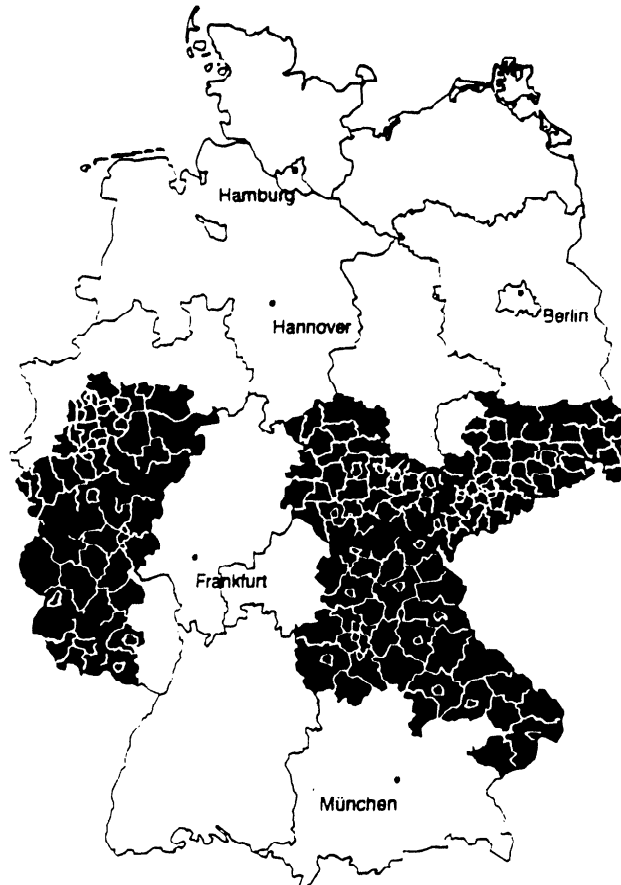


Figure 1 : Study region of German study on indoor radon and lung cancer

Radon Measurements

Radon concentrations are measured by charcoal canisters and α -track detectors (macrofol, Karlsruhe-type) (for details of the techniques of radon measurement see KAPPEL et al 1993, KELLER et al. 1993). A set of two detectors of each type together with the instructions is delivered to the participant directly or by mail. The detectors are placed in the participant's living room and in the bedroom.

After three days of exposure the charcoal canisters are sent back for analysis. The α -track detectors are exposed for one year. A random sample of homes is visited

to ensure the correct position of the detectors. Inhabitants of dwellings with elevated radon concentrations are given advice with regard to radon mitigation techniques.

Study Population and Statistical Analysis

The study population for the analysis was linked to all participants of the indoor radon study in Germany, which result in a complete set of both types of radon-measurements up to October 1993. In addition we focus on members of the control group. This results in a sample of 885 houses. This sample is not representative for the population living in the study area, because this sample is matched to cases to have same structure of sex and age. Because more than 80 % of lung cancer cases are male and the average of age is near 65 years, the drawn sample could not be compared with survey data of the same region directly. Nevertheless this sample of radon data may give answers on handling radon surveys in Germany.

The statistical analysis on the data was done using SAS 6.08 on an IBM 4381 hardware.

2 Results

Indoor Radon-Distributions

The distribution of the charcoal measurements for the whole study region is outlined in figure 2 and for the whole study region and the mentioned sub-regions in table 2. In relation to the overall distribution of Germany (see table 1) the number of homes with Rn-concentrations above 250 Bq/m³ in the whole study area is slightly higher, in the eastern area extremely higher than expected.

The distribution of the α -track-measurements is from the same structure as the charcoal measurements. Figure 3 shows a map of the geographical distribution of the radon concentrations in the study region. The distribution of radon concentrations for the whole study region and the mentioned sub-regions is outlined in table 3. It is seen that long-term-measurements result in concentrations which are overall around 10 % lower than the corresponding charcoal results.

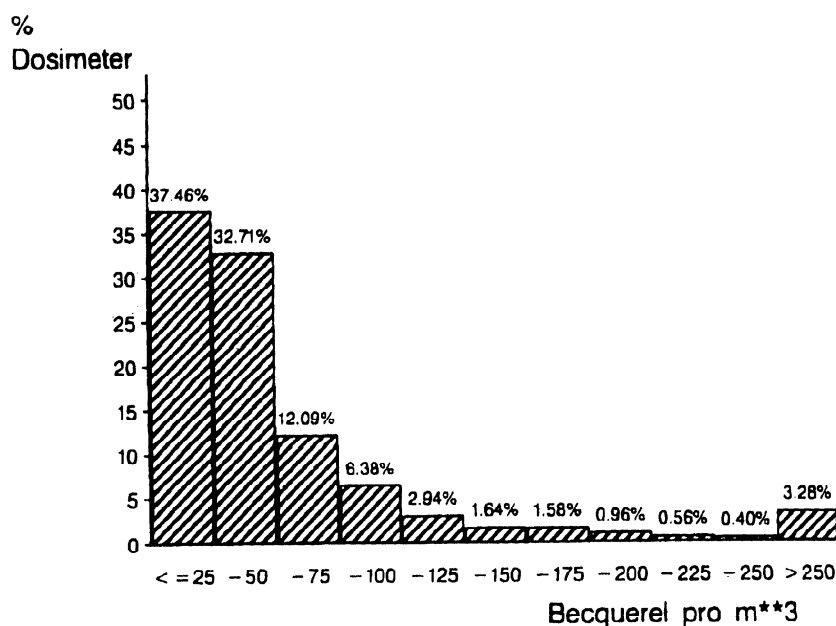


Figure 2: Radon-distribution of charcoal-measurements in bed rooms and living rooms from 885 selected houses in the German study on indoor radon and lung cancer in Bq/m³ (autumn 1990 -october 1993/ complete study region)-no survey data

Table 2: Radon-distribution (in %) of charcoal-measurements in bed rooms and living rooms selected from 885 houses in the German study on indoor radon and lung cancer in Bq/m³ (autumn 1990 -october 1993 / all sub-regions)-no survey data

region	living room				bed room			
	complete	north	south	east	complete	north	south	east
sample size	885	430	279	176	885	434	279	176
< 50 Bq/m ³	66.9	75.1	62.0	54.5	71.9	76.0	67.0	69.3
50-140 Bq/m ³	25.0	19.5	30.5	29.5	21.9	19.1	27.2	20.5
140-250 Bq/m ³	4.1	3.3	4.7	5.1	3.7	3.0	3.6	5.7
250-400 Bq/m ³	1.5	1.4	1.1	2.3	1.2	1.2	1.4	1.1
> 400 Bq/m ³	2.6	0.7	1.8	8.5	1.2	0.7	0.7	3.4
mean Bq/m ³	72	52	66	129	52	44	55	66
median Bq/m ³	36	30	39	43	30	27	36	31
minimum Bq/m ³	6	6	7	6	6	6	6	6
maximum Bq/m ³	1777	1312	988	1777	860	800	759	860
cv %	208	188	151	202	157	148	134	178

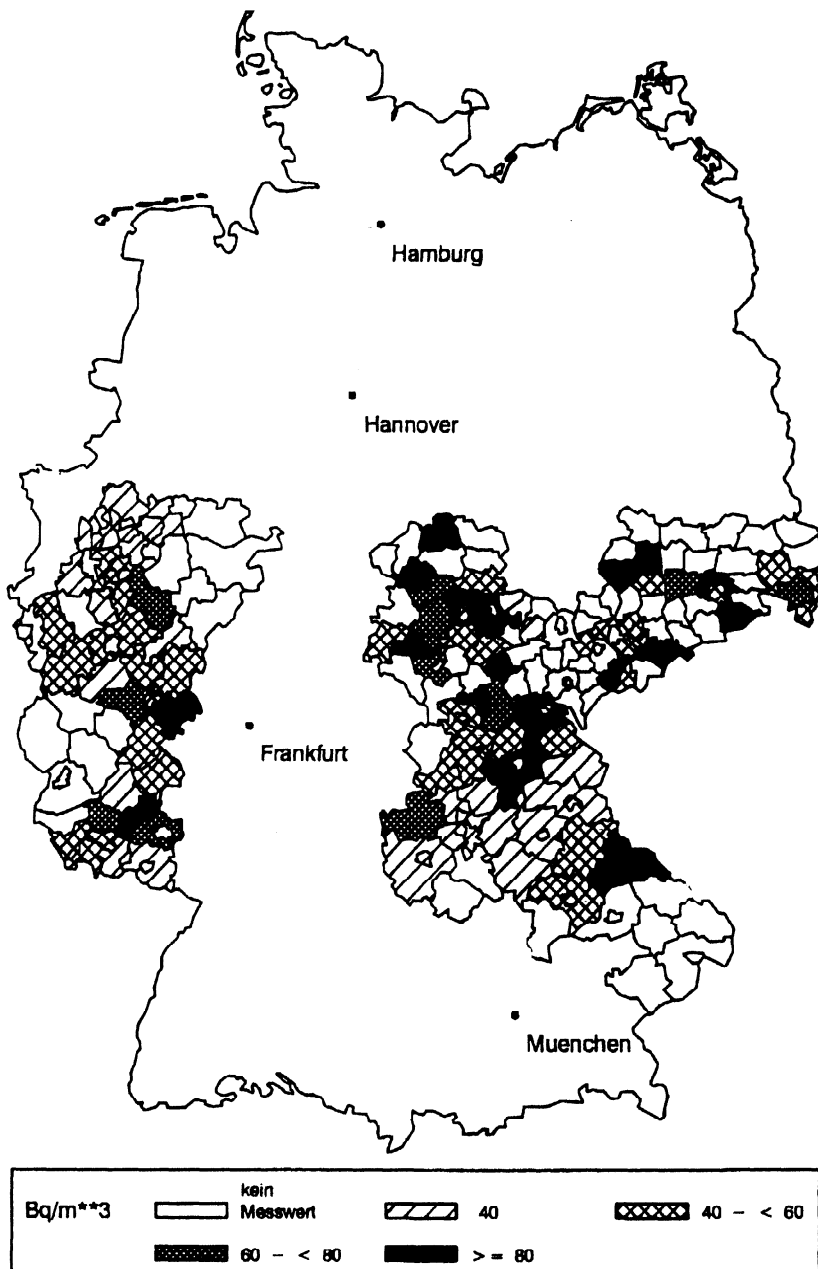


Figure 3: Radon-distribution of α -track-measurements in bed rooms and living rooms from 885 selected houses in the German Study on indoor radon and lung cancer in Bq/m³ (autumn 1990-October 1993/complete study region)- **no survey data**

Table 3: Radon-distribution (in %) of alpha-track-measurements in bed rooms and living rooms from 885 selected houses in the German study on indoor radon and lung cancer in Bq/m³

(autumn 1990 - october 1993 / all sub-regions)- **no survey data**

region	living room				bed room			
	complete	north	south	east	complete	north	south	east
sample size	885	430	279	176	885	430	279	176
<SOBq/m ³	62.4	70.2	64.9	39.2	68.7	73.0	76.0	46.6
50-140 Bq/m ³	31.0	25.8	31.9	42.0	27.1	24,9	22.2	40.3
140-250 Bq/m ³	3.4	2.6	0.7	9.7	2.7	1.9	0.7	8,0
250-400 Bq/m ³	2.0	1.2	1,8	4.5	1.4	0.2	1.1	4.5
> 400 Bq/m ³	1.2	0,2	0.7	4.5	0.1	-	-	0.6
mean Bq/m ³	63	51	53	111	51	45	43	78
median Bq/m ³	41	38	39	62	37	35	35	53
minimum Bq/m ³	8	8	10	16	5	7	9	5
maximum Bq/m ³	1970	598	628	1970	566	396	371	566
cv %	154	100	114	165	100	80	92	102

Seasonal Variation

The differences between the charcoal- and the alpha-track-results are related to the fact that short-term-measurements normally show seasonal variations. Figure 4 shows this variation for the bed-room-measurements, where a difference in the order of two between summer and winter time could be seen.

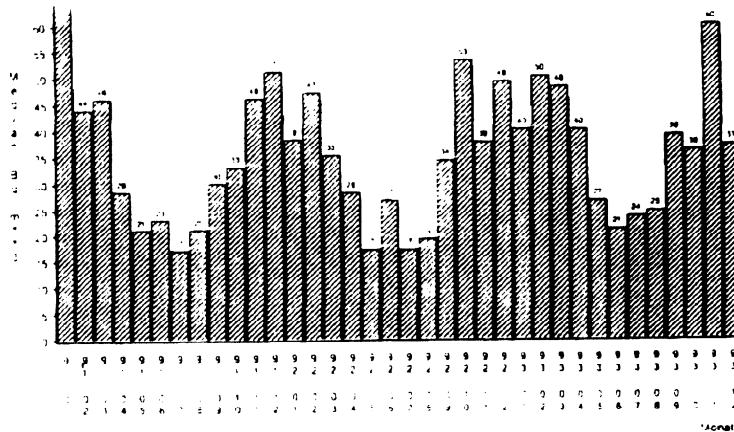


Figure 4: Radon-distribution per month, median charcoal-measurements in bed-rooms from selected houses in the German study on indoor radon and lung cancer in Bq/m³ (autumn 1990 - october 1993/complete study region)-no survey data

Prognosis

From the viewpoint of risk assessment, radon measurements are an important step to a detailed exposure assessment. In order to decrease measurement activities (or costs) it is useful to have information on the relationship of short-term- and long-term-measurements both in the bed- and in the living room.

On this background simple regression analysis was done to describe the association between pairs of measurements. In this sense pairs of linear regressions were calculated, i.e. between

- bed-room- and living-room-measurement for charcoal-detectors,
- bed-room- and living-room-measurement for α -track-detectors,
- long-term- and short-term-measurement in living room and
- long-term- and short-term-measurement in bed room.

All types of regressions were calculated for the original data and on an logarithmic scale.

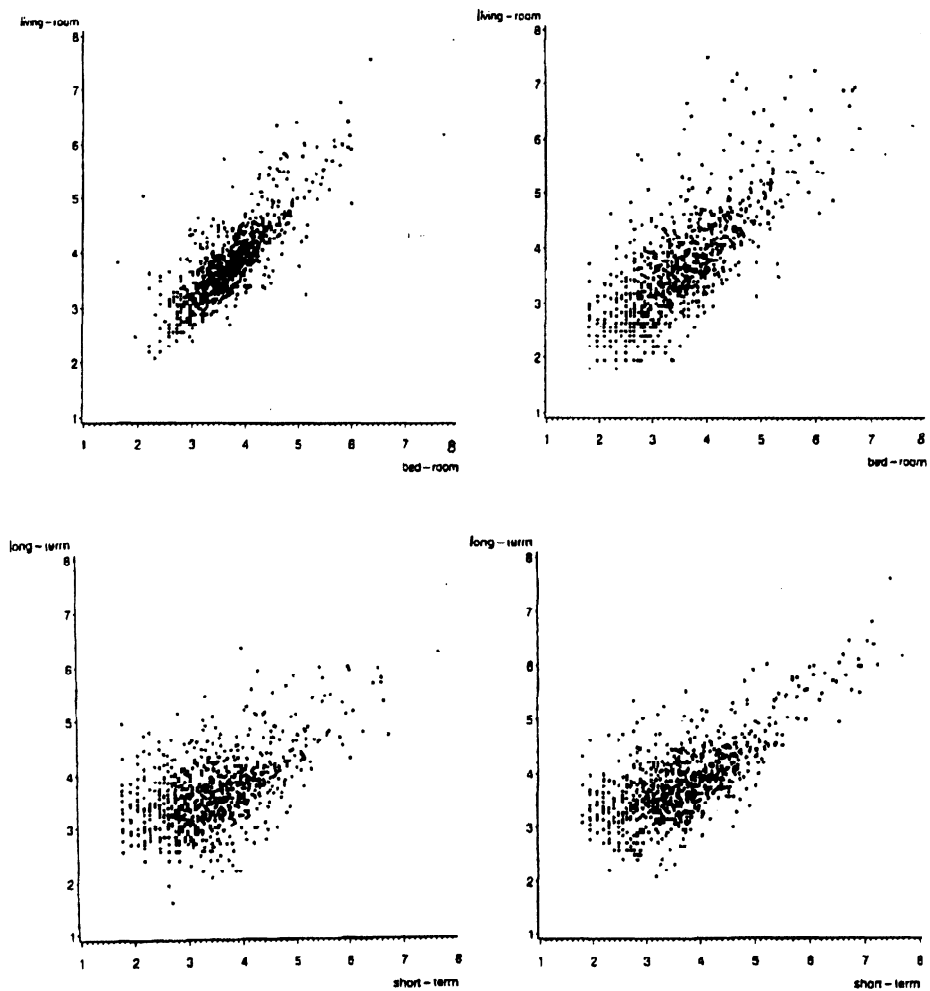


Figure 5: Scatter-plots for radon-measurements study in 885 selected houses in the German study on indoor radon and lung cancer in $\ln(\text{Bq}/\text{m}^3)$ (autumn 1990 - october 1993/complete study region)-**no survey data**

- (i) bed-room- vs. living-room-measurement for charcoal-detectors
- (ii) bed-room- vs. living-room-measurement for α -track-detectors
- (iii) long-term- vs. short-term-measurement in living room
- (iv) long-term- vs. short-term-measurement in bed room

Figure 5 shows the scatter plots for the four regressions on the logarithmic scale. As a first result it could be stated, that long-term-measurements give a better prognosis for bed- and living-room-conditions than the charcoal measurements.

A similar conclusion could be stated for the prognosis of the charcoal-measurement for an alpha-track-measurement. Here the living-room-conditions yield in closer results than the bedroom-conditions.

This qualitative results stated in relation to figure 5 are true both for the original and the logarithmic scale. Thus to improve, if measurement on the original or on the logarithmic scale gives better prognosis, the goodness of fit of the regressions has to be calculated. Table 4 shows the squares of correlations, which could be interpreted as "proportion of variance explained" between the pair of variables in the regression analysis (see e.g. SCHEFFE 1959).

Table 4 shows a highly significant association between the different types of radon measurement which yield in the well known result, that measurement with a-track-detectors in the living-room-environment is of highest stability. For the prognosis of a bedroom-measurement instead of a living room measurement it could be stated from table 4, that 66 % of the variation of one room could be explained by the other room, if measurement is analysed on a logarithmic scale.

Table 4: "proportion of variance explained" (R^2) for different linear regressions of radon-measurements in 885 selected houses in the German study on indoor radon and lung cancer (autumn 1990 - october 1993/complete study region)-**no survey data**

bed-room-vs. living-room-mesurement

	origin scale	logarithmic scale
charcoal-detectors	0,32	0,55
a-track-detectors	0,60	0,66

long-term- vs. short-term-measurement

	origin scale	Logarithmic scale
living-room	0,71	0,50
bed room	0,34	0,27

On the other hand, if regressions between long-term- and short-term-measurements are calculated, the original data gives best prognosis in the living room. 71 % of the variation of the long-term-measurements could be explained by a short-term-measurement.

3 Conclusions

The pre-analysis of the control data of the epidemiological study on lung cancer and radon in Germany shows some interesting results, which could be useful in planning and conducting indoor radon surveys in Germany in future.

First the overall distribution in the study region is close to experiences of other radon surveys in Germany. Overall a logarithmic normal curve could be found, both in the complete and in the sub-regions of the study area. This corresponds to past programs in Germany.

On the other hand the mean exposures found in sub-areas or administrative districts differ to other surveys. This could be explained in the non-representative selection of houses, reflected by an older age group in the sample, which is associated to different house types (higher percentage of houses, lower percentage of flats), different life styles (higher percentage of non-ventilated rooms) and others.

In conducting radon surveys the comparison of different types of measurement facilities and rooms yields in different conclusions. Referring to the types of regression the prognosis of charcoal- to alpha-track-measurements is very satisfactory. In using correction factors for seasonal variation, which could be evaluated from the seasonal curves presented, it therefore could be

recommended, that surveys use charcoal-measurements to decrease costs and time efforts of a measurement program.

For the purpose of exposure assessment this recommendation is not true, because different life styles and exposure times in different rooms have to be regarded. In this situation alpha-track-detectors therefore should be used.

Nevertheless further discussion is necessary to explain the different behaviour between the different scales of measurement in relation to the radon-distributions observed.

References

Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Die Exposition durch Radon und seine Zerfallsprodukte in Wohnungen in der Bundesrepublik Deutschland und deren Bewertung. Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission Band 19, Fischer, Stuttgart/Jena/New York, 1992

Kappel, R.J., Keller, G., Kreienbrock, L., Nickels, R.M. : An epidemiological study using passive radon measurement by liquid scintillation counting. In: Noakes, F., Schönhofer, F., Polach, H.A. / Ed. RADIOCARBON, 1993, p. 319-323

Keller, G. , Kappel, R., Schütz, M.: Determination of surface contamination with solid state nuclear track foils. To appear in: "Radiation Protection in Neighbouring Countries in Central Europe". Proceedings of a Conference held in Obergurgl, Tyrol, Austria, 1993

Kreienbrock, L., Wichmann, H.-E., Gerken, M., Heinrich, J., Goetze, H.-J., Kreuzer, M., Keller, G.: The German Radon Project - Feasibility of Methods and First Results. Radiation Protection Dosimetry 45, 1/4 supplement, 1992, p. 643-649

Kreienbrock, L., Wichmann, H.-E., Kreuzer, M., Gerken, M., Heinrich, J., Goetze, H.-J., Dingerkus, G., Keller, G.: The German indoor radon study - An intermediate report after two years of field work. In: U.S.Environmental Protection Agency / Ed. Proceedings of the 1992 International Symposium on Radon and Radon Reduction Technology, Minneapolis, Minnesota, U. S.A. , Vol 1 : Symposium Oral Papers - Opening Session and Technical Sessions 1 through VI(EPA-600/R-93-083a; NTIS PB 93- 196194), 1993 , p. 1/89- 1/97

SAAS: Radon-Measurements in Schneeberg. Staatliches Amt für

Atomsicherheit, Personal Communication, 1990

Samet, J.M.: Radon and Lung Cancer. Journal of the National Cancer Institute 81, 1989, p. 745-757

Scheffe, H. : The Analysis of Variance. Wiley, New York, 1959

Schmier, H.: Die Strahlenexposition durch die Folgeprodukte des Radon und Thoron. Schriftenreihe des Instituts für Strahlenhygiene des BGA, Neuherberg, 1984

Résumé

Sur fond de discussion ouverte concernant la détermination précise du risque de cancer du poumon résultant de la présence de radon dans les logements, il a été procédé dans plusieurs régions d'Allemagne de l'Ouest à une étude de plus de 3000 cas comparés à autant de contrôles. Cette contribution décrit les distributions de fréquence de la concentration en radon dans les logements des groupes de contrôle dans différentes régions. Des mesures sur charbon actif et de traces nucléaires alpha ont été faites dans les salles de séjour et les chambres à coucher de 885 maisons. La valeur médiane obtenue est de 63 Bqm^{-3} dans les salles de séjour et de 51 Bqm^{-3} dans les chambres à coucher. Les mesures sur charbon actif montrent des fluctuations saisonnières pouvant atteindre un facteur deux entre l'été et l'hiver. Les conditions de vie dans les salles de séjour semblent conduire à une exposition plus élevée que dans les chambres à coucher où les mesures sur charbon actif donnent généralement des valeurs de concentration plus élevées.

Samenvatting

Op de achtergrond van een open discussie aangaande een nauwkeurige vaststelling van het risico van longkanker gebonden aan binnenhuis radon, werd in 1989 in verschillende gedeelten van West Duitsland een gevalstudie van meer dan 3000 gevallen tegen een gelijk aantal controles uitgevoerd. Deze bijdrage beschrijft de frekwentie distributies voor binnenhuis Radon voor de controलगroepen in een aantal streken van Duitsland. Houtskool en alpha-spoor metingen werden gemaakt in woon- en slaapkamers van 885 huizen. De algemene centrale waarde is 63 Bqm^{-3} in de woonkamers, en 51 Bqm^{-3} in de slaapkamers. De houtskool metingen vertonen een seizoenbepaalde schommeling met een faktor twee tussen zomer en winter.

Woonkamer omstandigheden schijnen tot hogere belastingen te leiden dan slaapkamer condities, waar houtskool metingen meestal hogere concentraties

aangeven.

RESULTATS DE L'ETUDE PILOTE SUR LE ROLE DU RADON DANS LE RISQUE DE CANCER BRONCHIQUE EN ARDENNES

Poffijn A., *Weynants P., **Mak R. and Van Laere K.
RUG, *UCL, **IHE

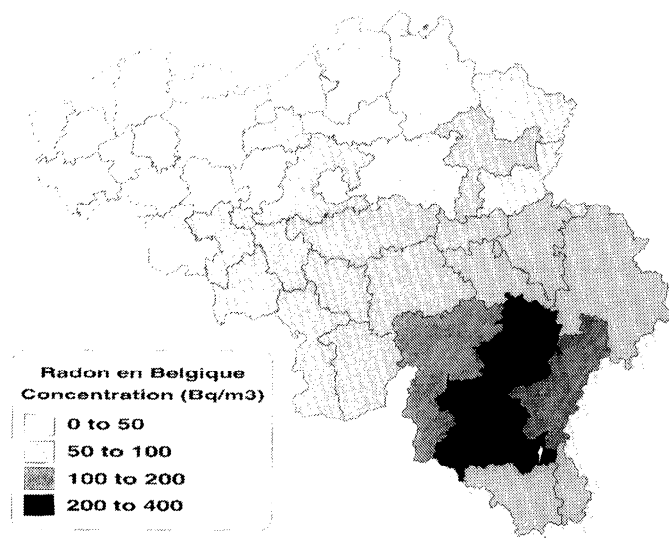
Résumé

Dans cette étude, dont le but principal était de tester la possibilité d'organiser en Ardennes une étude de type cas-témoins sur le risque relié au radon, les cas aussi bien que les témoins ont été recrutés dans le service de pneumologie des cliniques universitaires UCL de Mont Godinne. Seulement des patients ayant moins de 76 ans et habitant au moins 25 ans à leur adresse actuelle ont été inclus. Des données complètes ont été enregistrées pour 88 cas et 205 témoins. La grosse majorité (environ 2/3) étaient de gros fumeurs et pour cette catégorie le odds ratio était de 2.1, en comparant ceux habitant dans des maisons à plus de 100 Bq/m³ au groupe de référence (< 50 Bq/m³). Cette étude a démontré que l'organisation d'une enquête de type cas-témoins dans le sud de la Belgique est bien faisable. Grâce à l'expérience acquise, une étude multinationale intitulée projet Ardennes-Eifel, sur le risque du radon à l'intérieur des habitations, a été mise au point.

1 . Introduction

Le cancer bronchique est la première cause de décès par cancer, la survie à 5 ans tous types histologiques confondus ne dépassant pas 5%. En Belgique on diagnostique 6000 nouveaux cas par an. Si les progrès thérapeutiques récents ont permis d'améliorer la qualité et la durée de vie des patients, ils ont eu peu d'impact sur la survie à long terme (guérison). La prévention du cancer bronchique reste donc fondamentale (Weynants 1990). Bien que le tabagisme soit unanimement admis comme le principal facteur étiologique, d'autres

carcinogènes sont incriminés dont le Radon. Son rôle carcinogène bronchique a été bien démontré chez les mineurs d'uranium et dans des expériences animales, mais à des taux nettement supérieurs à ceux enregistrés dans la grande majorité des habitations. Toutes les campagnes de mesure ont démontré que la concentration de radon est en général plus élevée en Wallonie qu'en Flandre (moyennes 77 Bq/m³ et 39 Bq/m³) et que surtout quelques arrondissements en Ardennes étaient touchés par le Radon (Carte 1). Cette observation est basée sur des mesures à long terme dans plus de 2000 habitations. En plus, l'incidence du cancer bronchique est plus élevée en Wallonie qu'en Flandre. Pour ces raisons une enquête épidémiologique du type cas-témoins a été initiée en Wallonie afin de définir si l'exposition au radon dans les habitations représentait un risque de développer un cancer bronchique. En préparation de cette enquête une étude pilote était organisée afin d'analyser la faisabilité de l'approche. Nous précisons ci-dessous la méthodologie suivie - aussi bien dans l'étude pilote que dans l'étude générale (à part quelques modifications inférieures) - ainsi que les résultats quasi définitifs de l'étude pilote.



Carte 1 : La répartition du Radon par arrondissement (Poffijn 1994)

2. Méthodologie

Tous les patients ont été recrutés parmi les personnes hospitalisées dans le service de pneumologie à la clinique universitaire UCL de Mont Godinne. Comme cas on n'acceptait que ces personnes qui avaient un cancer bronchique prouvé (histologie ou cytologie). Les "non-cas" étaient considérés comme témoins et les cas douteux (p.e. métastases) étaient exclus. L'interview des patients était réalisée en hôpital par une assistante sociale. Une enquête prenait en général de 30 à 45 minutes.

2.1 Critères de sélection

Pour entrer dans l'étude les patients devaient :

- avoir moins de 76 ans au moment d'approche
- habiter au moins 25 ans à leur adresse actuelle,
- accepter de répondre à un questionnaire concernant les habitudes tabagiques et alimentaires, les expositions professionnelles et l'habitat,
- donner leur accord pour installer un détecteur radon dans leur domicile.

2.2 Mesures du radon

Un détecteur alpha track (type Karlsruhe) était déposé dans la salle de séjour pour une période de 6 mois. Lors du dépôt du détecteur une enquête supplémentaire sur l'habitat était réalisée.

3. Résultats

Une information complète est disponible pour 88 cas et 205 témoins. Il faut préciser que seulement 33% des personnes approchées pour l'étude étaient éligibles. Les principales causes d'exclusion étaient: le refus (15%) et l'inéligibilité (58%).

La valeur moyenne de concentration en radon était 97 Bq/m³ (médiane = 67

Bq/m³) pour les cas. Environ 10% d'entre eux vivaient dans des habitations avec plus de 200 Bq/m³. Pour les témoins les résultats étaient respectivement 80 Bq/m³ (médiane = 57 Bq/m³) et 5%. Ces dernières valeurs sont très représentatives pour la population générale dans le sud du pays. Environ 2/3 des personnes interrogées étaient de gros fumeurs (> 20 unités années paquet). Ce groupe était presque complètement composé par des hommes. Dans cette catégorie le facteur de risque était significativement > 1 (Tableau 1) lorsqu'on comparait le groupe vivant dans des habitations > 100 Bq/m³ au groupe de référence (< 50 Bq/m³). Dans les calculs trois catégories d'ages étaient considérées : 40 - 55, 56 - 65, 66 - 75. Les intervalles de confiance indiquées correspondent à 90%.

Tableau 1: Le Odds Ratio pour le groupe de gros fumeurs

TABAC	CATEGORIES RADON (Bq/m ³)	
	<50	>100
Gros fumeur(homme)	1.0	2.0 (1.0 - 4.1)
Gros fumeur (homme+femme)	1.0	2.1 (1.1 - 4.1)

Pour ce groupe le même type de calcul a été fait en fonction du type histologique de cancer bronchique (Tableau 2). Les intervalles de confiance correspondent de nouveau à 90%. Ici aucune tendance n'était observée.

Tableau 2 : Le Odds Ratio selon le type histologique

TYPE HISTOLOGIQUE	CATEGORIES RADON (Bq/m ³)	
	<50	>100
Epidermoïde	1.0	2.2 (0.8 - 5.5)
Petites cellules	1.0	1.8 (0.6 - 5.8)
Adénocarcinome	1.0	2.1 (0.6 - 7.9)

4. Commentaires

La faisabilité de l'approche choisie a bien été démontrée par l'étude pilote.

Le recrutement faible (surtout relié au critère de résidence) indiquait clairement la nécessité de poursuivre cette étude à une échelle élargie, afin d'obtenir des données suffisantes sur le plan statistique. Pour cette raison dans l'enquête épidémiologique même des patients sont recrutés dans 5 hôpitaux et on cumule jusque 3 maisons par patient pour atteindre un total de 25 ans. Ceci augmente aussi énormément le nombre de mesures Radon à faire.

A base de l'expérience gagnée dans l'étude pilote un projet européen a été mis au point. Dans ce projet connu comme "l'étude Ardennes-Eifel" 5 pays participent et appliquent le même protocole (Poffijn 1992). Cette collaboration européenne permettra d'obtenir des résultats sur 1200 cas et 3600 témoins et par conséquent d'augmenter la précision de l'estimation du risque.

Références

Weynants P., Poffijn A., Mak R., Bolly C., Baudhuin F., Van Hoorne M., Prignot J., Rev. Mal. Resp. 7, 1990, 81-84.

Poffijn A., *Natuur en Techniek* (à paraître), 1994.

Poffijn A., Tirmarche M., Kreienbrock L., Kayser P., Darby S., *Radiat. Prot. Dosim.*, Vol. 45, 1992, 651 -656.

Abstract

As feasibility test for the case-control study on the risk of radon in the Ardennes, a pilot study was set-up at the university clinic UCL in Mont Godinne. Cases and controls were recruited among the patients admitted to the pneumology department. Only subjects not older than 75 and living at least 25 years at their current address were included. Complete information was collected for 88 cases and 205 controls. About 2/3 of the interviewed persons were heavy smokers. For this smoking category the odds ratio was 2.1 (CI : 1.1-4.1) when comparing the group living in houses with radon levels of more than 100 Bq/m³ to the reference group (< 50 Bq/m³).

The feasibility of organizing a case-control study on radon and lung cancer in southern Belgium was clearly proofed by this pilot study. The experience gained was of great help in setting-up the large multi-national case-control study on radon and lung cancer, the so-called Ardennes-Eifel project.

Samenvatting

Teneinde de mogelijkheid te onderzoeken om in de Ardennen een gevallen-controlestudie op te zetten over het longkankerrisico ten gevolge van blootstelling aan radon binnenshuis, werd een pilootstudie uitgevoerd in het universitair ziekenhuis (UCL) te Mont Godinne. Hierbij werden zowel de longkanker- als de controle-patiënten gerecruteerd in de afdeling pneumologie van dit ziekenhuis. Enkel personen niet ouder dan 75 jaar werden benaderd. Ze werden weerhouden voor deelname als ze tenminste reeds 25 jaar op hun huidig adres woonachtig waren. Aldus werden volledige gegevens bekomen voor 88 gevallen en 205 controles. Ongeveer 2/3 van de ondervraagden waren zware rokers. Voor deze categorie werd 2.1 bekomen als waarde voor de odds ratio. Bij de berekening werd de groep van patiënten woonachtig in woningen met meer dan 100 Bq/m³ vergeleken met de referentiegroep (< 50 Bq/m³).

Deze pilootstudie heeft duidelijk de mogelijkheden bevestigd om in het zuiden van het land een studie van het gevallen-controle type op te zetten. Op basis van de opgedane ervaring werd dan het zgn. Ardennen-Eifel project, dat een grootschalige multi-nationale studie betreffende het risico verbonden aan radonblootstelling binnenshuis is, opgesteld.

GEOLOGICAL INDICATIONS FOR RADON RISKS, A REVIEW

Charlet J.-M.

Faculté Polytechnique de Mons

Abstract

First, the author recalls the behaviour of the radioelements in the earth crust. Uranium is present in all the rocks and so radon is a rare gas of the earth crust and its concentration is much higher in soils than in the air.

Several steps lead to a high concentration of radon into the soils from the rocks situated at a more or less deep:

- the uranium concentration of the rocks and soils;
- the radon emanation from the rocks or the soils related to the nature of the minerals, the grain size, the porosity,... ;
- the process of migration across the host rocks related to the permeability (fracturation, karstification...) water saturation and water mobility,....

Uranium concentration and fracture permeability appear as the principal parameters related to the risk zones. Some examples can be mentioned: the uraniumiferous granitic area like Cornwall or Limousin (France), the old basement rocks (Sweden, Norway,...) but also the limestones area with fracturation and karstification (Jura,...).

Some examples of the Belgian area are discussed (the Lower Devonian of the Ardennes massif, the caves in the carboniferous or Devonian formations of the Dinant Basin).

1. Introduction.

The importance of the geological environment for the localization of the risk zones in the indoor radon problem has been emphasized by several authors (PEAKE, 1988; CUI, 1990, see also Natural radioactivity. Proceeding of the 4th International Symposium on the Natural Radiation Environment, 1987) Besides numerous scientific studies are carried out for the applications of radon in the Earth Sciences (see fe the Colloquium "Radon and rare gas in Earth and

Environmental Sciences, Mons, 3-5 octobre 1990, Belgium in Mémoire pour servir d'explication des cartes géologiques et minières de Belgique, n° 32) : prediction of geological risks (seismic or volcanic events), mineral exploration (uranium deposits or related to radioelements : earth rares,...), hydrogeology, geothermy and applied geophysics (study of the fractured or karstic zones,...). The methodologies developed in these various applications and the proposed models can constitute a background for the interpretation of mapping in radon dwellings (BALL and al, 1991, TELFORD, 1983).

Radon concentrations in soils depends on various factors :

- the source of radon, a decay product in the natural radioactive series of ^{238}U - ^{235}U , ^{232}Th ;
- the period or half live of the radon isotopes : $^{238}\text{U} \rightarrow ^{222}\text{Rn}$ (3,82 d);
 $^{235}\text{U} \rightarrow ^{219}\text{Rn}$ (3,92 s); $^{232}\text{Th} \rightarrow ^{220}\text{Rn}$ (54,6 s);
- the escape rate from the source;
- the transport through the geological formations.

2. The source of radon.

All common rocks and the soils derived from them contain naturally radioelements: uranium (^{235}U and ^{238}U with a ratio 1/137,7) - thorium (^{232}Th) - and potassium (^{40}K).

So the source of radon is situated in the crustal rocks and radon is a rare gas (as helium) which escape from the earth crust to the atmosphere: the origin is internal.

The following table gives the radioelements concentration in common rocks types.

	Rock type	K(%)	U(ppm)		Th(ppm)	
	Crustal average	2.1	3		12	
Igneous	Mafic igneous (gabbros)	0.5	1	0.2 - 3	3	0.5 - 10
	Inter.igneous	1 - 2.5	2.3	0.5 - 7	9	2 - 20
	Acid.igneous (granites)	4	4.5	1 - 12	18	5 - 20
Sedimentary rocks	Arenaceous sediments	1.4	1	0.5 - 2	3	2.6
	Argillaceous sediments	2.7	4	1 - 13	16	2 - 47
	Limestone	0.3	2	1 - 10	2	-
	Black shales	2.7	8	3 - 250	16	-
Tropical soils	Laterites	low	10	3 - 40	50	8 - 132

Table 1. : From "Technical reports IAEA, n° 186

Within igneous rocks potassium, uranium and thorium increase with silica content (from the gabbro to the granite). So granitic rocks form a source of radon most important than basic igneous rocks (like gabbros). There is no granite in Belgium but the granitic rocks are frequent in the upper earth crust and outcrop in many regions. In UK the highest proportions of homes exceeding the EC recommendations are situated in the granitic area of Cornwall (MILES and al,

1990). In France the same remark can be expressed: the area with the highest proportion of radon are situated in the granitic zones of the Central massif or Armorican massif (ROBE and al, 1991).

Within the sedimentary rocks the geochemistry behaviour of the three radioelements (potassium - uranium - thorium) lead to concentration of uranium and thorium in the argillaceous sediments (precipitation of uranium under reducing conditions, absorption of thorium on the clay minerals). Black shales and marine phosphates are commonly enriched in uranium. In Belgium it is the case of the upper Viséan - Namurien black shales of the Synclinorium of Dinant and of the Synclinorium of Namur, the case of the Upper Revinian (Cambrian) around the Stavelot massif and the case of the Maastrichtian phosphatic chalks of the Mons basin.

Sometimes metal-rich black shales have been described in the world as constituting serious environmental harm (PASAVA and al, 1993; HARREL and al, 1991).

Finally weathering under tropical climate or paleoclimate lead to lateritic or ferralitic environments (red soils) with U and Th anomalies. In Belgium during the Tertiary period the climate tropical or subtropical has led to an alteration of ferralitic type for which the intensity is demonstrated by the great thickness of kaolin deposits (Transinne). Some U occurrences in the lower Devonian of the Ardenne Massif can be specially interpreted as linked to a ferralitic environment during the Tertiary period (CHARLET and al, 1987). Uranium is fixed in fractured zones by ferric oxyhydroxides and in a way less important by clay minerals.

3. Radon emission or emanation.

The emanation coefficient is the ratio of radon atoms escaping from the rock or soil to the total number created by radioactive desintegration. Radon atoms (^{222}Rn) have an initial recoil energy of 100 keV. The recoil ranges vary with the

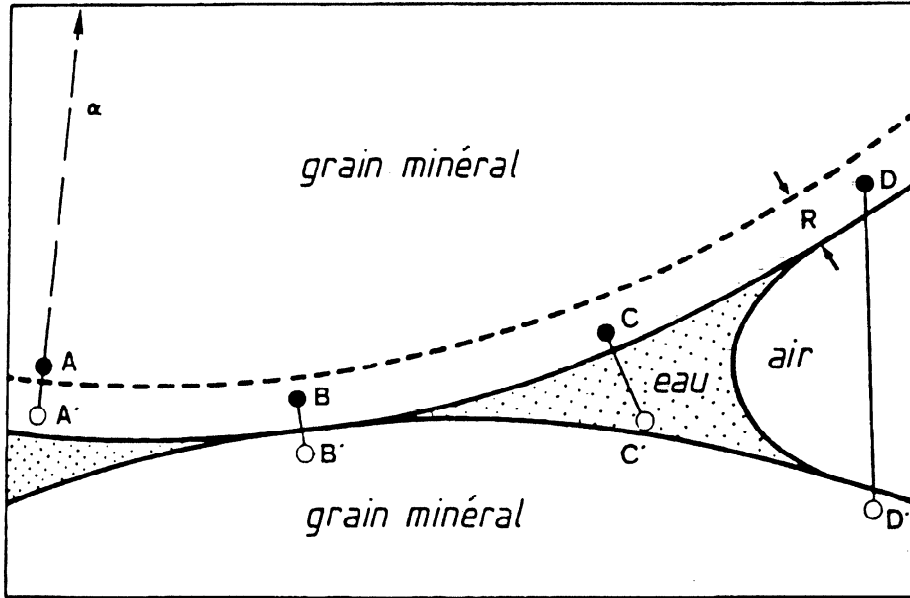
density of the mineral grain.

For the most common rock minerals the recoil range vary between 20 and 70 μm , very low value related to the grain size of rocks (the mean grain size for a sand varies from 2mm to 50 μ , for an argillaceous sediment from 50 μ to 2 μ).

The escape depends on the grain size of the rocks and soils but also on the porosity, the pore width and the fluid content (water, air,...).

Four cases can be distinguished (TANNER, 1980):

- A, the radon atom is trapped in the source mineral grain;
- B, the radon atom escape into another mineral grain;
- C, the radon atom pass through the pore filled with air regard to the low density of the medium and is trapped into another mineral grain;
- D, the radon atom escape into a pore and is dissolved in water.



An additional possibility of escape can be linked to a diffusion process facilitated by the radiation damage (and thus also by the crystalline structure of the mineral, see TELFORD, 1983).

So the emanation coefficients varie in a large scale.

The soils have the highest values (30-40%). For the rocks the coefficients usually varye from few percents to some ten percent (see TELFORD, 1983, p.160).

The volcanic rocks also can give high radon levels regard to their high uraniferous content and the porosity of the lavas (AUMENTO, 1990).

4. Radon transport.

Diffusion mechanism cannot explain the transport of radon into long distance (a few meters in air, a few centimeters in water).

Convective mechanisms in aqueous medium is the main process for radon transport. So the transport will be facilitated by the presence of underground water system and the movement of the fluids. The radon transport will strongly depend upon the type of aquifer. Fractured zones or karstified zones (with caves, ...) in limestone massif can facilitate the radon migration regard to the velocity of the fluids.

In Switzerland mean radon levels in dwellings are the picture of the high permeability of the Jura limestones (RYBACH and al, 1992).

If the karstified zones facilitate the radon migration the argileous sandy formations or the chalks with an intergranular porosity lead to a lower velocity of the fluids and a less important radon transport.

In the Mons basin the radon concentrations in the spring waters is more in relations with the type of aquifer than with the presence of uranium anomalies in the geological formations (KOTZMANN - ROUTIER, 1993).

The position of the water table has to have a main influence on the possibilities of radon concentration in soils. In a wet zone, when the water table is higher radon remains dissolved in water and do not migrate into the soils.

Besides when the water table goes down, uranium or its decay product (fe radium) can be deposited during the vertical movement of ground water

constituting a "transplanted radon source".

So the hydrogeological or paleohydrogeological conditions can be important factors for migration of radon into the soils.

Gas like CO_2 also can have a carrier effect. Good correlation between Rn - CO_2 has been pointed by various authors studying parameters for geological events predictor (earthquake, volcanism,...)

5. Soil and superficial formations.

Most of the buildings are constructed in the superficial part of our geological environments which corresponds to the development of soils. Soils are very complex medium determined by climate, vegetation, topography, age as well as geological material. They result of a physical, chemical and biochemical weathering of the geological substratum. Soils are best developed under warm, humid climates which favour plant growth and the accompanying chemical and biochemical decay of bedrock. In cold climate (North Europe for example) chemical weathering is weak, plants are few, soils are generally poor and nearly unaltered bedrock is exposed over large areas. Under warm, humid climate weathered formations can have several hundred meters of thickness. In our regions the soils are less developed (no more than a few meters) but we can also have superficial formations resulting from the action of paleoclimate (like tropical or subtropical climate during the Tertiary period). It is the case of the Ardenne massif.

The secondary minerals of the soils (clay minerals, ferric oxyhydroxide) have an enormous surface area for any given mass and can absorb various cations. So uranium can be fixed by the soils, particularly the soils developed under tropical climate or paleoclimate. These uranium anomalies can constitute a relative superficial radon source.

Also soil is a living medium and the microbiological and biological activity gas (CO_2 - N_2 ...) which can have a carrier effect for radon. Soils often constitute the superficial formations in which the dwellings are constructed. Sometimes allochthonous formations cover large surfaces. It is the case of the loess deposits. The loess are associated with the margins of the great ice sheets of the glacial

periods and linked at a wind effect. The high productivity of the soils in the Northern and Central part of Belgium is related to an holocene soil developed from loess deposits of some meters or ten meters thickness. The loess deposits, frequent in some region in Europe, North America, China,... can form mantle concealing the subjacent geological formations and stopping the radon migration. In the South part of Belgium, the loess deposits have been eroded by the uplifting of the Ardenne massif and the subjacent geological formations crop out. The soil derived from the Paleozoic formations (limestones, sandstones, shales, schists,...) is only developed on a few decimeters or a few meters thickness except in certain zones where we have colluvial deposit (weathering products accumulated at the base of slope). So, in the Ardenne massif many dwellings have been constructed directly in the palaeozoic rocks and the radon source or the channels of radon migration are near the basement of the dwellings.

6. The factors controlling the concentration of radon in the subsurface.

The preceding considerations show that numerous factors can play on the radon distribution in soils :

- the radioelements concentration in rocks;
- the emanation coefficient related to the grain size, the nature of minerals (density, crystalline structure,...) the porosity, the water saturation,...
- the underground water system (fluids velocity, fractured zones, permeability,...) and the subsurface water table (thickness of the zone of aeration where air enters);
- the soils (nature, permeability, gas concentration, U-anomaly,...).

7. Conclusions.

The identification of risk zone has been the subject of several considerations developed by various authors or working groups (see Indoor Air Quality . Radon Report on who working groups. J. Enviror Radioactivity, 8, 1988, 73-91).

The mapping of radium concentration in soils by gamma-ray surveys can be

useful because of the rapidity with which they can be applied chiefly by airborne or carbon reconnaissance. So one can have an information on the regional distribution of natural radioelements principally when the superficial (loess deposits,...) are not very thick. It is the case of the Ardenne massif where the carbon survey (Charlet and al, 1983) has allowed to locate the lower Devonian as a risk zone.

Unfortunately correlation of the gamma-ray intensity with the soil gas radon is often poor and a more detailed survey necessitate another approach (BALL and al., 1991).

A soil gas survey is a slow method and can only be applied for a detailed mapping.

We think that a regional survey using radon - radium in spring waters can provide a quick means to delimit the risks to have radon anomalies in dwellings. This approach is applying in the Ardenne massif and gives good results (ZHU and al., 1993).

However its efficiency depends on the type of hydrogeological system. Many parameters can modify the behaviour of the radon in the subsurface (regional geology, hydrogeology, pedology,...).

So the research of the relation between geological environment and indoor radon concentrations require a good knowledge concerning the Earth Sciences.

Bibliography

AUMENTO F., 1990 - "Northern latium : a radon host-spot". *In Actes du Colloque International sur la géochimie des gaz. (Mons, 3-6 octobre 1990). Mémoires Serv. géol.,32,23-32.*

BALL T.K. , CAMERON D.G., CALMAN T.B., ROBERTS P.D., 1991 - "Behaviour of radon in the geological environment: a review". *Quarterly J. of Eng. Geology, 24, 169-182.*

CHARLET J.-M., DEJONGHE L., DE WITTE S.M., DRUMEL B., HENRY J., HERBOSCH A., LEFIN J.P., MARTIN H., 1983 - "Reconnaissance survey for uranium in the belgian Paleozoic" *Prof. paper n° 196, Serv. geol. Belgique.*

CHARLET J.M., DOREMUS P., QUINIF Y., 1987 - Concentration mechanisms of uranium in the mineralized fractures of the lower Devonian of the Belgian Ardennes - Uranium, 387-405

CHARLET J.-M., DOREMUS P., KOTZMANN - ROUTIER V., QUINIF Y., HALLEZ S., FLEMAL J.M. "Géologie et pollution radon dans les habitations. Le cas de la Belgique ". *Actes du colloque Géologie et Santé. Toulouse, 14-17 mai 1991*, 55-75.

CUI L.D., 1990 - "Radiometric Methods in Regional Radon Hazard Mapping" *Nucl. Geophys*, 4,3,353-364.

HANNEL J.A., BELSITO M.E., MICHAEL E., KUMAR A., 1991 - Radon hazards associated with outcrops of Ohio Shale in Ohio. *Env. Geol. Wat. Sci.*, 18, 17-26.

KOTZMANN - ROUTIER V., 1992 -" Etude spatio-temporelle des concentrations en radon dans les aquifères du Bassin de Mons et de ses abords (Hainaut Occidental, Belgique). *Thèse Dc. en géologie appliquée (Faculté Polytechnique de Mons)*.

MILES JCH., GREEN BMR, LOMAS P.R., CLIFF K.D., 1990 - "Radon in UK homes, defining the areas affected" 1st International seminar on "Managing the Indoor Radon Problem", Mol, May 14.

PASAVA J., GABRIEL Z., KOVALOVA M., 1993 - Proterozoic normal and metal - rich black shales from the Bohemian Massif, Czech Republic: industrial and environmental aspects. *In current research in geology applied to ore deposits, Universidad de Grenada (Spain) 1993*, 209-212.

PEAKE R.J. 1988 - "Radon and geology in the United States" *Radiation Protection Dosimetry*, 241, 1-4, 173-178.

ROBE M.C., RANNOU A., LE BRONEC J., ZETTWOOG P., FOURCADE N., Proc. Colloque Geologie Santé, Toulouse, 14-17 mai 1991, 268-282.

RYBACH L., MEDICI F., SURBECK H. - Geological aspects of radon exposure in Switzerland. In Colloquium "Radon and rare gas in Earth and Environmental Sciences", Mons, 3-5 october 1990, Belgium, Mem. Serv. geol. n° 32, 105-120.

TANNER A.B. 1980. - Radon migration in the ground: In "the natural radiation

environment III" Symposium proceedings. *Ed. by Gesell and Lowder, vol. 1, US Dept. of Energy, Oakridge, 5-56.*

TELFORD W.M. - Radon mapping in the search for uranium. In *Developments in geophysical exploration. Methods - 4 Ed. by H. Fitch, Applied Science publishers, 1983.*

ZHU H., CHARLET J.-M., DOREMUS P., FLEMAL J.-M HALLEZ S., 1993
Some geological factors relative to concentration of radon in underground water in Walloon region. *2nd CIGG, Radon and rare gas in Earth and Environmental Science Besançon, 5-9 July 1993.*

Résumé

L'auteur rappelle l'évolution des radioéléments dans la croûte terrestre.

L'uranium est présent dans toutes les roches. Ainsi, le radon est un gaz rare de la croûte terrestre et sa concentration est beaucoup plus élevée dans les sols que dans l'air.

Plusieurs faits ont conduit à une concentration élevée de radon dans les sols à partir des roches situées à plus ou moins grande profondeur:

- la concentration des roches et des sols en uranium;
- l'émanation du radon à partir des roches et des sols en relation avec la nature des minerais, la dimension des grains, la porosité,...
- le processus de migration à travers les roches selon la perméabilité (fracturation, karstification...), la saturation en eau, la mobilité de l'eau...

La concentration en uranium et la perméabilité de fracture apparaissent comme les paramètres principaux pour les zones à risques. Quelques exemples peuvent être mentionnés: la zone granitique uranifère comme les Cornouailles ou le Limousin(France), les roches primaires (Suède, Norvège,...) mais aussi les zones calcaires avec fractures et karstification (Jura, ...).

Quelques exemples de la région belge (Dévonien inférieur dans le massif des Ardennes, cavernes dans le carbonifère ou dans les formations du Dévonien du bassin de Dinant).

Samenvatting

De evolutie van de radioelementen in de aardkorst wordt weergegeven. Uranium is aanwezig in alle gesteenten en zo is Radon, een edelgas van de aardkorst waarvan de concentratie hoger ligt in de bodem dan in de lucht.

Verschillende stappen leiden tot een hoge concentratie van Radon in de bodem stammend uit de gesteenten op verschillende diepten

- de Uranium concentratie in rotsen en bodems,

- de Radon emanatie uit rotsen en bodems al naar gelang van de aard van de mineralen, de korrelgrootte, de porositeit,

- de migratie doorheen de gesteenten te wijten aan permeabiliteit (breukvorming, karstificatie...), water verzadiging en water mobiliteit.

Uranium concentratie en breukvormingspermeabiliteit tonen zich als de meest belangrijke parameters in verband met risico zones.

Enkele voorbeelden: de Uraniumhoudend granietstreken Cornwall en Limousin (Frankrijk), de primaire gesteenten (Zweden, Noorwegen,...) maar ook de kalksteen- gebieden met breuken en karst (Jura...). Enkele voorbeelden uit België worden aangehaald (het lager Devoon van de Ardennen, de grotten van het Carboon of in de Devoon formaties van het Dinant bekken)

GEOSTATISTICAL ANALYSIS OF RADON DATA IN GROUNDWATERS IN WALLOON REGION

Zhu, H.-C. and Charlet, J.-M.
Faculté Polytechnique de Mons
Service de GEFA
Rue de Houdaine,9
B-7000 Mons(Belgium)

Abstract

In this paper, the geostatistical lognormal kriging technique is used for estimating radon concentrations of groundwaters at points in Walloon region, a folded paleozoic basement.

The data available for making these estimates come from the analysis of the samples from groundwater of 653 springs in the area under study. A mathematical model, consisting of a nugget effect and two spherical models, is developed. The first spherical model reflects the variations of the stages of formation, and the second is reflection of variations of series of Lower Devonian. The result of Kriging estimates shows that a large SW-NE anomaly zone in southern area is significant, and it is consistent with distribution of Lower Devonian.

Several centres of anomaly high coincide with local anomalies in uranium and radon indoor anomalies.

1 Introduction

The studied region, the southern half part of Belgium (about 12,000 Km²), is the folded paleozoic basement which is situated within the Ardenne Block and which is the west prolongation of the schistose rhenish massive. The exposed part of basement which was uplifted during the Quaternary and was cut through by numerous valleys, constituted the geological Ardenne (a vast plateau). (Fig.1)

With the support of youth movement, the Institute of Health and Epidemiology (I.H.E., Brussels) took the samples from groundwater of 653 springs in the

region under study at the same time in 1991 (Fig.2), and the concentration of radon is analyzed by the I.H.E. with Liquid Scintillation Counting Technique.

The objective of our study is to map radon concentration as accurately as possible and to outline anomaly zone.

A first approach of the treatment of the database has been developed with application of the classical statistical methods (Zhu and Charlet et al.,1993). In the earth Sciences, the conventional statistical methods are used to describe random variables, but the statistical methods are not sufficient to describe variables which have continuity from point to point and whose changes in the space are so complex that they cannot be described by any tractable deterministic function. In geology or geochemistry, the spatial distribution of the variables are often structured (like the distribution of the mushrooms in a forest). It is thus necessary to apply another approach: "the geostatistical methods".

Because of the high variability of the radon concentration, the geostatistical techniques are the better methods for radon concentration mapping.

The theory of regionalized variables and the method of kriging play an important role in the mining industry and are now used in many other fields. In the early 1960s, G.Matheron, now Head of the Centre de Géostatistique in Fontainebleau, France, published his thesis on the Theory of Regionalized Variables. This was based initially on the practical methods used in the South African gold mines, notably by D. G. Krige, but has been given a substantial theoretical basis by G. Matheron and co-workers, and more recently by workers in mining industry and research organisation worldwide.

A regionalized variable is realization of a random field, and it has properties intermediate between a truly random variable and one completely deterministic. Typical regionalized variables are functions describing natural phenomena that have geographic distributions.

Many geological variables are regionalized variables. These variables are continuous from place to place and hence must be spatially correlated over short distances.

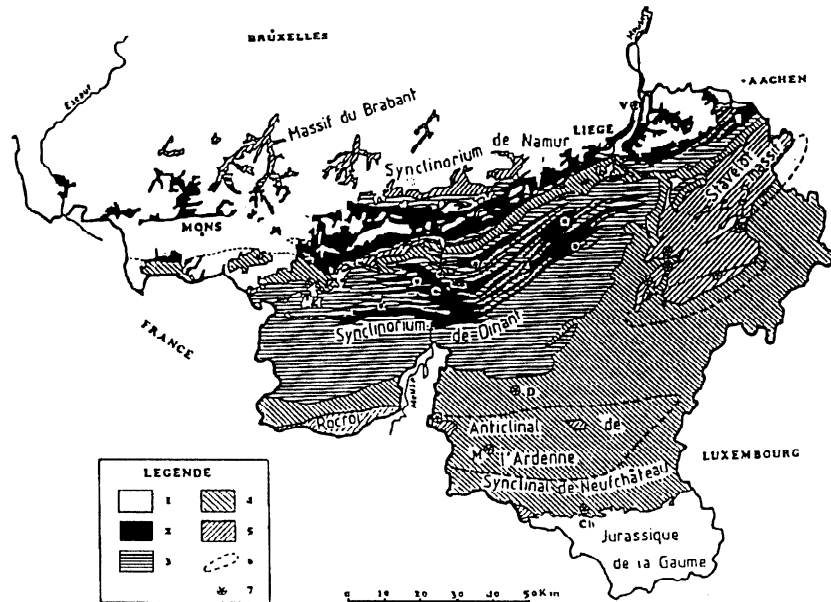


Fig.1 Geological map and uranium anomalies
 V: Visé, D: Daverdisse, M: Monceau, Ch: Chiny; 1.Meso-cenozoic cover;
 2.Silesian and limestone of Dinantian; 3.Middle and Upper Devonian; 4.Lower
 Devonian; 5.Cambrian-Ordovician & Silurian; 6.limit of the metamorphic zones;
 7.U-anomalies

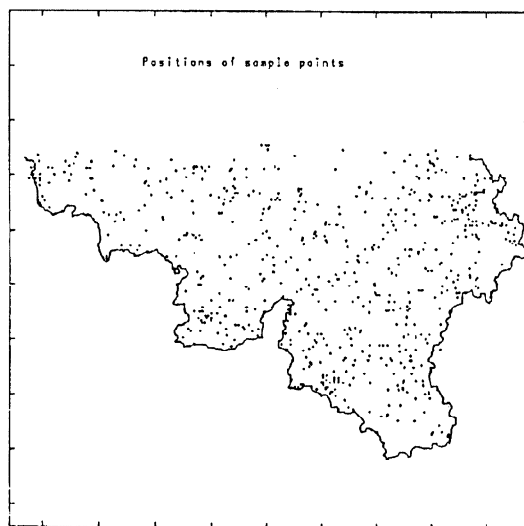


Fig.2 Position of sample points of springs

However, points in space that are widely separated tend to be statistically independent. The degree of spatial continuity of a regionalized variable can be expressed by a variogram. If observations have been done at scattered sampling points and the variogram is obtained, it is possible to estimate the value of the variable at any unsampled location. The estimation procedure is called kriging. A kriging estimate is a weighted average of the available data with weights chosen so that the estimate is unbiased and has minimum error variance.

2 Theory

The lognormal kriging is one of the geostatistical techniques. Most geochemical distributions are lognormal, i.e., the logarithms of the values form a normal distribution.

The theory of lognormal estimation is well described by Rendu (1979).

If a regionalized variable is lognormally distributed, it is verified that the best estimators are log-linear. Consider a studied zone of average value in which the sample values are lognormally distributed. Given n samples with value x_i at sample locations ($i=1,2, \dots, n$), we wish to estimate the value μ_p at point p . Log-linear estimator is considered:

$$\ln \mu_p^* = C + \sum_{i=1}^n b_i \ln x_i \quad (1)$$

where C and b_i are parameters to be determined. It can be inferred that the estimator μ_p^* is an unbiased estimator of μ_p if and only if (Rendu, 1979).

$$C = (1 - \sum_{i=1}^n b_i) \ln \mu - 1/2 \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n b_i b_j \sigma_e(w_i ; w_j) + 1/2 \sum_{i=1}^n b_i \sigma_e(w_i ; w_i) \quad (2)$$

where $\sigma_e(w_i; w_j)$ is the covariance of $\ln x_i$ and $\ln x_j$.

If the mean μ is unknown, the estimator μ_p^* (equation 1) will be unbiased (eq.2) if and only if

$$\sum_i b_i = 1 \quad (3)$$

$$C = 1/2 \sum_i b_i [\sigma_e(w_i ; w_i) - \sum_j b_j \sigma_e(w_i ; w_j)] \quad (4)$$

The kriging estimator μ_k is the log-linear estimator with smallest logarithmic error variance, which also satisfies the constraint of unbiasedness (eq. 3 and 4). The kriging weights b_j are obtained by solving the following system of equations (Matheron, 1971; Rendu, 1978, 1979).

$$\sum_j b_j \sigma_e(w_i ; w_j) = \sigma_e(p ; w_i) + \lambda \quad (5)$$

$$\sum_j b_j = 1 \quad (6)$$

where λ is a Lagrange multiplier. $\sigma_e(p; w_i)$ is the covariance of $\ln x_i$ and $\ln \mu_p$. The logarithmic kriging error variance of estimation can be written

$$\sigma_{k_i}^2 = \sigma_e(p ; p) - \sum_i b_i \sigma_e(w_i ; p) + \lambda \quad (7)$$

The kriging estimator can be written

$$\mu_k = e^{\sum_i b_i [(\ln x_i + 1/2) \sigma_e(w_i ; w_i) - ((1/2) \sigma_e(w_i ; p) + (1/2) \lambda)]} \quad (8)$$

and the kriging variance

$$\sigma_k^2 = \mu^2 \left(e^{\sigma_e(p;p)} + e^{\sum_i b_i \sigma_e(p;w_i) + \lambda} - 2e^{\sum_i b_i \sigma_e(p;w_i)} \right) \quad (9)$$

or

$$\sigma_k^2 = \mu^2 e^{\sigma_e(p;p)} [1 + e^{\lambda - \sigma_k^2} (e^\lambda - 2)] \quad (10)$$

Note that only the relative variance σ_k^2/μ^2 can be obtained.

In all the mathematical formulas, the logarithmic variances $\sigma_e(p;p)$, $\sigma_e(w_i;w_i)$ and logarithmic covariances $\sigma_e(w_i;p)$ and $\sigma_e(w_i;w_j)$ are assumed to be known. A logarithmic covariogram, $\sigma_e(h)$, can be obtained by calculating the covariance or variogram between the logarithm of the sample values. Let $\sigma_e(zz')$ be the covariance between the logarithm of point values located in z and z' , respectively. Then $\sigma_e(w;w')$ can be obtained.

In this case, the lognormal kriging with unknown mean was used.

3 Variogram

Because the histogram of frequency and the cumulative probability show that the radon concentrations in the springs of the Ardenne massif are almost lognormally distributed with a logarithmic variance of 0.834, the log-transformed values of radon concentration are used as regionalized variable.

The experimental variograms for log-transformed values of radon concentrations, with the fitted models, are shown in Figures 3a to 3d. By trial and error, a good fit was obtained with a model consisting of a nugget effect (strong local value) and two spherical models for each orientation, respectively. The parameters of fitted models are listed in Table 1.

Table 1 Parameters of Variogram of log(Rn)

Direction	Model 1			Model 2		
	c_0	c_1	a_1	c_2	a_2	c_0'
$_1$ (13°)	0.20	0.60	4	0.226	50	0.195
$_2$ (58°)	0.20	0.60	4	0.386	50	0.169
$_3$ (103°)	0.20	0.60	4	0.630	50	0.140
$_4$ (148°)	0.20	0.60	4	0.470	50	0.157

c_0 : nugget effect; c_1 : sills; a_1 : ranges; c_0' : relative nugget effect ($c_0'/\sum c_k$; $k=0,1,2$)

Table 1 shows that the nugget effects and the parameters of the first model for all four direction are the same, but the parameter c_2 varies with direction.

The final model for log-transformed values of radon concentration in the region under study is

$$\gamma(h) = c_0 + c_1 \text{Sph}(a_1) + c_{2\alpha} \text{Sph}(a_2) \quad (11)$$

Where $c_0=0.20$, $c_1=0.60$, $a_1=4\text{km}$, $a_2=50\text{km}$, and c_2 can be well fitted with *Cassini egg line* (Fig.4), which is expressed with formula:

$$c_{2\alpha} = e^2 \cos 2\phi + \sqrt{e^4 \cos^2 2\phi + a^4 - e^4} \quad (12)$$

where $c=0.4355$; $a=0.4955$; $\phi = + 70.9^\circ$, is orientation; and

$$1.5h/a_i - 0.5h^3/a_i^3, \quad \text{for } h \leq a_i$$

$$\text{Sph}(a_i) = 1 \quad \text{for } h > a_i \quad (13)$$

where $i=1,2$; h is distance between two points.

It is shown that the nugget effect and the first model ($c_1 \text{Sph}(a_1)$) is isotropic, and the second, $c_2 \alpha \text{Sph}(a_2)$, is geometric anisotropic model.

The model means geologically that the variation within the small range ($a_1=4\text{km}$) is isotropic. It reflects probably variations feature of the stages of formations.

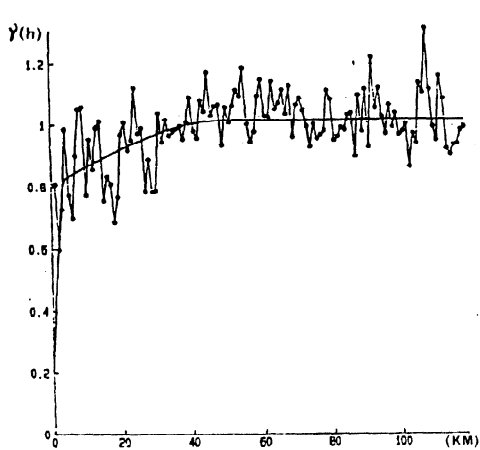


Fig.3a. Variogram of $\text{Ln}(Rn)$ in the direction 13°

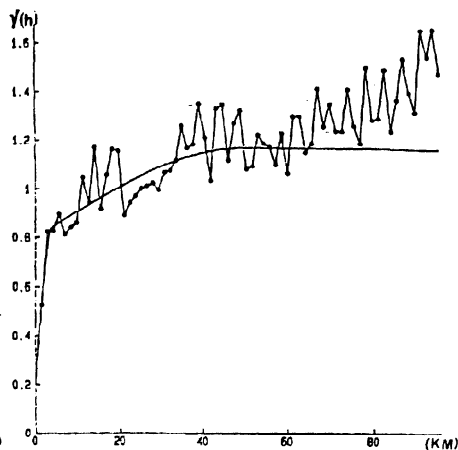


Fig.3b. Variogram of $\text{Ln}(Rn)$ in the direction 58°

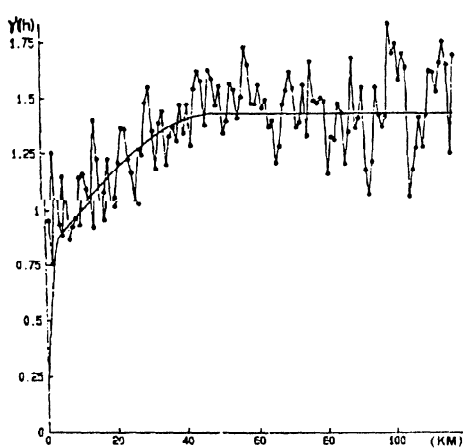


Fig.3c. Variogram of $\text{Ln}(Rn)$ in the direction 103°

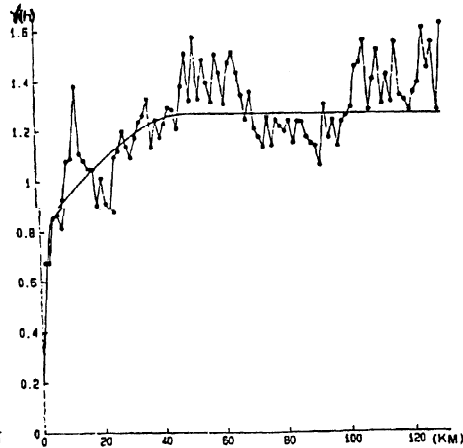


Fig.3d. Variogram of $\text{Ln}(Rn)$ in the direction 148°

Figure 3 Variogram, degree of spatial continuity of the radon concentration values in the spring waters. e.g. in Fig.3c, variables are correlated to about 50Km and are randomly varied from 50 Km

Any two points separated by a distance less than a_2 (50Km) have spatial relation. If the distance between two points is greater than the range a_2 , the relation no longer exists. The range a_2 reflects the variation within Lower Devonian. As mentioned above, the sills c_2 s vary with direction and obey the so-called Cassini egg line (eq. (12)). The direction of the greatest variability of radon concentration is about 110° (direction of long axis of the line (Fig.4)), the weakest direction is 20° . These two directions coincide respectively with the average dip and strike of regional strata. So the second model reflects variation of formation in greater scale.

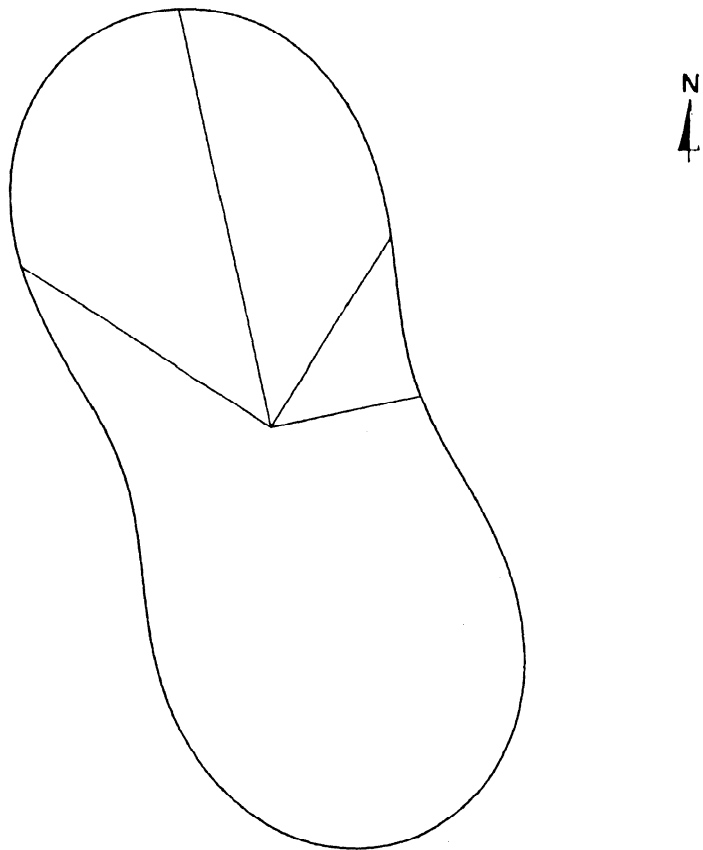


Figure 4 Fitted line of the parameters C_2

4 Estimating Radon Concentrations with Lognormal Kriging Technique

Using the variogram model described above, radon concentrations were estimated by means of point lognormal kriging (Rendu, 1979; Zhu, 1987; Zhu et al., 1990) and with the computer programs developed by Zhu et al.(1986).

In the theory, the number of points needed to estimate a location varies with the local density of control. All control points within the neighbourhood around the location to be estimated provide information and should be considered. In practice, many of these points may be redundant, and their use will improve the estimate only slightly. In this case, the control points are selected from a subset of the points within the zone of influence which radius is less than the range (50Km), and the points which have little contribution to the point to be estimated wouldn't be considered.

Estimates were made at the nodes of a 1.33x1.33 Km grid with a size of 224x136 Km.

Figure 5 is a contour map of kriging estimators. It shows a large anomaly zone in southern part of the Ardenne paleozoic massif (the sandstone and schistose Ardenne area). The orientation of this anomaly zone is from West to East in the western part of the zone (it corresponds at the Lower Devonian of the anticlinal structure of the Ardenne massif, see Fig. 1) and from SW-NE in the central and eastern part of the zone (it corresponds at the Lower Devonian in the south border of the Stavelot massif). So Lower Devonian is very significant geological condition to radon concentration. In fact, the result of another study shows also that the geological factors which affect strongly the radon concentration are as follows (Zhu and Charlet et al., 1993):

- . Lower Devonian, in particular from Lower Gedinian to Upper Siegenian;
- . quartz-phyllite lithology;
- . metamorphic zone.

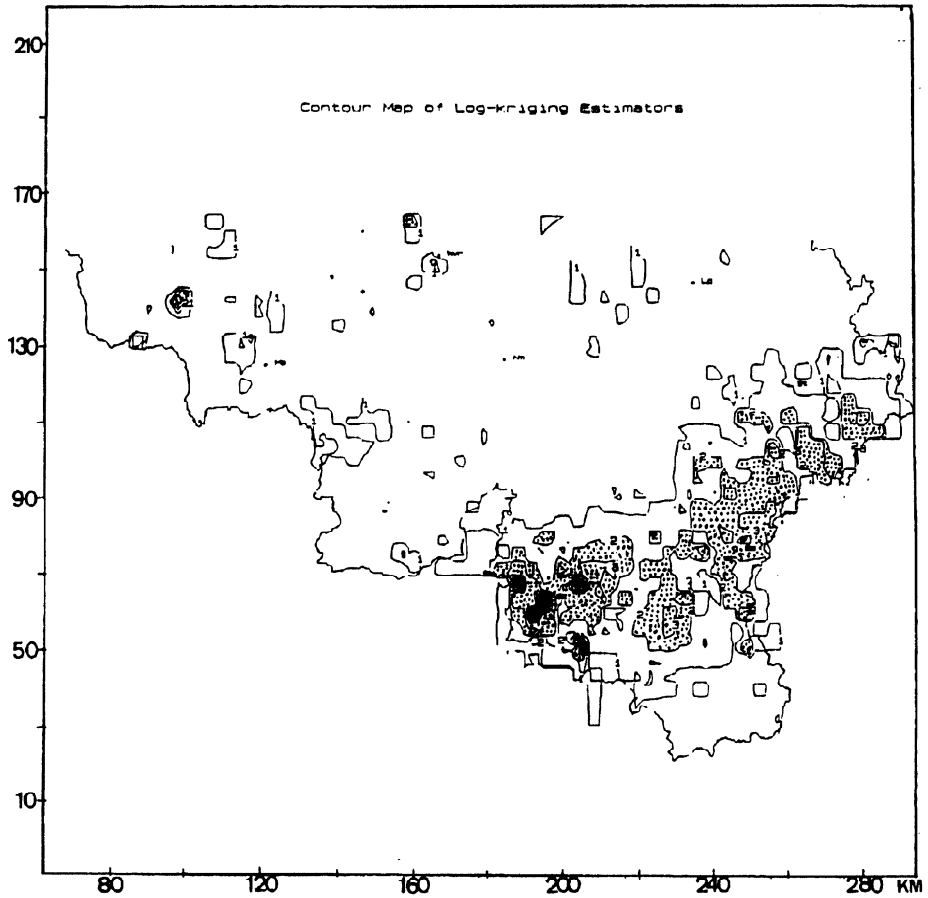


Fig. 5. Contour map of log-kriging estimators. Anomaly zones are shaded. Contour interval is 20 Bq/l, 1—25Bq/l; 2—45Bq/l, 3—65Bq/l, 4—85Bq/l; Wvr: Wavre, Ms: Mons, Lg:Liège Nn: Namur, St: Stavelot, Bs: Bastogne, Bvr: Bievre, Oz: Oizy Nf: Neufchateau, Bl: Bouillon.

Several anomalies high in Fig. 5, such as Oizy and Chiny (near Neufchateau) etc., coincide with the local anomalies of uranium that are discovered by predecessors with various means of prospection. (Charlet et al.,1983; Charlet et al. 1984; Dejonghe et al.,1982; Doremus,1985; Doremus et al. 1989)

Conclusion

Regional anomaly has a close relationship with formation of Lower Devonian, in particular from Lower Gedinian to Upper Siegenian. It accounts for that the formation of Lower Devonian has high background of uranium or radium than other formation in this area. So the area where Lower Devonian is located is a probable risk zone for indoor radon.

The anomaly high is maybe caused by uraniferous mineralization or mineralization associated with uranium.

Further works will be to select a significant anomaly zone in Lower Devonian for locating more accurately anomalies by treating another radon data base of spring with geostatistical methods based upon the use of regionalized variables. This approach allows to precise the risk zones for indoor radon.

Acknowledgements

The authors would like to thank the Wallon Region for the support at this research program, the Institute of Health and Epidemiology of Brussels (IHE) for the radon analysis and CCTI of FPMs for providing computer times.

References

Charlet,J.-M., Dejonghe,L., De Witte,S.M., Drume1,B., Henry,J., Herbosch,A., Lefin,J.P., Martin,H., *Reconnaissance Survey for Uranium in the Belgian Paleozoic*, in Geological Survey of Belgium. Professional paper 198/No.196.(1983) 189p.

Charlet,J.-M., Dorchies,L. & Quinif,Y., Ann.Soc.Géol.Belg., Vol.107 (1984):pp.1-13.

Dejonghe,L., Charlet,J.-M., & Dupuis,C., Ann.Soc.Géol.Belg.,Vol.105 (1982):pp.177-193.

Doremus,P., *les anomalies uranifères dans le Gedinnien Inférieur de*

l'Ardenne (Oizy,Belgique): Prospection, Sédimentologie, Technique et Geochimie. Thèse Univ. de Lille, (1985),352p.

Doremus,P., Quinif,Y., & Charlet,J.M., Ann.Soc.Géol.Nord,Vol.CIX, (1989) pp.157-

Rendu,J.-M. M.,1979, J.Int.Assoc.Math.Geol., Vo1.11, No.4 (1979), pp.407-422

Zhu,H.C. and Chen,G., Development of Mining of Nonferrous Metals, No.3, (1986) pp.35- (in chinese)

Zhu,H.C., Proc. 4th National Symp. Systematic Engineering of Mine, China, 1987 (to be published in Geology and Mineral Prospecting, No. 1 (1990)) (in chinese).

Zhu,H.C. and Chen,G., J. Central-South Institute of Mining and Metallurgy, Vol. 21, No.1 (1990) pp.1-8 (in chinese).

Zhu,H.C., Charlet,J.M., Doremus,P., Flemal,J.M. and Hallel,S., *Some geological factors relative to concentration of radon in underground water in Walloon region.* Proc. 2nd Int. Colloq. Gas Geochem. on Radon and Rare Gas in Earth and Environment Science, Besançon, France, July 1993.

Samenvatting

In deze uiteenzetting wordt gebruik gemaakt van de geostatistische lognormale Kriging techniek voor de evaluatie van radonconcentraties in grondwaters op bepaalde punten in Wallonie, een geplooid paleozoisch plateau.

De beschikbare gegevens om deze evaluaties te maken komen vanuit de ontleding van stalen van grondwater vanuit 653 bronnen in de onderzochte streek. Een mathematisch model bestaande uit een nuggeteffect en twee sferische modellen wordt ontwikkeld.

Het eerste sferisch model weerspiegelt de variaties in de stappen van de vorming, en de tweede is de weerspiegeling van variaties van reeksen in het lager Devoniaans. Het resultaat van de Kriging schattingen tonen dat een breede ZW-NO abnormaliteits zone in de zuiderstreek significant is en dit is consistent met de verdeling van het lager Devoniaans. Meerdere centra van anomalieën vallen samen met lokale anomalieën in Uranium en binnenhuis anomalieën in Radon.

Résumé

Dans cet exposé il est fait usage de la technique géostatistique lognormale Kriging aux fins d'estimer la concentration en radon dans les eaux souterraines à certains endroits de la région Wallone, un plateau paléozoïque plié.

Les données disponibles pour faire ces estimations proviennent de l'analyse de 653 échantillons d'eau de source de la région étudiée.

Un modèle mathématique consistant en un effet de pépité et deux modèles sphériques est développé. Le premier modèle sphérique reflète les variations dans les étapes de formation, le second reflète les variations des séries du Dévonien inférieur.

Le résultat des estimations du Kriging montrent qu'une large anomalie SO-NE dans la zone du sud est significative et consistante avec la distribution du Dévonien inférieur. Certains centres d'anomalie coïncident avec des anomalies locales en Uranium et en radon à l'intérieur.

INVESTIGATIONS OF THE RADON CONCENTRATIONS IN BUILDINGS OF EASTERN GERMANY

R. Czarwinski, R. Lehmann, W. Röhnsch
Federal Office for Radiation Protection, Germany

Abstract

The scope of comprehensive investigation programmes conducted in Eastern Germany in order to register the situation with regard to radiation exposure, especially that due to mining, also involves measurements of the radon concentration within buildings. Determinations are reported of the annual mean values of the indoor radon concentration. In addition an overview will be given of measurements of the radon concentration in buildings located in regions with a particular geology. Measurements of the radon concentration in a place which is strongly influenced by mining are described as an example of problem-related assessments. Preliminary results are presented.

1. Radon measurements for the country-wide survey

Using a random sample from the region of the New Federal State which had been selected for an epidemiological health study on the indoor air quality long-term measurements of the radon concentration were carried out in about 1700 dwellings over a period of one year.

The sample was drawn from the Eastern German population in a two-step selection procedure. At first, 46 communities were singled out according to the distribution of community size classes. In the second step, the addresses for the sample points selected in this way were drawn from the central register of inhabitants of the New Federal States. Further selection criteria were applied for the mainly medical part of the study which are not relevant in the present context.

The radon concentrations were measured using diffusion chambers with nuclear track etch detectors (detector material Makrofol), exposure time one year.

Fig. 1 shows the selected communities and informs about those where values

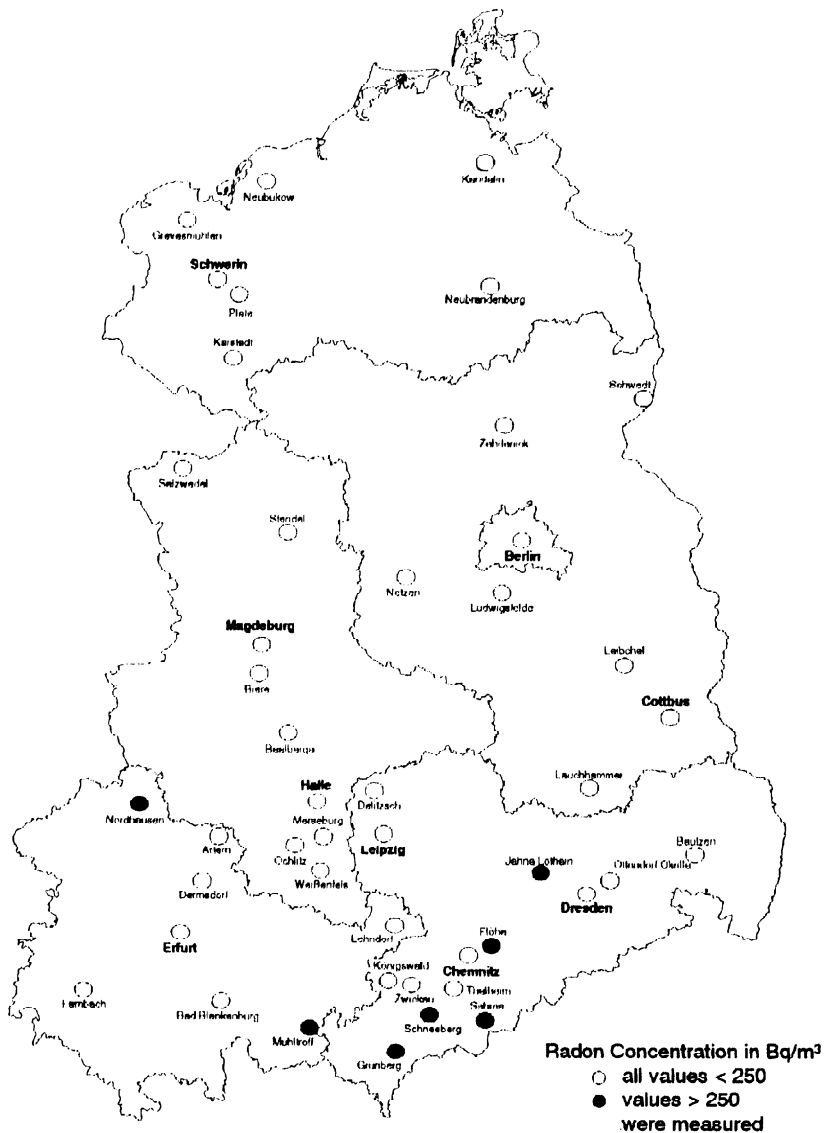


Fig. 1: Results of Radon Measurements in Eastern Germany over a Period of 1 Year (State: September 1993)

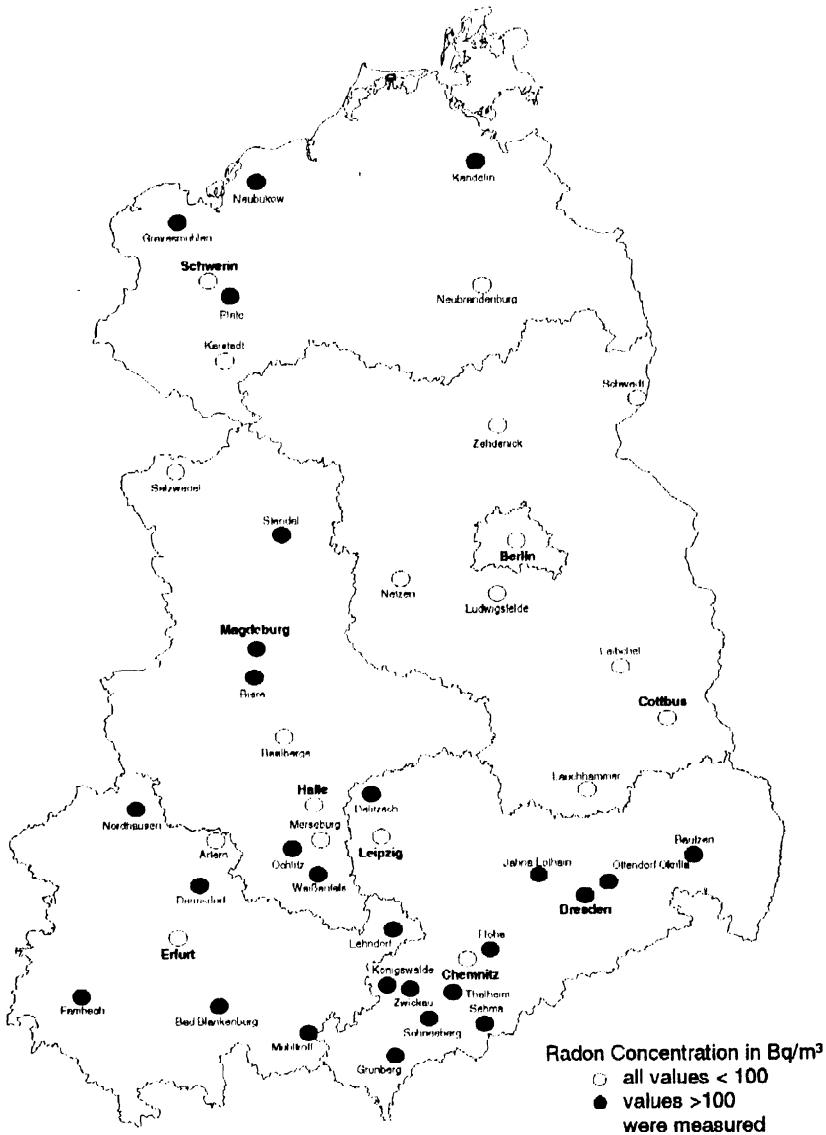


Fig. 2: Results of Radon Measurements in Eastern Germany over a Period of 1 Year (Statc: September 1993)

exceeding 250 Bq/m³ were measured, i.e. the upper limit of the normal range of radon concentration in German dwellings as defined by the German Commission on Radiological Protection (SSK) . Additionally those communities are represented where the concentrations within dwellings were above 100 Bq/m³ (Fig. 2) .

As expected from the geology the southern regions of the New Federal States show an increased incidence of values exceeding 100 Bq/m³. It was observed that indoor radon concentrations exceeding 100 Bq/m³ also appeared in the northern districts (Baltic Sea Coast), leading to median values in the order of the German mean value (up to 50 Bq/m³), whilst immediately adjacent regions were far below this mean value. This result corresponds to the experience with the measurements already performed in the neighbouring region of Western Germany.

2. Measurements of the indoor radon concentration caused by geology

In order to study the geological influence on the radon concentration in buildings, screening measurements were carried out in several regions of the New Federal States to obtain a fast overview over a wide area.

Results of radon concentration measurements conducted by means of activated charcoal detectors (exposure time 24 h with windows and doors closed) are summarized in Table 1.

Table 1: Median radon concentrations in dwellings of communities over different granite regions (screening measurements)

Region	Area (km ²)	Number of dwellings investigated	Range of median values (Bq/m ³)	
			basement	ground-floor
Kirchberg Granite	111	941	280-2400	190-900
Eibenstock Granite - (German part)	280	1172	420-1400	100-900
Bergen - Granite	29	317	310-1300	170-500
Lausitz Granite - Massive	3350	562	50-440	50-190

The high median values of the radon concentration in communities of the granite regions in Western Saxony are noticeable, although there are principal limitations with regard to the relevance of short-term measurements. These values correspond to the areal extension of the granite and to the frequency of buildings with above-average radon concentrations although extreme concentrations are rare here.

The results obtained in the region of the Lausitz Granite Massive (predominantly granodiorites) clearly differ from those in the granite regions of the Western Erzgebirge. This is due to the thickness of the quaternary cover over the solid rock in the communities under study which in the region of the Lausitz granodiorite mostly amounts to several meters and is composed of loess (material of low permeability), and mainly to the smaller radium concentration of the bed-rock. On the other hand, the thickness of the quaternary cover in the granite regions of Kirchberg, Bergen and Eibenstock is often less than one meter or absent, the radium concentration of the rock can reach values up to 500 Bq/kg. Based on these results, the granite regions of Western Saxony can a priori be suspected to be "radon- prone".

At present these studies are verified by long-term measurements of the radon concentration. As may be seen from /1/, comparisons between short-term and long-term measurements of the radon concentration in the same rooms have shown that short-term measurement values in a range below 500 Bq/m³ approximate the annual mean values but high values mostly correspond to clearly lower long-term mean values. However this statement is valid for a statistical consideration of a group of measurements and not for the evaluation of single measurements.

3. Radon measurements in a community located in a mining region

Primarily, the particularity of the community concerned must be noted: surface-near prospectings and galleries from old mining in the 15th century are found which, except for some cases, were not recorded in any plan so that they

are very difficult to characterize, i.e. to identify the course of galleries or levels and the constructional state. A completely maintained tunnel from the former silver mining in the region which is well known in its course and has been "in use" up to now leads the mining water from underground to the neighbouring river. This tunnel also served as a starting point of the prospection for uranium-rich ore in the beginning of uranium mining after World War II. It runs about 30 to 40 m below the community.

The investigations of the radon concentration in dwellings of this community began with screening measurements in 400 households in 1990 followed by long-term measurements for estimation of long-term exposure. These measurements were carried out without special knowledge of the causes for higher radon concentrations. Additional measurements using active equipments were carried out to estimate the reasons for higher concentrations.

Based on the first findings from measurements carried out in buildings above surface-near drives according to which short-term variations of the indoor radon concentration by orders of magnitude may occur /2/ directed investigations of the correlations and causes were started. For this purpose measurement points in buildings were selected in the vicinity of a return air shaft of uranium mining, in buildings situated over shallow drivings of old and uranium ore mining, and in

buildings with unknown cause of high short-term radon concentrations. According to estimates made by mining experts it deserves attention that about 40% of the buildings of this community have been erected above shallow drivings.

The measurement system used was the above mentioned passive detector system consisting of a diffusion chamber with nuclear track etch detector.

Fig. 3 shows the frequency distribution of all annual mean concentrations found in ground-floor rooms. A curve fitting procedure results in a lognormal distribution which is also shown in this figure. The resulting median radon concentration amounts to 390 Bq/m³. The median radon concentration of all rooms studied independently of the floor amounts to 370 Bq/m³, except for the basement, i.e. to a median value higher by a factor of 8 than that of the German median value resulting from the study in the 80ies in Western Germany. With regard to the mentioned selection criteria for measurement points, these median values are based on results obtained in buildings with a evident influence from mining activities. The maximum annual mean radon concentration is 3300 Bq/m³.

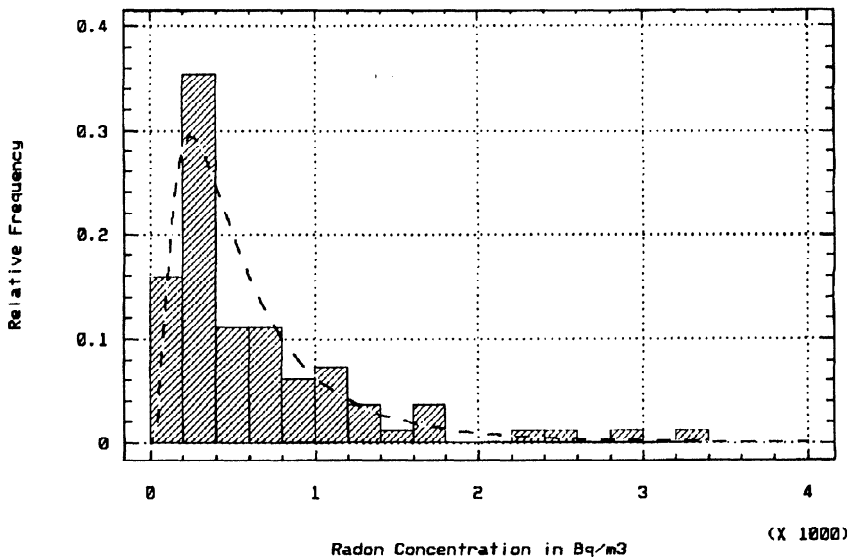


Fig. 3: Frequency distribution of annual mean radon concentrations in ground-floor rooms of a mining influenced community (82 measuring points)

In 72% of the investigated buildings the radon concentration (annual mean value) exceeded the reference level 250 Bq/m^3 . Therefore, assuming a statistical selection the annual mean value of radon concentration in about 200 buildings out of 700 may be expected to exceed the recommendation level of 250 Bq/m^3 due to the mining influences.

Account must be taken of the fact that the investigations were performed except for short-term experimental standstill with running ventilation system of the big uranium mine the ventilation power of which ranging over vast distances. This means a controlled discharge of mine air and thus of radon via return air shafts.

Because of the massive underground uranium mining in the area it must be assumed that heavy disturbances are present in the covering pillar due to which a release of the underground radon may be possible, too, thereby directly influencing a greater number of buildings, especially when the "artificial" weathering system of the mine is out of operation.

The long-term measurements of the radon concentration in the buildings were conducted over a period of one year. At some measuring points the exposure time was prolonged by a quarter in order to consider the variation from year to year. The evaluation of the detectors was performed quarterly in order to observe the change with the seasons on the one hand and to avoid a potential overexposure of the detector material, on the other. Thereby quarterly mean values of up to $6\,000 \text{ Bq/m}^3$ were measured.

The median values calculated from the single measurement values for the investigation quarters showed a season-dependent change of the indoor radon concentration, as can be seen from Fig. 4. The median value of radon concentration in the summer months June to September is lower by a factor of 2 to 3 than that during the other seasons.

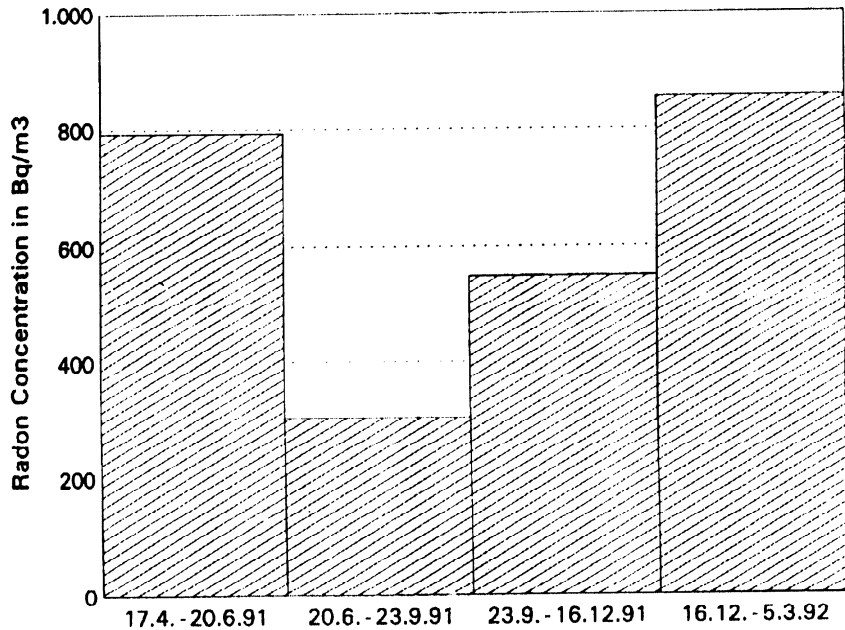


Fig. 4: Median radon concentrations calculated from quarterly mean values in dependence of the season in a mining influenced community

A year later these results have been verified with detailed investigations in houses above the mentioned selection criteria. It was found that the variation of the median value of the radon concentration over the year, depending upon the season, however, is not at all representative for the single measurements. In this respect there are clear differences between the sites of the measuring points. Whilst the radon concentration in all studied buildings erected over the above mentioned tunnel from the old mining is lower again by a factor of 2 during the summer months, no season-dependence of the radon concentration can be found in the buildings situated above shallow drivings from uranium mining (Fig. 5) .

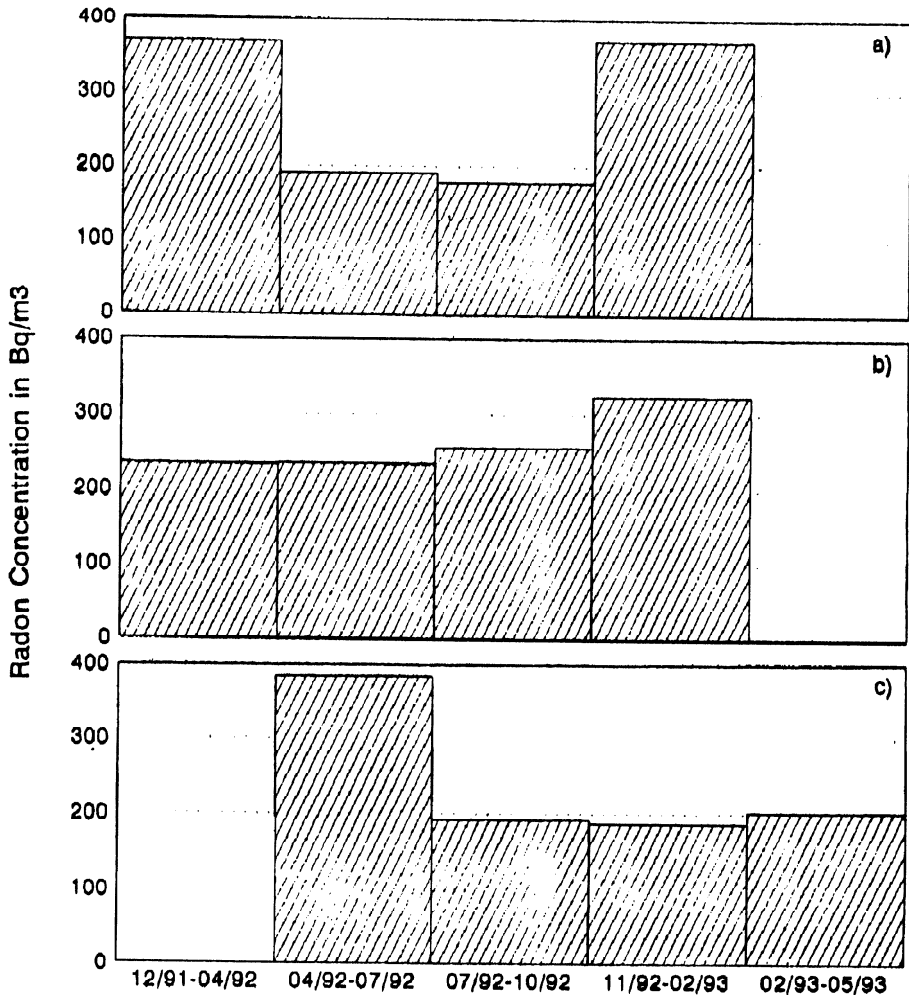


Fig. 5: Median radon concentrations in dwellings in dependence of the season
 a) over the tunnel from the old mining
 b) over shallow drivings from the uranium mining
 c) on a hill in the vicinity of a return air shaft

A similar situation was found in buildings near a return air shaft mentioned above which had been closed down already before the measurements were started. The radon concentrations in these buildings situated at a greater height were increased during the measuring period from April to August, and were almost equally high over the subsequent measuring period until May '93. It should be noted that the

radon concentration in the surface-near atmosphere near the investigated houses was almost equal during that time (about 100 Bq/m³). The indoor radon concentration was mostly between 100 and 200 Bq/m³.

When comparing the measured values obtained in the same seasons of different years (from March to June 1992 compared to the measured values from the equivalent measuring period in 1991) a reduction of the median radon concentration was found (see Table 2). Although all measured values except for two cases are lower, no uniform percent value for the reduction of the radon concentration can be indicated. These clear differences in the reductions of radon concentration between individual dwellings - amounting to up to 75 % are due to the differences in the influence of shallow drivings on the different buildings. The general reduction of the radon concentration might be due to the changed ventilation of the underground tunnel works during the measurement period connected with a progressive flooding of the mine .

Table 2: Median values of the radon concentration in Bq/m³ in buildings of a mining-influenced community in different years

	1991 April - June	1992 March - June
Ground-floor rooms	770	640
Rooms in all floors (except for basements)	670	530

4. Conclusions

- As the results of the investigations of special mining-related sites show, the assessment of the regions with increased radon potential, the so-called "radon-prone areas", must be made most carefully. In regions at risk of mining damage a high measuring point density is necessary to record and circumscribe the strong local variations. The same is true with respect to evaluating single building sites in such areas. The results of a random sample test investigation and this special investigation must be suitably combined for effective performance.
- The investigation of seasonal variations of the radon concentration in the mining-influenced community shows that a standardized correction of the measurement results obtained at different times of the year and with an exposure time of less than one year may lead to severely erroneous estimates in communities of this kind. It is therefore recommendable to have any evaluation of the radiation situation in individual buildings of such communities based on an annual measurement.
- The investigation and restriction of exclusively geogenic radon-prone-areas may be performed with a lower measuring point density in comparison to the mining influenced radon potential areas. A first approach might be to use the naturally drawn limits of a geologically homogeneous region as demonstrated by the results of performed measurements.

5. References

- /1/ R. Czarwinski, R. Lehmann, W. Röhnsch
Fortschritte im Strahlenschutz FS-93-67-T
Umweltradioaktivität, Radioökologie, Strahlenwirkungen
Vol .I, 1993, page 106
- /2/ R. Czarwinski, R. Lehmann, W. Röhnsch
Proceedings of the IRPA8 - Congress
Montreal, May 17-22, 1992 - Vol. II, page 1611

Résumé

Le but d'un large programme de recherche mené en Allemagne de l'est est d'évaluer la situation en matière d'exposition aux radiations, en particulier celles dues aux exploitations minières, par le biais des mesures de radon dans les bâtiments.

Les valeurs moyennes annuelles de la concentration en radon dans les bâtiments sont données. Par ailleurs, la concentration en radon dans les bâtiments situés dans des régions à structure géologique spécifique est également donnée. Les mesures de concentration en radon aux endroits d'exploitation minière sont données à titre d'exemple des problèmes rencontrés. Les résultats préliminaires sont donnés.

Samenvatting

Het doel van een breed onderzoeksprogramma gevolgd in Oost Duitsland bestaat er in de situaties inzake blootstelling aan stralen te meten, in het bijzonder die veroorzaakt door ertsontginning, langs radon metingen in de gebouwen.

De jaarlijkse gemiddelde waarden van de radon concentratie in de gebouwen worden getoond. De radon concentraties in de gebouwen gelegen in die streken met bijzondere geologische structuren worden in het licht gesteld. Radon concentratiemetingen in mijnstreken worden als voorbeeld aangehaald van de bijzondere problematiek. Eerste resultaten van de metingen worden aangegeven.

INDOOR RADON CONCENTRATIONS IN THE GRAND-DUCHY OF LUXEMBOURG

A. Kies*, M. Feider^o, A. Biell*

* Centre Universitaire de Luxembourg, 162A av. de la Faiëncerie,
L1511 Luxembourg

^o Division de la Radioprotection, 1 av. des Archiducs, L1135 Luxembourg

Abstract

Data from a nation-wide survey of indoor radon-gas concentrations of some 2500 monitored homes are analysed. Investigations are done on the effects of building characteristics and rock type. Luxembourg has 2 different parts, with low radon levels (Geometric mean = 57 Bq/m³) in the South called Gudland and high levels (Geometric mean = 145 Bq/m³) in the North called Eislek. Influences of the different geological stages are discussed.

INTRODUCTION

Measurements of ²²²Rn gas concentration with short exposure-time charcoal detectors made before 1990 showed numerous dwellings with high radon concentrations, especially in the North of Luxembourg. In order to detect houses with high ²²²Rn levels, a campaign with long exposure-time solid state detectors started in 1990 and is still going on. The analysis of data soon showed up that there exist radon-prone areas in Luxembourg.

Despite the small surface of 2586 sqkm for Luxembourg, a great regional variability of indoor radon-gas concentrations is noticed. Whereas survey investigations had been done at the beginning in the North of Luxembourg, they were rapidly extended to the other parts and a geographically equilibrated measurement net is now obtained. At the end of May 1993 more than 3000 measurements in some 2500 houses were made, covering 2.4 % of all houses in

the country.

METHODOLOGY

From 1990 to 1993, 3000 Solid State Nuclear Track detectors of the Karlsruhe type were exposed in 2500 dwellings. Measurements have been performed over a period of three months mainly in late autumn and in late winter or spring in order to give values representative of the overall indoor ²²²Rn-gas concentration both for the considered period and for the different heating seasons of the year. A scanning device counts the alpha particle tracks after chemical etching under controlled conditions. Multiple intercomparisons show that for measurements giving concentrations exceeding 50 Bq/m³ the uncertainty is no greater than 6%. For smaller concentrations the uncertainty is substantially greater.

In Luxembourg the radon measurements are performed by the "Division Nationale de la Radioprotection". They are free of charge and are obtainable for the public on request. But this accounts only for 5 % of the total number of measurements. 95% of the radon detectors were distributed by the voluntary fire-brigades. The exposition date, the villages, the number of measurements are determined by the National Radiation Protection Division. Explanations were detailed to the firemen who afterwards distributed the detectors in houses of their choice, mainly in the living room. Relationship between personal exposure and radon concentrations made in homes have shown that the best exposure may be in the living space (Naomi et al. 1991).

Householders were asked to complete a questionnaire which included questions about various features of the house, the exposition place and the particularities of Luxembourg houses (Tab. 1).

After exposure the detectors were again collected by the firemen; thus the return percentage of detectors and questionnaires is not far from 100% and very few inaccurate questionnaires were obtained. In the following analysis the radon concentrations of only those dwellings with answers to the relevant questions were included.

In 150 houses measurements were made over 2 consecutive three-month periods both in the living and in the bedroom area. These data are analysed separately; after averaging, they are included in the other data for analysis.

In the Eislek radon levels in houses are substantially higher, but this region is sparsely inhabited compared to the Gudland. So the Eislek was sampled at a different rate: 8.4 % of houses inhabited the whole year round are measured.

The percentage of measured dwellings is 2.4 % for the whole country; but if one does not take into account the towns, like Luxembourg and Esch-sur-Alzette where, compared to the large number of dwellings, relatively few houses were monitored, the percentage rises to 3.4%.

We are aware of the fact that the distribution parameters indicated below may have significant uncertainties because no systematic method in selecting the homes was used. It is possible that the data set is slightly biased due to an overrepresentation of homes in areas where high levels are found and to the fact that at the beginning of the survey exposition was done preferentially in older houses.

The data from questionnaires completed with geological information are analysed using Excel (Microsoft) and Statistica (Statsoft).

Table 1 . Description of factors and their categories.

Local of measurement:	
Living-room	Public local
Bedroom	School
Kitchen	Workplace
Cellar	

Situation of the local in the house	
Cellar	First floor
Groundfloor	above first floor

Existence of a room or a cellar under the local of exposition: Yes - No

Date of building:	
Before 1900	1961 -1970
1901-1920	1971-1980
1921-1945	After 1980
1946-1960	

House type:	
Detached	
Semidetached	
Terraced	

Existence of a cellar: Yes - No - Partial

Existence of a pavement in the cellar: Yes - No - Partial

If no cellar, existence of a pavement under the house: Yes - No - Partial

Position of the cellar in comparison to the groundlevel:

In-ground	
Partially inground	
Completely up-ground	

Building Material:	
Brick	Sandstone
Cemented stones	Limestone
Concrete	Insulating Bricks
Poroton	Pumice Stone
Slate	Hasselter stone

Geological aspects

The geological location of Luxembourg includes part of the Ardennes Massif to the North, the Eiffel-Lorraine depression striking NNE-SSVV through the country, the Luxembourg Gulf of Mesozoic trending NE across the southern part. In Luxembourg two distinct geological morphological regions are found:

- To the North the **Eislek** is a region of highly disturbed Palaeozoic with extensive plateaux and deep, narrow, winding valleys where rocks of the Eodevonian age are exposed.
- To the South lies the **Gudland** where Mesozoic with a thickness of some 1400m outcrop over ca. 65 % of the country. Here the topography is more varied, valleys more open and younger, faulting more significant; Triassic and L.M. Jurassic outcrop extensively whereas Tertiary has only small representations.

Beginning in the late Pliocene, uplift of the entire Luxembourg region occurred, more important in the Eislek than in the Gudland. There a pronounced warp or flexure developed: the "Eisleker Randverbiegung" (Mitchell 1976).

RESULTS

Gudland and Eislek

Table 2. Summary statistics for radon level data in Luxembourg homes

	Number of homes	Min	Max	Arithmetic Mean	Geometric mean	GSD
Luxembourg	2450	11	1880	110	75	2.2
Gudland	1725	11	1135	75	57	1.8
Eislek	725	20	1880	210	145	2.2

Table 2 shows the results of the survey of indoor ²²²Rn-gas levels. Each time when multiple measurements were made, only one value was retained in calculating a weighted mean by taking into account the seasonal influence.

Anyway the results are little influenced by different averaging techniques, even weighting by the population levels showed no significant differences in the values of means.

The measurements were analysed using the lognormal distribution. For the whole country, this distribution does not properly fit the data as shown in Fig.1.

A plot on standard probability paper is helpful in deciding whether a sample comes from a population with a normal distribution. The scale of the ordinate is given by the cumulative distribution function of the normal distribution, the abscissa carries a logarithmic scale as the logarithm of the concentration is supposed to be normally distributed. The graph of the observed values against the corresponding cumulative empirical distribution will, in the case of a sample from a normally distributed population, be approximately a straight line (Sachs 1982).

It is well known that many empirical distributions are mixtures of different distributions and that the observed inhomogeneity of the sample requires formation of subgroups. The lognormal distribution with the two parameters geometric mean GM and the geometric standard deviation GSD is not a good description for a region where different geomorphic grounds, source of varying radon levels, exist. In this case one has to do a summation of lognormally distributed variables as the distribution of the sums are not themselves lognormal (Lubin 1990).

Dividing the data into 2 groups, one for the Gudland and one for the Eislek (Fig. 1) gives better lognormal fits; so does a grouping of data according to the different rock types (Fig 2).

Numerous categorised lognormal probability plots confirm the appropriateness of the lognormal distribution for subgroups; so further investigations are based exclusively on geometric means of the subgroups.

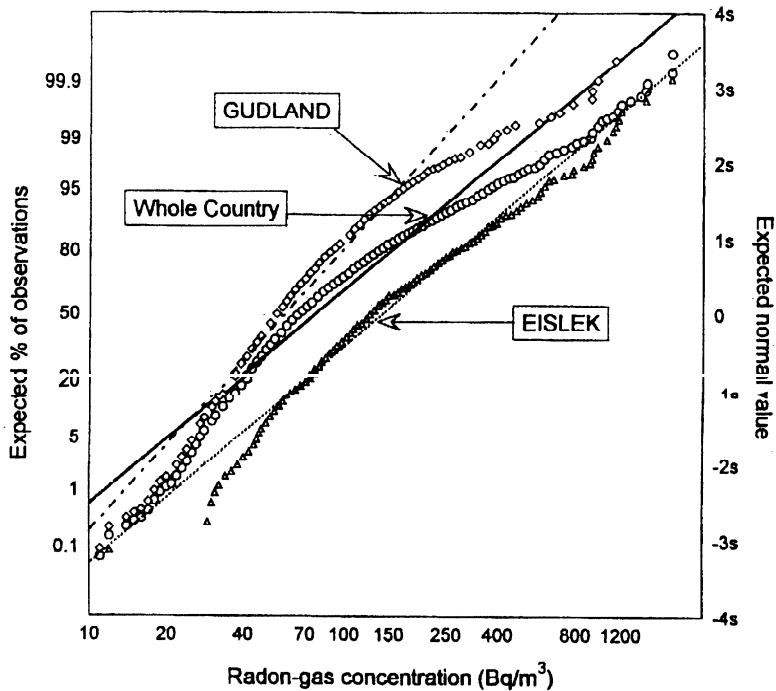


Fig. 1 Normal probability plots of the logarithm of the radon-gas concentration data. The best fittings of the data for the whole country of Luxembourg, the southern part (Gudland) and the northern part (Eislek) are indicated by the lines. The scale of the ordinate is given by the cumulative distribution function of the normal distribution, the abscissa carries a logarithmic scale.

Plots for Gudland and Eislek show a deviation from lognormality for houses with low radon concentrations and a not properly fitted upper tail of the distribution. These particularities are similar to those reported elsewhere (Gunby et al. 1983; Castrén 1993; SSK 1992; etc.). The deviations from lognormality for houses with low radon levels are of little concern; they are not important neither for estimation of health risk nor for radon-risk mapping. On the other hand, deviations from lognormality at the high level side are of greater concern. These deviations are less pronounced for the Eislek, indicating a more homogeneous zone; in the Gudland they are explained by a greater number of high level houses due to radon-level inhomogeneities near the Eislek, whose geology influences the northern part of the Gudland.

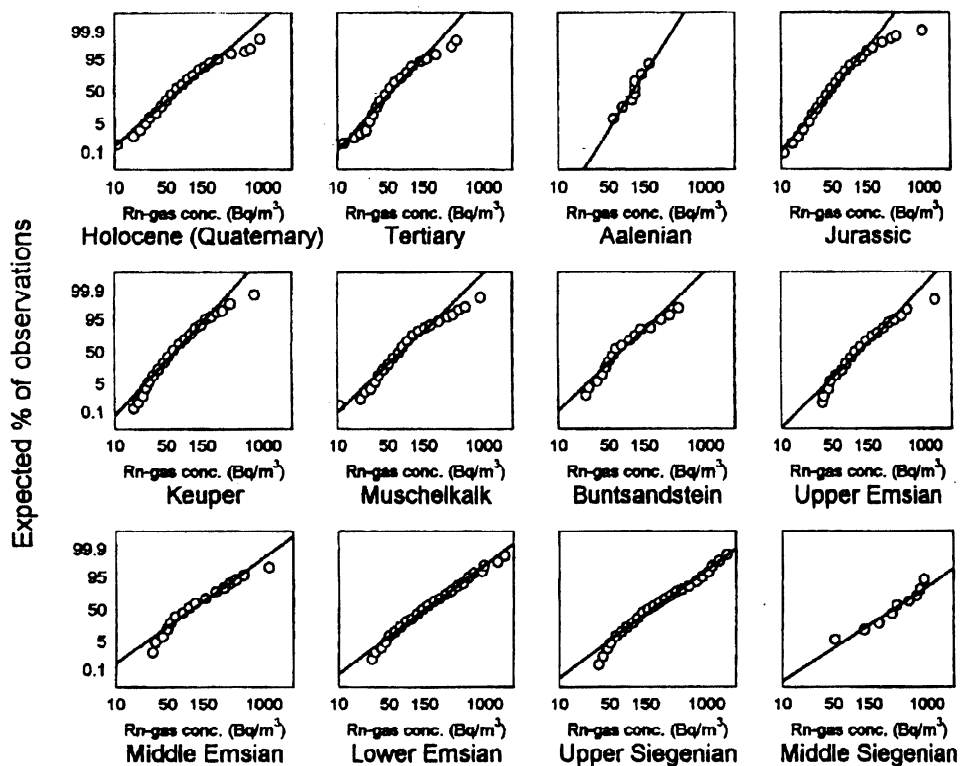


Fig.2 Probability plots of the logarithm of indoor radon concentration for the different geological formations of Luxembourg. Greater slopes of the fitted lines indicate lower radon levels.

Multiple measurements

In 130 houses, mainly in the Eislek, measurements of radon levels were made over two consecutive periods of three months. Detectors were exposed in the living room and in the bedroom. Most of these houses presented the classical pattern: living area at ground level, a cellar underneath and the bedroom at the first floor. The ratio, radon-gas concentration in the living-room / radon-gas concentration in the bedroom, was calculated. This ratio depends mostly on the ventilation habits

of the inhabitants. The ratio is lognormally distributed with an arithmetic mean M of 1.87; a geometric mean of 1.48. The ratio is higher ($M = 2$ to 3) in houses in rural regions, lower in the small towns like Wiltz and Clervaux ($M = 1.4$).

The ratio varies with the seasons; it is higher in summer ($M = 2.1$) than in winter ($M = 1.6$), with a greater geometric standard deviation GSD in summer (2.1) than in winter (1.6). Again it could be shown that for each of 6 different categorising heating periods a lognormal distribution gave a better fit than for the whole sample.

The ratio increases with increasing R_n concentration. The radon concentration c (Bq/m^3) could be fitted with $c(\text{bedroom}) = 34 + 0.46 c(\text{living-room})$; $r = 0.77$ (significant at the 95 % level). The measurements were made in the region of Eislek, where the outdoor radon concentration is around $30 \text{ Bq}/\text{m}^3$.

The ratio for two French departments with similar radon-levels is 1.4 (Robé 1992); a study in the neighbouring region of Belgium reports a ratio of 2.2 (Tondeur 1993).

DISCUSSION

The analysis suggests that 16% or about 18000 Luxembourg homes have concentrations greater than $150 \text{ Bq}/\text{m}^3$. This is certainly an overestimation due to an under-representation of houses in towns and the fact that the distribution of the sample for the whole country is poorly lognormally distributed. So the number of houses exceeding $150 \text{ Bq}/\text{m}^3$ is only 10800 when considering Gudland (6300) and Eislek (4500) separately.

Tab.3 Percentage of houses with radon-gas concentrations above a fixed level

	Number houses	% of houses	% of houses >150Bq/m ³	% of houses >400 Bq/m ³	% of houses >800 Bq/m ³
Luxembourg	110800	100.0	16.2	3.7	0.8
Gudland	99600	90.0	6.3	0.7	0.1
Eislek	11200	10.0	40.1	10.7	2.5

The factors found to have a great influence in indoor radon concentrations are:

- rock type (Tab.4);
- existence (Y / N) of a cellar (GM = 58 Bq/m³ and GM = 105 Bq/m³);
- presence (Y / N) of a basement (GM = 64 Bq/m³ and GM = 117 Bq/m³)
with cellar and (GM = 84 Bq/m³ and GM = 142 Bq/m³) without cellar;
- existence (Y / N) of a room under the monitored room (GM = 67 Bq/m³
and GM = 107 Bq/m³).

Tab.4: Statistics for the radon gas levels of the different geological structures

	Number of houses	Min	Max	Arithm. Mean	Geom. mean	GSD
Holocene (Quaternary)	186	11	917	94	70	2.0
Tertiary	162	12	428	66	55	1.7
Aalenian (Jurassic)	8	57	178	112	106	1.4
Jurassic	748	11	964	56	48	1.7
Keuper	364	18	771	76	64	1.7
Muschelkalk	233	11	913	96	75	1.9
Buntsandstein	52	24	437	89	71	1.8
Uppper Emsian (L Devon)	164	37	1419	146	116	1.8
Middle Emsian (L Devon)	45	31	1155	148	100	2.2
Lower Emsian (L Devon)	224	29	1881	213	149	2.3
Upper Siegenian (L Dev)	278	35	1889	257	179	2.3
Middle Siegenian (L Dev)	11	52	908	420	320	2.4
Grand total	2475	11	1889	113	76	2.2

Of less importance are:

- the position of the cellar (GM = 56 Bq/m³ if out of ground and GM = 84

Bq/m³ if completely in the ground);

- the detachment of the house (GM = 65 Bq/m³ if terraced and GM = 79 Bq/m³ if detached).

The Geometric Standard Deviations oscillates between 2.0 and 2.2; some exceptions can be explained for instance by the absence of a room under the monitored local. The values of the GSD combined with the probability plots give a fairly good mean in predicting important influences of other grouping factors.

Radon risk mapping

In Luxembourg the Ministry of Health advises households to reduce the radon levels if their homes exceed the reference level of 150 Bq/m³ radon gas. In order to plan an effective action the authority needs a map showing areas where a substantial fraction of homes exceed the reference level. One possible approach is using geological information, radium content, porosity of soil, exhalation coefficient. Measurements of this type have not yet been done and the following radon risk map is based essentially on measurements in houses. For this survey the maximum measured level in a room of the living area was considered.

The most important source of radon is the ground, particularly for detached houses. But there are other factors which influence radon levels. Top water from deep-bored wells is of little concern as nearly all the houses in Luxembourg are connected to public water supply with water coming from reservoirs where it degasses before being distributed.

With a mean elevation of 450 m, compared to 300 m for the Gudland, the Eislek area has a quite cool climate and the inhabitants often keep the doors and windows closed. This together with different house types (in the Eislek the proportion of older houses is greater) may contribute to higher radon concentrations. Thus a radon-risk map based on geological data could be more accurate than that of Fig. 3; it would be interesting to compare these two maps in the future.

The radon level map and table 4 are somewhat lacking in precision. One cause is the fact that for a village only one geological structure was retained. Or some villages classified for example under Holocene are built on alluvium in a valley of a river; if the valley is narrow many houses are located on slope with a specific rock-type underneath. No emphasis was put on topographical location of the houses. As many houses are built on slopes it might be interesting to elucidate this factor (Janssen 1991). This could be an explanation of the increase of the radon levels, for example along the Moselle valley at the south-east border.

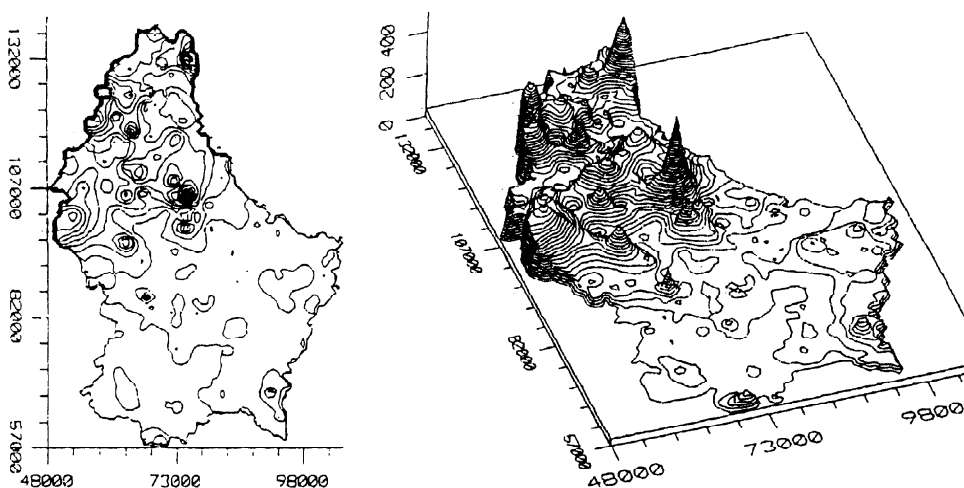


Fig. 3 Geographical distribution of living-space radon concentrations. Only villages with more than 2 monitored houses were retained. The x and y axes are labelled in meters; the z axis (Geometric mean of the radon concentration) in Bq/m^3 . For the isoconcentration lines an next neighbour averaging technique was used. The lines are separated by $25 \text{ Bq}/\text{m}^3$ on the left figure; by $25 \text{ Bq}/\text{m}^3$ on the right figure.

CONCLUSION

The data of the survey show a great variability of radon concentration with house characteristics. The most important factor is the rock underlying the house masking the influences of house particularities to some extent. Especially in the North of Luxembourg, with a geometric mean of 150 Bq/m^3 , radon reduction is a major concern.

Due to the local variability of the results, a more detailed survey is recommended, including one based on soil-gas radon concentration.

REFERENCES

Castrén O. Radon reduction potential of Finnish dwellings. First international workshop on indoor remedial action. Rimini 1993

Gunby J.A.; Darby S.C.; Miles J.C.H.; Green B.M.R.; Cox D.R. Health Physics 64: 2-12 ; 1993

Harley N.H.; Chittaporn P.; Roman M.H.; Sylvester J. Health Physics 61: 737-744; 1991

Janssen I.; Stebbings J.H.; Essling M.A.; Dimino KM.; Rogers D.L. Health Physics 61: 775-783; 1991

Lubin Health Physics 59: 807-817; 1990

Mitchell-Thomé R.C. Outline of the Geology of the Grand-Duchy de Luxembourg. Acta Geologica Academiae Scientiarum Hungaricae, Tomus 20 (3-4): 259-286; 1976

Robé M.C.; Hubert Ph. Radon in France; Friedrichshagener Fachgespräche, Berlin; 1993

Sachs L. Applied Statistics, Springer Verlag; 1982

SSK Veröffentlichung der Strahlenschutzkommission Deutschland; Band 19; Gustav Fischer; 1992

Tondeur F. ; Gérardy I. Répartition géographique et géologique du risque "radon" en Belgique francophone; International Colloquium on Gas Geochemistry; 1993

Résumé

Sont présentés les résultats de la campagne de mesure de la concentration du radon dans les habitations, campagne effectuée depuis 1989 au Grand-Duché de Luxembourg par la Division de la Radioprotection.

Quelques 2500 habitations ont fait l'objet d'une ou plusieurs mesures du radon moyennant la technique des détecteurs solides de traces nucléaires. Le Luxembourg est divisé en deux parties: le Sud avec des faibles concentrations (Moyenne géométrique 57 Bq/m^3) et le Nord avec des concentrations élevées (Moyenne géométrique 145 Bq/m^3).

Samenvatting

De uitslagen van een meetcampagne van Radon concentratie in woningen, uitgevoerd sinds 1989 in het Groot Hertogdom door de afdeling Stralingsbescherming worden voorgesteld. In zowat 2500 woningen werden een of twee metingen uitgevoerd bij middel van vaste stof detectoren. Luxemburg is in twee delen verdeeld: het Zuiden met zwakke concentratie (geometrisch gemiddelde 57 Bq/m^3) en het Noorden met hoge concentraties (geometrisch gemiddelde 145 Bq/m^3).

REPARTITION GEOGRAPHIQUE ET GEOLOGIQUE DU RISQUE "RADON" EN BELGIQUE FRANCOPHONE

F. Tondeur , I. Gerardy, C.Licour, N.Dubois
Institut Supérieur Industriel de Bruxelles
150 rue Royale, B1000 BRUXELLES, BELGIQUE

Résumé

1117 mesures du radon dans des bâtiments en Belgique francophone sont analysées du point de vue de la répartition géographique du risque "radon". Après détermination de la moyenne géométrique des concentrations de radon pour chaque commune, des regroupements de communes sont réalisés pour obtenir des zones contenant un nombre de cas suffisant. On établit ainsi une carte où les différents niveaux de risque se différencient clairement. Chaque bâtiment examiné est aussi localisé sur la carte géologique, pour identifier l'étage géologique sous-jacent. La moyenne des concentrations de radon est plus élevée sur les étages les plus anciens (du Cambrien au Dévonien, Frasnien excepté). Les terrains carbonifères et limons quaternaires sont cependant responsables du risque dans les régions où il est modéré mais significatif. Les terrains secondaires, tertiaires et alluviaux paraissent par contre largement à l'abri du risque associé au radon. Quelques résultats de mesures du radon dans le sol et quelques cas de bâtiments contaminés sont aussi discutés.

1. INTRODUCTION

Le radon présent dans l'air des bâtiments a généralement deux sources: le sous-sol et les matériaux de construction. Dans le sud de la Belgique, objet du présent article, on peut penser que le sous-sol est souvent la source dominante, comme certaines données le suggèrent plus loin. Dans ces conditions, la définition et la mise en application d'actions visant à réduire le niveau moyen du risque associé au radon passe nécessairement par une bonne connaissance de la répartition géographique du problème et de ses liens avec la géologie.

Certains auteurs suggèrent de tenter de cerner les régions à risques par des mesures de la radioactivité contenue dans le sol (Ball et al., 1992), plus précisément par la mesure de l'uranium ^{238}U ou de ses descendants, parmi lesquels le radon ^{222}Rn lui-même, ses descendants directs, ou son parent le radium ^{226}Ra . (la mesure du thorium ^{232}Th et de ses descendants dont le thoron ^{220}Rn retient généralement moins d'attention, car on pense que le problème posé par le thoron est sensiblement moins préoccupant que celui du radon proprement dit, et serait en tout état de cause réglé en même temps que lui. On n'a pas mis en évidence en Belgique de situation où le thoron représenterait le risque principal. En Belgique, la cartographie du débit de dose externe (Deworm, 1988) donne une idée globale des émissions gamma d'origine tellurique, mais sans distinguer les trois composantes principales (^{40}K , familles de ^{238}U et de ^{232}Th). On y distingue deux zones principales où le débit de dose est plus élevé qu'en moyenne : une de ces zones situées au sud du sillon Sambre-Meuse correspond grossièrement à l'Ardenne, l'autre au nord de ce sillon, correspond grossièrement à la moitié orientale des bas-plateaux de moyenne Belgique. L'absence de mesure séparée de la famille de l'uranium ne permet pas d'évaluer a priori si ces zones pourraient correspondre à un risque accru de contamination des bâtiments par le radon. On peut penser toutefois que les zones où le débit de dose tellurique est faible ne doivent probablement pas présenter de problème de radon.

La zone située au sud du sillon Sambre-Meuse a été explorée de façon beaucoup plus systématique par Charlet et ses collaborateurs (Charlet et al., 1983) dans leur étude de la répartition de l'uranium dans les terrains paléozoïques. Cette étude est basée en particulier sur la mesure autoportée de la concentration des descendants du radon présents dans les couches supérieures du sol. Cette mesure est représentative de la fraction du radon présent dans le sol et qui ne s'en échappe pas. On préférerait bien sûr, pour évaluer le risque d'émanation du radon dans les bâtiments, connaître la fraction qui s'échappe du sol. Les deux sont corrélées par l'existence d'un parent commun, mais peuvent se présenter dans des rapports variables selon les terrains. Cette limitation n'empêche pas la carte de répartition de l'uranium d'apporter une information de grand intérêt pour la problématique du radon.

La mesure du radon dans les eaux de sources fournit des informations précieuses (Flémal et Hallez, 1990). L'analyse de plusieurs centaines de mesures sur des prélèvements simultanés a permis récemment (Zhu et al., 1993) la mise en évidence des tendances de la distribution géographique de la concentration du radon dans les eaux, ainsi que la mise en évidence de leur corrélation avec l'étage géologique. Cette approche peut trouver sa limite dans le fait que les eaux souterraines sont capables de transporter le radon sur des distances significatives, en particulier dans les terrains karstiques (Rybach et al., 1990).

Il est possible de mesurer directement la concentration du radon présent dans l'air du sol, par émanométrie ou grâce à des détecteurs enfouis. Ce type de mesure n'a pas été utilisé jusqu'ici pour l'établissement de cartes de concentration dans la région qui nous occupe. Ces mesures se heurtent d'ailleurs à certaines difficultés:

a) la concentration du radon dans l'air du sol varie au cours du temps, en relation en particulier avec les précipitations et d'autres éléments météorologiques (pression, vent, ...). Si l'été se prête généralement à des mesures plus reproductibles, il reste qu'il n'est pas évident de savoir sur quelle moyenne se baser.

b) la concentration du radon dans l'air du sol peut varier notablement sur des courtes distances, en particulier sur des terrains anisotropes parmi lesquels on retrouve justement beaucoup de terrains à risque.

c) la concentration du radon n'est pas le seul paramètre qui détermine l'ampleur du risque; la perméabilité par exemple doit aussi être déterminée (Rybach et al., 1990), si possible in situ.

d) la mesure du radon dans le sol ne tient pas compte de la perturbation apportée à l'émanation de radon par le bâtiment lui-même: assèchement du terrain, effet de collecte du radon lié à la dépression associée à l'effet de cheminée dans un bâtiment chauffé,...(Nazaroff et al., 1988)

On est tenté dès lors de se tourner vers l'évaluation directe du risque par des mesures de radon dans les bâtiments. Une fraction importante de ceux-ci joue plus ou moins efficacement le rôle de collecteur de radon, comme le montre la proportion élevée de bâtiments contaminés trouvés dans certaines régions. Une première tentative de cartographie du risque a été établie il y a plusieurs années par le groupe de l'université de Gand (Vanmarcke et al., 1988), basée sur une

distinction entre terrains paléozoïques et terrains plus récents. Cette division en deux zones, largement popularisée, mettait en effet en évidence une contamination moyenne plus élevée dans la zone paléozoïque. Une autre carte, donnant la répartition par provinces, a été publiée par Poffijn (Poffijn et al., 1992), montrant un niveau de contamination plus élevé en province du Luxembourg. Dans un travail précédent (Tondeur et al., 1993), nous avons analysé la répartition géographique du risque en Belgique francophone sur la base d'un découpage en quinze zones, moins grossier quoique encore largement défini a priori par des limites géologiques et provinciales. Par rapport aux deux cartes précédentes, cette étude mettait en évidence l'absence de gros problème de radon en Famenne (pourtant comprise dans la zone paléozoïque et dans la province du Luxembourg) et, à l'opposé, l'existence du point chaud brabançon de Court St Etienne, associé à des affleurements paléozoïques non pris en compte dans la carte de 1988.

Nous présentons ici une analyse des mesures de radon effectuées dans 1117 bâtiments en Belgique francophone. Ces mesures ont été effectuées par collecteur de radon à charbon actif à barrière de diffusion (Cohen et Nason, 1986) dans des conditions de semi-confinement des pièces de mesure (pas d'ouverture des fenêtres et ouverture des portes limitée). La mesure du ^{222}Rn adsorbé sur le charbon actif après 3 à 4 jours d'exposition se fait en laboratoire par spectrométrie gamma sur les raies du ^{214}Pb et du ^{214}Bi avec un détecteur à scintillation NaI(Tl). La calibration a été contrôlée dans la chambre à radon de notre Institut.

Par rapport au travail précédent rappelé ci-dessus, nous avons cherché à nous affranchir autant que possible du caractère arbitraire du découpage en zones de ces trois premières cartes. Pour cela, nous avons recherché un découpage de départ aussi fin que possible, d'une part du point de vue géographique (la commune a été choisie comme unité de base), d'autre part du point de vue géologique (l'étage géologique a été pris comme unité de base). Comme on le verra, nous ne disposons pas encore d'assez de résultats de mesure et il ne nous a été possible de déterminer une moyenne significative des concentrations du radon dans les bâtiments que pour quelques communes et pour une partie des étages géologiques. Des groupes de communes ont dû être définis pour rassembler des

nombres de mesures statistiquement suffisants. Toutefois, la procédure suivie a permis dans une certaine mesure d'échapper à des regroupements arbitraires de communes, en procédant à ces regroupements sur la base des résultats de mesure.

2. ECHANTILLONNAGE

Ne bénéficiant d'aucun subside, notre étude a dû être financée par des mesures payantes effectuées à la demande de particuliers ou de sociétés. Ces mesures sont comprises dans notre échantillon, qui n'est donc pas aléatoire car les personnes demandant la mesure sont informées au préalable de la nature du risque et des facteurs qui le favorisent. Toutefois, ce biais existe dans toutes les parties de la région étudiée, et ne devrait pas trop affecter une comparaison entre différentes zones. On se gardera cependant d'utiliser les moyennes présentées ci-après pour une évaluation absolue du niveau de risque. De plus, on n'établira pas de moyenne globale, car l'échantillon étudié ne reflète pas la répartition de la densité de population.

L'échantillon est principalement constitué de mesures de radon faites au rez-de-chaussée. Dans certains cas cependant, une mesure a été faite dans la cave ou à l'étage. Notre étude visant à délimiter les zones où un risque existe potentiellement, nous avons voulu inclure dans l'analyse les cas où une mesure dans la cave révèle une contamination qui n'atteint pas le rez-de-chaussée. Pour ce faire, les mesures faites en cave ont été représentées par une valeur "équivalent rez" obtenue en divisant la concentration observée dans la cave par trois (Tondeur et Gérardy, 1993), et en prenant en considération ce chiffre s'il est supérieur à la mesure effectuée au rez de chaussée. Par ailleurs, dans les quelques cas où seule une mesure à l'étage était disponible, elle a été incluse à l'étude après multiplication par deux, mais uniquement dans l'examen de la distribution géographique du risque, présenté dans la section 3.

Notre discussion de cet échantillon sera basée principalement sur les moyennes géométriques calculées pour divers sous-échantillons. La moyenne géométrique est peu sensible aux fluctuations du nombre de cas de concentration élevée dans un échantillon limité. Elle caractérise bien la tendance centrale des distributions

des concentrations du radon, approximativement log-normales (Nero, 1988). Son inconvénient d'atténuer le contraste entre les niveaux du risque sanitaire collectif des différentes zones, mieux représenté par la moyenne arithmétique.

3. DISTRIBUTION GEOGRAPHIQUE DU RISQUE

La moyenne géométrique des concentrations de radon a été établie pour chaque commune où nous avons fait des mesures. Les communes ont été ensuite classées en six classes selon leur moyenne géométrique, comme l'indique le tableau 1.

Tableau 1 : classes de contamination, selon la moyenne géométrique en Bq/m³

<30	30-45	45-70	70-100	100-150	>150
A	B	C	D	E	F

Ces classes sont définies en tenant compte de l'existence probable d'un minimum non nul correspondant à la contribution moyenne des matériaux de construction. Ce minimum a été évalué à 18 Bq/m³ (tableau 2) en sélectionnant les mesures à l'étage (sans facteur correctif) faites dans la région bruxelloise, qui est une des moins touchées par le problème du radon. La contribution due au sous-sol étant faible dans cette région, les mesures à l'étage devraient refléter essentiellement la contribution des matériaux de construction. Bien entendu, la contribution des matériaux peut elle-même présenter des variations d'une région à l'autre, par exemple à cause de l'utilisation plus importante de pierre dans la construction au sud du sillon Sambre-Meuse.

Le nombre de mesures par commune étant en général statistiquement insuffisant, les communes ont été regroupées en zones plus vastes, en essayant de maintenir autant que possible l'homogénéité du niveau de contamination moyen:

- (a) les communes adjacentes relevant de la même catégorie ont été regroupées;
- (b) les communes isolées adjacentes à une seule zone y ont été ajoutées;
- (c) les communes isolées adjacentes à plusieurs zones ont été groupées à la zone de moyenne la plus proche;
- (d) les communes restantes ont été groupées entre elles, en amorçant les groupes

autour des communes les mieux représentées dans l'échantillon, les opérations précédentes étant éventuellement répétées. Ce dernier stade comprenait des choix, dans lesquels on a tenu compte de la géologie et de la présence ou non de bâtiments contaminés pouvant indiquer une présence de radon inapparente dans la moyenne. Il ne nous a donc pas été possible de définir complètement les zones sur la seule base des moyennes communales, à cause du nombre encore insuffisant de bâtiments examinés.

La carte de la figure 1 indique les zones ainsi obtenues. Les points d'interrogation indiquent des zones de données insuffisantes ou absentes. Nous ne saurions trop insister sur le caractère préliminaire et non définitif de cette carte. Il nous faudrait dix fois plus de mesures pour espérer arriver à une classification fidèle de toutes les communes, et en particulier à une délimitation correcte des différentes zones.

Les zones A peuvent être considérées comme étant à l'abri du risque et n'appelant pas d'action à court terme. La contribution du sous-sol y reste inférieure à celle des matériaux. Aucun bâtiment n'y est trouvé au-delà de 200 Bq/m^3 . En l'absence de norme belge, nous prenons ce chiffre (norme britannique) comme seuil au-delà duquel un bâtiment est à considérer comme contaminé. (On notera cependant que les conditions de semi-confinement imposées lors de la mesure ne correspondent pas à celles auxquelles s'applique la norme). Le pourcentage de bâtiments contaminés et très contaminés (1000 Bq/m^3) dans chaque catégorie est donné au tableau 4. Dans la zone B, la contribution du sous-sol rejoint celle évaluée plus haut pour les matériaux, et déjà apparaissent les bâtiments contaminés voire très contaminés, ensuite plus nombreux au fur et à mesure qu'on avance dans l'échelle. Cela indique, comme annoncé dans l'introduction, que dans la majeure partie de la Belgique francophone, le sous-sol est la principale source de contamination des bâtiments par le radon.



Figure 1: groupes de communes classés selon la moyenne géométrique des concentrations du radon dans les bâtiments. La signification des classes A à F est donnée dans le tableau 1.

Tableau 2: nombre de bâtiments, moyennes des concentrations de radon en Bq/m³, et pourcentages de bâtiments contaminés dans les différentes catégories

	nombre	moy. géom	moy. arith..	>200 Bq/m ³	>1000 Bq/m ³
matériaux(*)	27	18	25	0	0
A <30	68	25	35	0	0
B 30-45	131	36	66	5 %	<1 %
C 45-70	409	56	88	9 %	<1 %
D 70-100	101	78	159	17 %	3 %
E 100-150	297	113	302	30 %	6 %
F > 150	95	219	448	53 %	11 %

(*) étages à Bruxelles

On pourrait considérer que les zones D, E et F sont des zones à risque où devraient s'appliquer des actions systématiques contre le radon. La situation est plus délicate dans les zones B et C: les problèmes de radon n'en sont pas absents, mais le niveau modéré du risque justifie plus difficilement la mise en oeuvre d'actions contraignantes et coûteuses. Il serait important de pouvoir dire si le risque constitué par quelques pour cent de bâtiments contaminés est dû à la variabilité du risque sur tous les terrains trouvés dans ces zones, au contraire si ce risque est associé à certains terrains particuliers coexistant avec des formations sans risque. Dans la seconde hypothèse, une action systématique pourrait être ciblée sur ces sous-sols à risque.

De façon similaire, des communes apparaissant comme zone à risque peuvent très bien contenir des terrains sans risque pour une partie de leur superficie. Ainsi à Court St Etienne, commune de catégorie "E", qui voit cohabiter une zone de schistes paléozoïques radonifères à classer "F" et une zone de terrains cénozoïques où le risque est modéré (classe "C") comme l'indique le tableau 3. Il y a donc un intérêt considérable à compléter la division en zones basée sur les communes, par une évaluation du risque selon la nature géologique du sous-sol.

Tableau 3: Commune de Court-St-Etienne : moyennes des mesures dans les bâtiments sur deux groupes de terrains

	nombre	moy.géom.	moy.arith.
terrains paléozoïques	25	226	752
terrains cénozoïques	24	49	74

4. DISTRIBUTION DU RISQUE PAR ETAGE GEOLOGIQUE

Dans ce but, nous avons localisé chacun des bâtiments examinés sur la carte géologique de Belgique au 40000^e, en vue d'identifier l'âge de la couche géologique sous-jacente. Cela n'a pas été possible dans tous les cas. Nous incluons dans notre étude 818 bâtiments pour lesquels la carte permet d'identifier la formation géologique de façon univoque ou très probable. Les 299 cas

restants sont écartés, soit parce que ne comprenant qu'une mesure à l'étage , soit parce que leur situation très près de la limite d'une zone géologique laisse le choix entre deux ou plusieurs solutions, soit suite à une incertitude quant à la présence ou non d'une couverture quaternaire. La carte géologique belge ne délimite en effet pas l'extension des zones de couverture quaternaire, à l'exception des alluvions du fond des vallées, leur présence n'étant indiquée que ponctuellement. Par ailleurs, on n'a pas encore tenu compte ici complètement d'un certain nombre de corrections à la carte sur base de relevés plus récents.

Le tableau 4 présente les moyennes obtenues pour les différents étages géologiques représentés dans l'échantillon. Pour une bonne moitié d'entre eux, l'échantillon est malheureusement trop restreint pour pouvoir tirer la moindre conclusion. La nomenclature est celle, un peu vieillie, de la carte géologique établie voici un siècle, et ne correspond pas toujours aux appellations modernes, dont certaines sont rappelées entre parenthèses. De plus, suivant en cela la carte, l'Ordovicien n'est pas distingué du Silurien, et le Salmien est rattaché au Cambrien.

Le niveau de risque le plus faible est trouvé sur les terrains tertiaires, qui sont dominés dans notre échantillon par les sables bruxelliens principalement trouvés dans le Brabant. Vu le faible nombre de cas pour les autres étages tertiaires, on ne peut rien conclure sinon que l'Yprésien semble donner un peu moins de radon. On notera que tous ces terrains donnent des moyennes supérieures au niveau minimum évalué plus haut.

Tableau 4: Nombre de bâtiments, moyenne géométrique et moyenne arithmétique des concentrations de radon (en Bq/m³) pour les différents étages géologiques

			nombre	moy. géom.	moy. arith.
quaternaire			186	51	86
	alluvions	alm	72	41	61
	limons	ale	7	86	131
	Hesbayen	q3	100	57	100
	Campinien	q2	5	86	92
	Moséen	q1	2	53	56
tertiaire			118	41	61
Oligocène					
	supérieur	On	2	70	102
	Tongrien	Tg	2	73	73
Eocène					
	Asschien	As	3	102	187
	Wemmelien	We	2	50	56
	Lédien	Le	8	45	66
	Laekenien	Lk	3	20	25
	Bruxellien	B	77	40	61 (lutétien)
	Panisélien	P	3	44	48
	Yprésien	Y	16	32	41
	Landénien	L	3	36	53
	Montien	Mn	1	21	21
secondaire			61	56	75
Crétacé					
	Maestrichtien	Sx	1	65	65
	Campanien	Cp	10	45	97 (sénonien)
	Turonien	Tr	5	52	59
Jurassique					
	Toarcien	To	2	70	71
	Virtonien	Vr	28	58	69 (plienbachien)
	Sinémurien	Sn	10	46	69
	Rhétien	Rh	1	91	91
Triasique					
	Keupérien	K	2	146	152
	Poecilien	Pc	2	58	60
primaire			453	106	270
Permien		Pe	5	51	70
Carbonifère					
	Houiller	H	38	68	135
	Viséen	V	32	75	144
	Tournaisien	T	13	67	114
Dévonien					
	Famennien	Fa	55	90	246
	Frasnien	Fr	26	53	90

	Givétien	Gv	22	101	202
	Couvinien	Co	25	104	215
	Burnotien	Bt	15	85	147 (emsien)
	Coblencien	Cb	98	132	296 (siegenien)
	Gedinnien	G	57	159	460
Silurien (+Ordovicien)	Sl		10	177	390
Cambrien					
	Salmien	Sm	16	89	149
	Revinien	Rv	37	170	571
	Devillien	Dv	4	57	107

Déjà pour le Bruxellien, la contribution du sous-sol serait supérieure à celle des matériaux de construction. Cependant, dans certains cas de sables bruxelliens, il est possible que le radon ne provienne pas du sable lui-même mais de couches sous-jacentes. Quatre cas suspects de ce type ont été trouvés à Court St Etienne et dans une commune voisine.

Les terrains quaternaires donnent plus de radon que les terrains tertiaires, sauf en ce qui concerne les alluvions (alm) du fond des vallées. Les autres étages quaternaires, à dominante limoneuse, donnent ensemble (ale+q) les moyennes de 59 Bq/m³ (géom.) ou 101 Bq/m³ (arith.), s'élevant ainsi au-dessus du niveau moyen relevé sur les étages secondaires. L'écart concerne surtout la moyenne arithmétique, ce qui indique une plus grande proportion de bâtiments contaminés dans le cas des limons quaternaires (tableau 5). Sur les limons comme sur les terrains secondaires, la contribution moyenne du sous-sol à la contamination des bâtiments par le radon est plus du double du niveau minimum attribué aux matériaux. Dans quelques uns des bâtiments contaminés repris dans ce tableau, on peut cependant suspecter une origine du radon dans une formation primaire sous-jacente à faible profondeur. Les chiffres repris entre parenthèses dans le tableau 5 ont été obtenus en écartant ces cas douteux .

Tableau 5: proportion de bâtiments contaminés sur les terrains secondaires, tertiaires et quaternaires.

	nombre	>200 Bq/m ³	>1000 Bq/m ³
alluvions alm	72	3% (0% ?)	0%
limons q+ale	114	10%	1%
tertiaire	118	5% (2.5% ?)	0%
secondaire	61	5 %	0%

Sur les terrains primaires on trouve beaucoup plus souvent des bâtiments présentant des concentrations élevées, surtout sur les périodes les plus anciennes, du Cambrien au Dévonien. Le Frasnien reste toutefois à un niveau modéré proche des cas discutés précédemment, alors que Revinien, Silurien, Gedinnien et Siegénien montrent les moyennes les plus élevées. Les terrains carbonifères semblent représenter un groupe de transition.

Le tableau 6 donne les pourcentages de bâtiments contaminés sur les terrains primaires pour lesquels l'échantillon n'est pas trop restreint. On y remarquera, comme dans le tableau 5, qu'aucun étage géologique n'atteint le niveau de contamination attribué à la zone F dans la section précédente, ce qui indique une certaine variabilité géographique de l'émanation du radon au sein d'un même étage géologique.

Quoique la corrélation entre le risque de contamination par le radon et l'âge de l'étage géologique sous-jacent soit frappante (malgré les exceptions du Frasnien et des limons récents), elle ne constitue pas en soi une explication. Il est bien clair que l'aspect lithologique, qui n'est pas pris en compte ici, doit jouer un rôle essentiel. On notera en particulier que les étages les plus radonifères ne comprennent pas de roches calcaires.

Tableau 6: proportion de bâtiments contaminés sur les terrains primaires

		cas	>200 Bq/m ³	>1000 Bq/m ³
Revinien	Rv	37	38 %	16 %
Salmien	Sm	16	19 %	0 %
Silurien	Sl	10	40 %	10 %
Gedinnien	G	57	44 %	11 %
Siegenien	Cb	98	38 %	8 %
Emsien	Bt	15	20 %	0 %
Couvinien	Co	25	24 %	8 %
Givétien	Gv	22	18 %	9 %
Frasnien	Fr	26	8 %	0 %
Famennien	Fa	55	16 %	7 %
Tournaisien	T	13	15 %	0 %
Viséen	V	32	25 %	0 %
Houiller	H	38	18 %	3 %

5. L'ORIGINE DU RISQUE DANS LES ZONES A CONTAMINATION MODEREES (ZONES B ET C)

Nous pouvons à présent tenter de préciser l'origine du risque observé dans les zones B et C. Les bâtiments contaminés de ces zones pour lesquels le terrain a pu être identifié, se répartissent comme suit:

- 4 cas se rattachent aux formations primaires radonifères identifiées ci-dessus, et illustrent des situations des terrains à risque faible ou modéré et des terrains à risque élevé voisins au sein d'une même commune.
- 9 cas se rattachent aux terrains carbonifères à risque moyen.
- 9 cas se rattachent aux limons quaternaires.
- 6 cas se rattachent aux formations secondaires et tertiaires. Parmi ceux-ci, on trouve un des cas douteux notés plus haut (sable bruxellien sur schiste revinien) et deux cas attribués au niveau asschien.

Sous réserve d'éclaircissement des cas asschiens, dont l'identification n'est pas sûre, il semble que les terrains secondaires, tertiaires et alluviaux de notre échantillon peuvent être largement écartés comme facteur de risque pour les zones B et C, si l'on se base sur la norme des 200 Bq/m³. Ce n'est pas le cas des

limons quaternaires (10 % de bâtiments contaminés) ni des terrains carbonifères (20 % de bâtiments contaminés). Il apparaît donc possible de cibler une action dans les zones B et C vers ces terrains où le risque est plus élevé.

6. VARIABILITE DES RESULTATS DANS UNE MEME ZONE GEOLOGIQUE

Pour certains étages géologiques, l'échantillon nous a paru suffisant pour une première évaluation de la variabilité géographique des résultats. Le tableau 7 présente des moyennes provinciales pour quelques cas.

Ce tableau montre une variabilité certaine mais limitée et dont l'interprétation n'est pas faite ici. La variabilité lithologique au sein d'un même étage peut sans doute être invoquée dans le cas du Famennien. Pour ce qui concerne les alluvions, une corrélation nette entre les résultats du tableau 7 et les moyennes provinciales globales suggère une relation avec les roches-mères d'où proviennent ces alluvions. Ce genre d'argument ne peut pas s'appliquer aux dépôts éoliens hesbayens, dont l'origine n'est sans doute pas locale.

Tableau 7: moyennes provinciales des concentrations mesurées dans les bâtiments de quatre étages géologiques

		nombre	moy.géom,	moy.arith.
alluvions	Brabant	17	27	33
	Liège	24	43	70
	Namur	11	42	57
	Luxembourg	18	53	78
Hesbayen	Brabant	33	50	110
	Liège	38	66	98
	Namur	11	34	55
	Hainaut	13	53	78
Famennien	Liège	24	118	364
	autres	31	74	154
Revinien	Brabant	26	179	698
	Liège	11	149	270

7. APPROCHE DE LA VARIABILITE PAR DES MESURES DANS LES SOLS

La variabilité évoquée ci-dessus concerne les moyennes provinciales sur un étage géologique donné. Sa présence ou son absence ne permet pas de préjuger de la "micro-variabilité" à plus petite échelle. Notre échantillon actuel ne nous permet pas d'aborder cette question. Mettre en évidence cette variabilité demande une collecte de l'information beaucoup plus systématique puisqu'il s'agirait par exemple de comparer les niveaux de radon dans les bâtiments de différentes localités construites sur la même formation géologique dans une région donnée.

En vue d'évaluer l'intérêt d'une telle approche nous avons procédé à quelques mesures de la concentration du radon dans l'air du sol. Nous présentons ici des résultats obtenus sur des terrains où l'on attend pas de fortes variations liées à la structure macroscopique de la roche, à savoir les sables bruxelliens et les limons du Brabant. Les mesures ont été faites par des détecteurs de traces alpha du type dit "de Karlsruhe" exposés dans les sols à un mètre de profondeur, et développés en suivant la procédure établie à l'université de Gand (Vanmarcke, 1987). La cavité creusée pour placer le détecteur a été obturée et laissée au repos pendant une semaine à dix jours avant deux mesures successives de cinq à dix jours chacune, afin de permettre le retour des concentrations de radon à l'équilibre dans le sol voisin qui commence par s'appauvrir en radon pour remplir la cavité (Medaghri-Alaoui, 1991). Dans chaque cas, l'échantillon du sol prélevé à un mètre de profondeur a été analysé par spectrométrie gamma. Les mesures ont été faites en différents lieux de la région Bruxelloise, de sa périphérie, et du Brabant wallon (Dubois, 1992), en coopération avec l'IRE de Fleurus.

La figure 2 montre les résultats sous forme de graphiques où sont portées la concentration du ^{222}Rn dans l'air du sol (en Bq/m^3) et celle du ^{226}Ra dans le sol sec (en Bq/kg). Dans les deux cas (sables et limons), nous trouvons une nette variabilité de la concentration du radon dans l'air du sol. Que les limons contiennent en moyenne plus de radon que les sables n'est pas étonnant, au vu

des résultats discutés plus haut. Il apparaît cependant que les concentrations du radon dans les sables les plus contaminés (17000 Bq/m³) dépassent celles du limon le moins contaminé, et ne diffèrent des concentrations les plus élevées relevées dans un limon (36000 Bq/m³) que d'un facteur légèrement supérieur à deux. Il est clair que dans les deux cas, une entrée d'air limitée depuis le sous-sol pourrait produire une contamination significative des bâtiments et l'on peut s'étonner de ne trouver pratiquement pas de bâtiments contaminés sur les sables bruxelliens alors qu'on en trouve sur les limons, alors que la perméabilité du sable est normalement beaucoup plus élevée que celle du limon. L'examen de cette question fait partie des projets de travail de notre équipe.

On note aussi dans la figure 2 qu'une corrélation existe dans les sables entre la concentration du radium et celle du radon libre, ce qui plaide pour une origine locale du radon. Cette corrélation n'apparaît pas clairement pour les limons, où la concentration du radon semble nettement plus variable que celle du radium.

8. CONCLUSIONS

La délimitation de zones à risque, où l'action contre le radon doit être systématisée, peut être faite à partir de l'analyse par commune des résultats de mesures de dépistage dans les bâtiments. Elle débouche sur une représentation cartographique compréhensible par le grand public. Cette approche est illustrée par une détermination préliminaire de la carte du risque associé au radon en Belgique francophone qui montre plus de détails que les cartes analogues établies précédemment, mais il est nécessaire de récolter nettement plus de données avant de pouvoir espérer établir une représentation fidèle de la situation.

L'évaluation du risque en fonction des étages géologiques apparaît comme un complément indispensable à cette première approche, non seulement pour aider à interpréter la carte du risque, mais aussi pour préciser l'origine du risque dans les zones où le niveau globalement modéré des contaminations rend les dépistages systématiques moins attractifs.

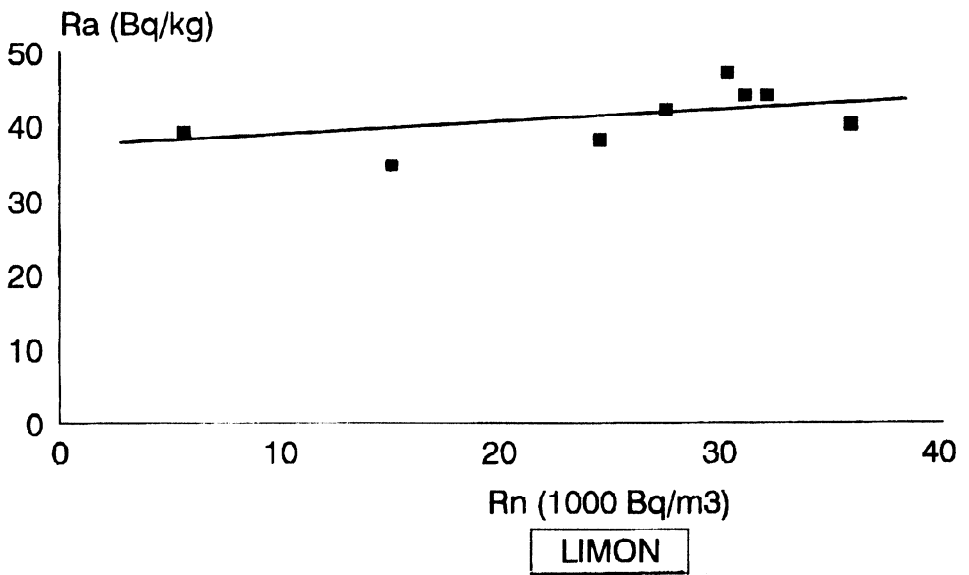
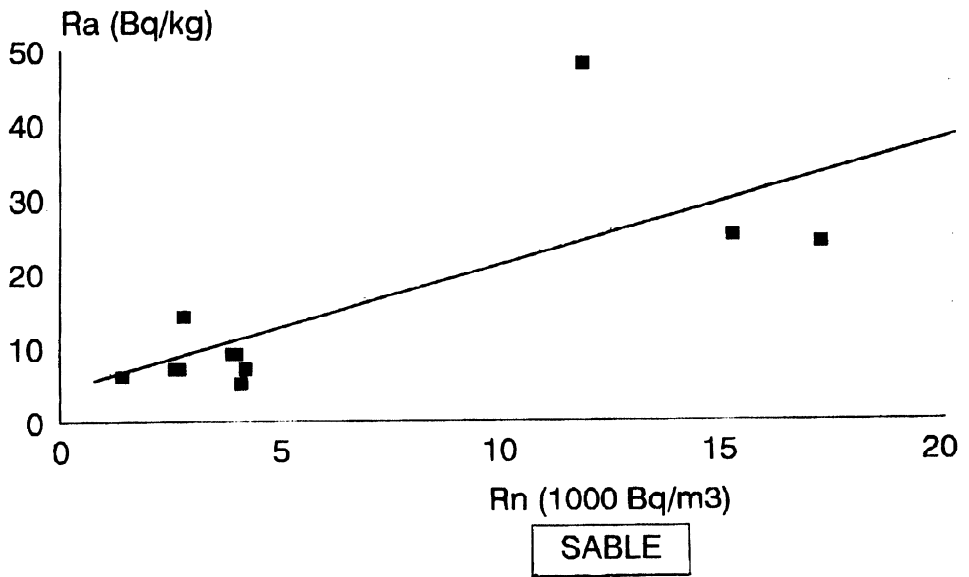


Figure 2: Concentrations du radon libre et du radium dans des sables et limons du Brabant

Nous identifions en Belgique francophone les terrains primaires, du Cambrien au Dévonien (Frasnien excepté), comme responsables des contaminations élevées observées dans le sud-est du pays. Nous identifions les terrains carbonifères et les limons quaternaires comme source des contaminations significatives observées dans les régions à risque modéré. Par contre, les terrains secondaires, tertiaires et alluviaux ne semblent pas associés à un risque "radon" justifiant une action.

Ces conclusions ne peuvent devenir définitives qu'après une étude plus complète de la variabilité des concentrations sur un même étage géologique qui est mise en évidence dans quelques uns de nos résultats.

ANNEXE: exemples de cas de bâtiments contaminés, solutions et obstacles.

Un bâtiment très contaminé par le radon n'est pas seulement une donnée supplémentaire pour l'étude statistique, c'est avant tout un endroit occupé par des personnes exposées quotidiennement au radon et qui ne peuvent être laissées sans conseil. Les situations concrètes n'évoluent hélas pas toujours vers la solution souhaitable.

Court St Etienne 1 : C'est un bâtiment ancien, construit sur l'étage Revinien, en partie sur cave, en partie directement sur le sol. On y relève au départ le niveau record de 25000 Bq/m³ dans la cave (sans confinement) et 1900 Bq/m³ dans le salon. Soupçonnant à tort le radon de passer de la cave au rez-de-chaussée, on recommande d'abord d'isoler la cave (cimentage des murs, porte supplémentaire) et d'en améliorer la ventilation. Le succès est mitigé pour la cave qui tombe à 2600 Bq/m³, mais c'est un désastre pour la salle à manger située au-dessus de la cave, qui passe de moins de 1000 à plus de 6000 Bq/m³! Le radon, auparavant aspiré dans la cave par l'appel d'air du chauffage, va maintenant directement au rez-de-chaussée. Des tuyaux de drainage ayant été installés sous le dallage d'une partie de la maison à l'occasion des travaux, le CSTC essaie la mise en dépression du sous-sol, qui donne un succès spectaculaire: il y a à présent 300 Bq/m³ à la cave, moins de 100 à la salle à manger. Ici, la solution est trouvée et

appliquée, comme c'est le cas dans plusieurs bâtiments non évoqués ici.

Court St Etienne 2 : Un bâtiment moderne, en partie sur cave, le reste sur vide sanitaire mal ventilé, est construit sur l'étage Revinien. On relève 9000 Bq/m³ à la cave et 2500 Bq/m³ dans le salon. L'aération naturelle permanente de la cave et du vide font tomber le chiffre sous 300 Bq/m³ au salon, en été. En est-il de même en hiver? Le propriétaire refuse ultérieurement toute collaboration: son épouse, très inquiète, vit mal le problème et ils préfèrent l'oublier...

Fléron : ce bâtiment ancien sur caves est construit au-dessus d'un ancien charbonnage sur un terrain Carbonifère. Endommagé par les affaissements et le tremblement de terre de Liège, c'est le seul cas où nous soupçonnons une incidence directe de l'ancienne activité houillère. On relève 9000 Bq/m³ dans la cave. Malheureusement, le propriétaire et les occupants refusent toute autre action ou contrôle, même gratuit. Leur argument : plusieurs générations ont vécu là sans problème...

Libramont: ce bâtiment moderne, construit sur l'étage Gedinnien, dépend d'une administration publique. On relève plus de 1000 Bq/m³ dans deux locaux. Rapidement, une ventilation forcée est établie, qui règle le problème. Mais plusieurs autres locaux dépassent 200 Bq/m³ et mériteraient une action. Plus de quatre ans plus tard, après des études détaillées débouchant sur des propositions, le dossier n'est pas encore clôturé.

Uccle: Dans un lotissement bâti sur des limons quaternaires, le radon est amené dans une maison sans cave par le réseau de tunnels servant au chauffage collectif. Une seule pièce est contaminée (1500 Bq/m³) lors de la mesure à l'été 1993. On attend l'hiver pour voir l'effet éventuel de l'aspiration induite par le chauffage, avant de réaliser une correction sans doute simple (obturation de l'orifice de visite des canalisations de chauffage) et d'avertir le reste du lotissement.

REFERENCES

- Ball T.K., Cameron D.G., Colman T.B., Rad.Prot.Dos.45 (Suppl)(1992) 211
- Charlet J.M., Dejonghe L., DeWitte S.M., Drumel B., Henry J., Herbosch A., Lefin J.P., Martin H. (1983) Serv. Géol. de Belgique, professional paper 196
- Cohen B.L., Naspn R., Health Phys. 50 (1986) 457
- Dubois N. (1992) Mémoire de fin d'études, ISIB
- Flemal J.M., Hallez S. (1990) Coll. Int. géochimie des gaz, Serv. Géol. de Belgique, mémoire 32, 47
- Medaghri-Alaoui N. (1992) Mémoire de fin d'études, ISIB
- Nazaroff W.W., Moed B.A., Sextro R.G. (1988), voir Nero (1988)
- Nero A.V. (1988) in Radon and its decay products in indoor air, eds. Nazaroff & Nero, Wiley
- Poffijn A., Uyttenhove J., Drouguet B., Tondeur F., Rad.Prot.Dos.45(Suppl)(1992) 499
- Rybach L., Medici F., Surbeck H.(1990) Coll. Int. Géochimie des gaz, Serv. Géol. de Belgique, mémoire 32, 105
- Tondeur F., Gerardy I., Licour C., Medaghri-Alaoui N., Dubois N. (1993), in "Building design and technology and occupant well-being in temperate climates", Brussels conference , ASHRAE
- Tondeur F., Gerardy I. (1993) Coll. Int. Géochimie des gaz, Univ. Besançon
- Vanmarcke H., Poffijn A., Raes F., Eggermont G., Uyttenhove J., Berkvens P., VanDingenen R., Bougoignie R., Jacobs R., Ann. Ass. Bel. Rad. 13 (1988) 33
- Vanmarcke H (1987) Thèse de doctorat , Université de Gand.
- Zhu H., Charlet J.M., Doremus P., Flémal J.M., Hallez S. (1993) Coll. Int. géochimie des gaz, Univ. Besançon

Abstract

1117 indoor radon measurements performed in southern Belgium are analysed in order to display the geographical distribution of the radon risk. After calculating the geometrical mean of the measurements for each commune, the communes are grouped in order to build larger zones including enough cases from the statistical point of view. This procedure allows to draw a map where different levels of risk are rather clearly differentiated. Each building where a measurement has been done is also located on the geological map and the underlying geological stage can be identified in a majority of cases. The mean radon concentration is higher on old stages (Cambrian to Devonian, except Frasnian). Carboniferous grounds and quaternary silts are identified as the source of the risk in the regions where the average risk is moderate. Secondary, Tertiary and alluvial subsoils are not found to represent an important source of radon risk. A few measurements of radon in the soil air and a few cases of contaminated buildings are also discussed.

Samenvatting

1117 Radon metingen in gebouwen van Zuid België worden ontleed om de geografische verspreiding van het Radon risico in het licht te stellen. Na vaststelling van het geometrisch gemiddelde van de Radon concentraties in elke gemeente worden verschillende gemeenten gegroepeerd om zones met een voldoende aantal gevallen te bekomen. Zo wordt een landkaart opgesteld waar de verschillende risico niveaus duidelijk op uitkomen. Elk onderzocht gebouw wordt op de geologische kaart aangeduid om het onderliggend geologisch etage te identificeren. De gemiddelde Radon concentratie ligt hoger in de oudere etages (van Cambrium tot Devoon, met uitzondering van Frasnien). Carboon gronden en kwart leemgronden worden geïdentificeerd als zijnde bron van risico in de streken waar het gemiddeld risico matig is. Secundaire, tertiaire en alluviale gronden worden beschouwd als zijnde onbelangrijk t.a.v. het Radon risico. Enkele uitslagen van metingen van Radon in de bodemlucht en enkele gevallen van besmette gebouwen worden besproken.

LE RADON, MYTHE OU REALITE: LA SITUATION EN BELGIQUE.

Hallez S.(*), Flemal J-M.(*), Doremus P(), Charlet J-M(**)**

(*):I.H.E., 14,rue J. Wytsman, 1050 Bruxelles

(**): F.P.Ms., 9, rue de Houdain, 9000 Mons

Résumé.

Le but de l'article est de remettre à jour, à la lumière des nouveaux résultats observés récemment, la description de la situation belge face au risque d'exposition au radon.

Le territoire a été divisé en trois zones d'exposition différentes. La moyenne nationale de concentration de radon dans les lieux de séjour peut être estimée aux alentours de 35 Bq/m³. Le nombre d'habitations où serait dépassée la concentration de 200 Bq/m³ n'excéderait pas les 2%.

En terme de santé publique, le problème du radon ne peut susciter qu'une inquiétude toute relative face à d'autres dangers beaucoup plus importants comme le tabagisme.

Il faut toutefois encourager la recherche des zones à haut risque et le traitement des habitations particulièrement exposées.

1. Introduction.

Le but de cet article est de résumer, à la lumière des observations les plus récentes, la situation de la Belgique face au risque d'exposition aux hautes concentrations de radon.

Bien qu'aucune étude générale sur la question n'ait jamais été commanditée par les pouvoirs publics, il est toutefois possible d'avoir des indications assez précises sur

la question grâce aux résultats de plusieurs études spécifiques réalisées par différentes équipes belges.

L'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie a ainsi pu effectuer des enquêtes réparties aux quatre coins du pays:

- dans le nord, à OLEN, en collaboration avec le Centre d'étude de l'Energie Nucléaire de MOL et le Service de Protection contre les Radiations Ionisantes [réf.1]

- dans le sud, à BIEVRE, en collaboration avec les Facultés Polytechniques de MONS [réf. 2 et 3]

- dans l'est, à VISE, en collaboration avec l'Université de GAND [réf. 4]

- dans le centre, à BRUXELLES, pour le compte de l'Institut Bruxellois de Gestion de l'Environnement.

La nature du sol et du sous-sol est un des facteurs prépondérants influençant l'émanation du radon.

Il n'est pas question de reprendre ici une description détaillée de la géologie en Belgique. Rappelons toutefois que le nord du pays bénéficie d'une bonne protection contre les risques d'émanation importante de radon, assurée par une couverture des couches géologiques du tertiaire et du quaternaire, alors que le socle primaire affleure dans le sud du pays.

2. Enquêtes et résultats.

Une vaste enquête concernant l'exposition aux rayonnements naturels en Belgique a été réalisée en 1986 par l'I.H.E. et le C.E.N [réf. 5]. Les résultats en sont repris sur la figure 1.

Ils confirment l'idée que les régions les plus exposées se situent dans la zone du Dévonien Inférieur, en Wallonie.

L'I.H.E. a également effectué une enquête concernant le taux de radon présent dans les eaux de plus de 600 sources prélevées simultanément en Wallonie. Les

prélèvements ont été réalisés le même jour de manière à écarter les fluctuations dans le temps.

Cette enquête permet de figurer assez valablement le risque lié aux émanations de radon [réf. 6].

L'interprétation détaillée de ces résultats fut confiée aux Facultés Polytechniques de Mons [réf. 7] mais une interprétation sommaire confirme bien l'importance de la zone du Dévonien Inférieur comme zone à risque. La comparaison des histogrammes des valeurs obtenues dans cette zone et en dehors est, à ce propos, très parlante (voir figure 2).

Des enquêtes représentatives des concentrations de radon dans les caves ont été menées dans différentes localités du pays. La plupart des mesures ont été effectuées au moyen de fioles à scintillation en polyéthylène contenant une quantité contrôlée de charbon actif (détecteurs de type PICORAD commercialisés par la firme Camberra-Packard).

La figure 3 représente les distributions observées lors de ces campagnes de mesures.

La technique de mesure (fiolle à scintillation) et le lieu d'observation (caves fermées) surestiment très sensiblement les valeurs. Un facteur de réduction moyen de l'ordre de 5 peut être appliqué entre ces valeurs et celles qui seraient observées dans les livings à l'aide de détecteurs de traces, et ce pour des concentrations d'activité de l'ordre de 100 Bq/m^3 . Un facteur moindre doit être appliqué aux faibles activités du fait des émanations de radon en provenance des matériaux de construction.

3. Interprétation des résultats.

En se basant sur nos connaissances (géologie, teneur en radon des eaux de sources

et radioactivité ambiante) et sur les mesures actuellement disponibles, il est possible de distinguer 3 zones différentes en Belgique, en terme de risque lié au radon, comme représentées sur la figure 3.

En prenant comme référence le risque R d'observer une concentration moyenne annuelle d'activité en radon dans le living supérieure à 200 Bq/m³, ces zones peuvent se caractériser comme indiqué au tableau 1:

- zone 1 à risque faible: $R < 0,005$
- zone 2 à risque moyen: $0,005 < R < 0,01$
- zone 3 à risque élevé : $0,01 < R < 0,05$

La zone 1 concerne 67 % des habitations de Belgique, la zone 2 en concerne 27% et la zone 3 seulement 6 %.

Compte tenu de ces chiffres, le nombre d'habitations où pourraient être dépassés les 200 Bq/m³ mentionnés dans les recommandations des Communautés Européennes [réf. 8] devrait être de l'ordre de 2 %.

Cette nouvelle estimation est deux fois inférieure à celle publiée il y a 5 ans [réf.9].

Les moyennes arithmétiques dans les 3 zones peuvent être estimées aux environs de 25 Bq/m³ pour la zone 1, 50 Bq/m³ pour la zone 2 et 75 Bq/m³ pour la zone 3, ce qui conduit à une moyenne nationale de 35 Bq/m³.

Cette estimation est sensiblement inférieure aux estimations précédentes (qui étaient supérieures à 50 Bq/m³).

A titre de comparaison, la figure 4 représente les valeurs fournies, en 1993, par le N.R.P.B. [réf. 10].

On constatera les divergences entre ces chiffres et les résultats de nos enquêtes.

4. **Conclusions.**

Alors, finalement: le radon, mythe ou réalité ?

La bouteille ne serait-elle pas tout simplement à moitié vide et à moitié pleine?

En réalité, il existe bien certaines zones en Belgique où la population se trouve exposée à un risque excessif parce que facilement évitable à faible coût.

Dans ces zones à haut risque, il est souhaitable de détecter les maisons à problèmes et de remédier à ceux-ci.

Il n'est toutefois pas possible d'effectuer un très grand nombre de mesures sans budget important.

La recherche doit donc continuer à orienter ces efforts vers la mise en évidence la plus précise et la plus simple possible des zones à risque élevé, et ce à moindre coût.

En écartant les quelques cas particuliers de concentrations de radon très élevées, le "danger" lié à cette radioactivité, somme toute naturelle, est très limité et doit être relativisé, en terme de détriment global à la santé publique.

Considérons, à titre d'exemple, l'équation fournie par la Commission Internationale de Radioprotection concernant le risque de décès par cancer du poumon, qui isole les facteurs tabagisme et exposition au radon [réf. 11]:

$$R = R_0 \times (1 + 2,5 \cdot 10^{-5} \times C) \times (1 + 0,55 \cdot E) \quad (1)$$

- où
- R représente le risque total
 - R_0 représente le risque en l'absence de tabac et de Rn
 - C représente la consommation cumulée de cigarettes jusqu'à la dixième année précédant le décès
 - E représente le nombre de Sievert cumulé sur la vie, due à la présence de radon.

L'exposition moyenne en Belgique, correspondant à une concentration de l'ordre de 35 Bq/m³, vaut approximativement:

$$0,025 \frac{mSv/an}{Bq/m^3} \times 35 Bq/m^3 \times 80 ans = 70 mSv \quad (2)$$

Le risque multiplicatif correspondant vaut donc 1,0385.

En terme de tabagisme, ce facteur correspond à une consommation de cigarettes cumulée dans les dix années précédant le décès égale à 1540 cigarettes, soit approximativement 1/2 paquet de cigarettes par mois, ce qui semble bien peu.

En terme de santé publique, le problème du radon semble donc bien s'apparenter davantage à un mythe.

Cette façon de voir ne doit toutefois pas occulter le risque réel encouru dans certaines habitations particulièrement exposées.

C'est dans la mise en évidence de celles-ci que les efforts de recherche doivent prioritairement s'orienter.

Références

- réf.1: "Onderzoek naar de verspreiding van Ra-226 in het leefmilieu te Sint-Josef-Olen en omgeving en de daaruit voortvloeiende dosisbelasting voor de bevolking". COTTENS E. & al., Min. de la Santé Publique et de l'Environnement, 1993.
- réf.2: "Etude d'une zone à risque de pollution domestique par le Rn, de la géologie à l'habitat: le cas de Bièvre". FLEMAL J-M. & al., publication I.H.E. (ISBN 2505/35), 1992.
- réf.3: "La pollution domestique par le Rn, étude de cas: région de Mons, région de Monceau-en-Ardenne". DOREMUS P. & al., Service Géologique de Belgique, vol.32, 1992, p.33-46.
- réf.4: "Cartographie communale des risques de concentrations élevées de Rn à l'intérieur des habitations : ex. de Visé", HALLEZ S. & al., Service Géologique de Belgique, vol.32, 1992, p.63-70.
- réf.5: "Mesure de la radioactivité ambiante d'origine naturelle en Belgique". GILLARD J. & al., publication I.H.E. (ISBN 1092), 1985.
- réf.6: "Détermination des zones à risques liées au radon: prospection et analyse des eaux de sources wallonnes", publication I.H.E. (ISBN 2505/2), 1990.
- réf.7: "Some geological factors relative to concentration of Rn in underground water in wallon region", ZHU H. & al., Colloque de Besançon, juin 1993.
- réf.8: Recommandation (90/143/EURATOM) de la Commission. Journal officiel des Communautés Européennes (27.03.90)
- réf.9: "Radon in het leefmilieu", VAN MARCKE & al., Annalen van de Belg. Vereniging voor Stralingsbescherming, vol.13, n°1, 1988, p.33-56.
- réf.10: "Natural radiation maps of western Europe", NRPB "At-a-glance series", 1993.
- réf.11: "Lung cancer risk from indoor exposure to Rn daughters". ICRP publication 50, Annals of the ICRP 17 (1), Pergamon press, Oxford.1990.

Rn concentrations in the dwellings (Belgium , 1993 evaluation)

R : risk for C(living room) > 200 Bq/m³

n : % of dwellings in the area

A : arithmetic mean of the Rn concentrations
(in the living rooms) for the area

	n	R	A(Bq/m ³)
area 1	67	R < 0.005	25
area 1	27	0.005 < R < 0.01	50
area 1	6	0.01 < R < 0.05	75

→ the weighted arithmetic mean in Belgium W

$$W = 35 \text{ Bq/m}^3$$

- area 1
- area 2
- area 3

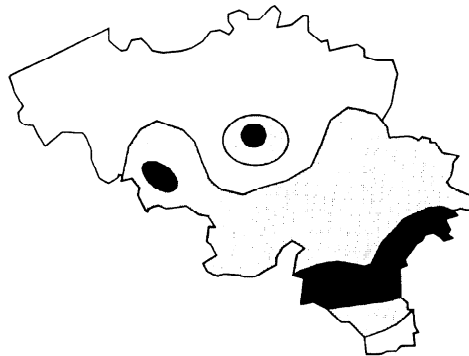


Tableau 1 :

NATURAL EXPOSURE IN BELGIUM

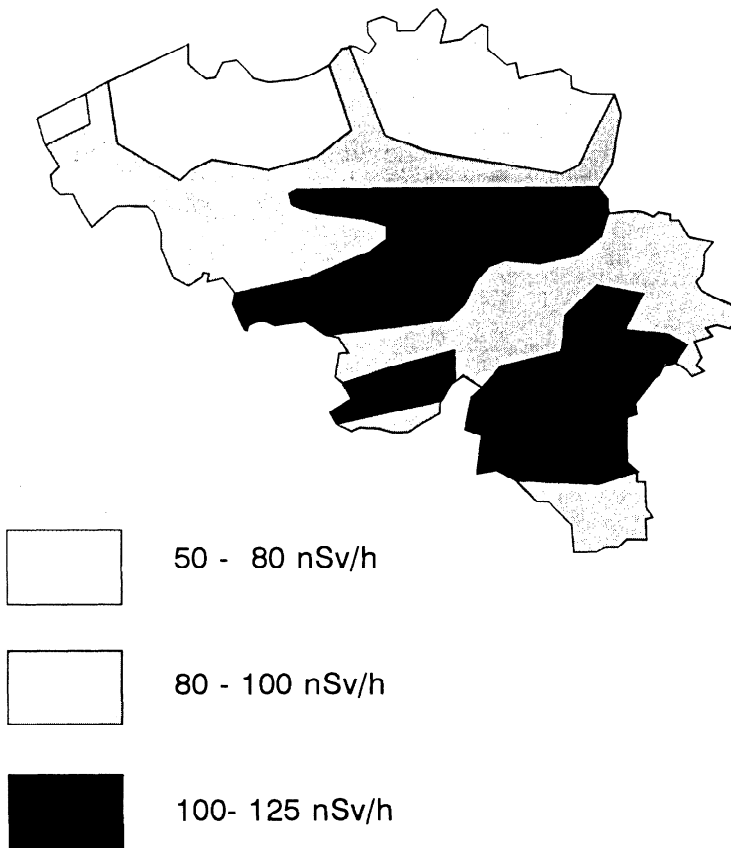


Figure 1 :

Histogramme des concentrations d'activités en Rn dans les eaux de sources wallonnes

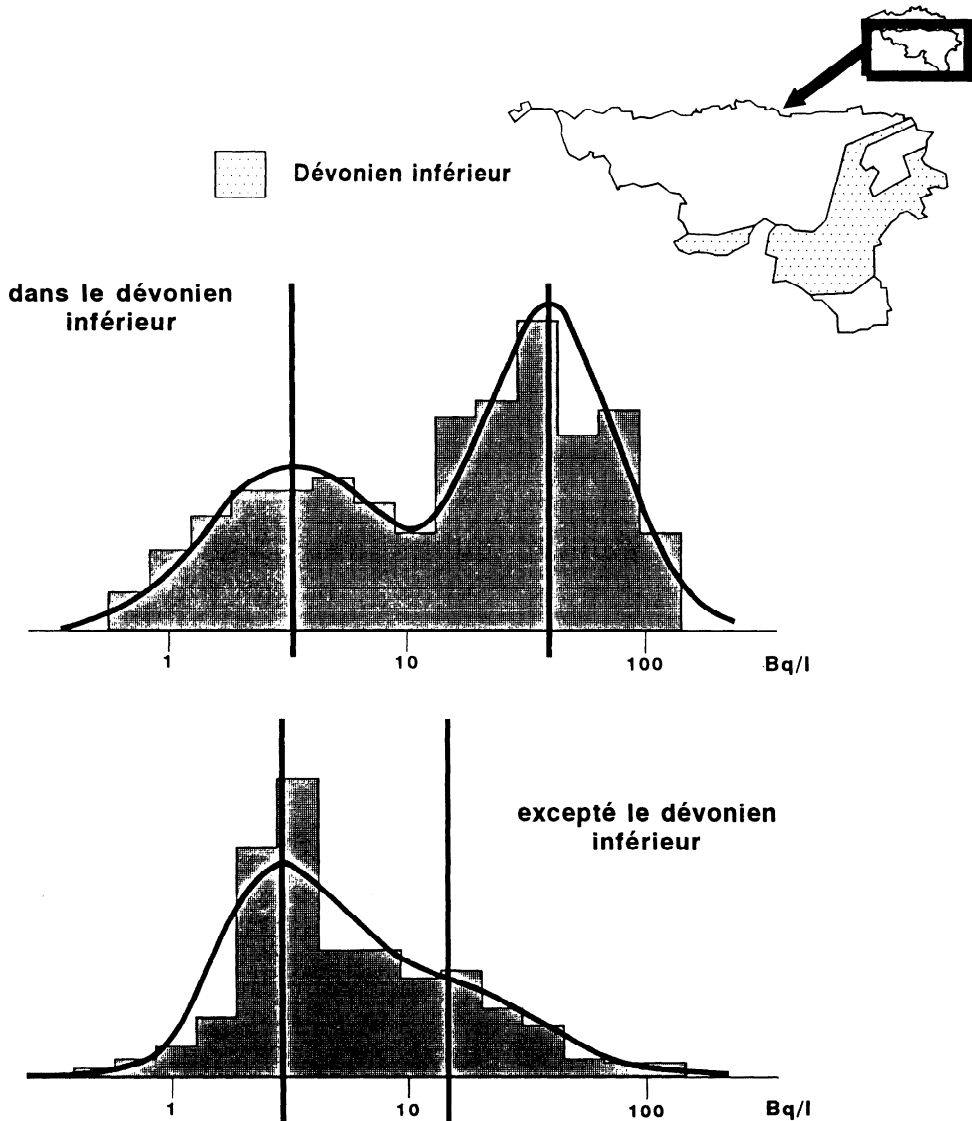


Figure 2 :

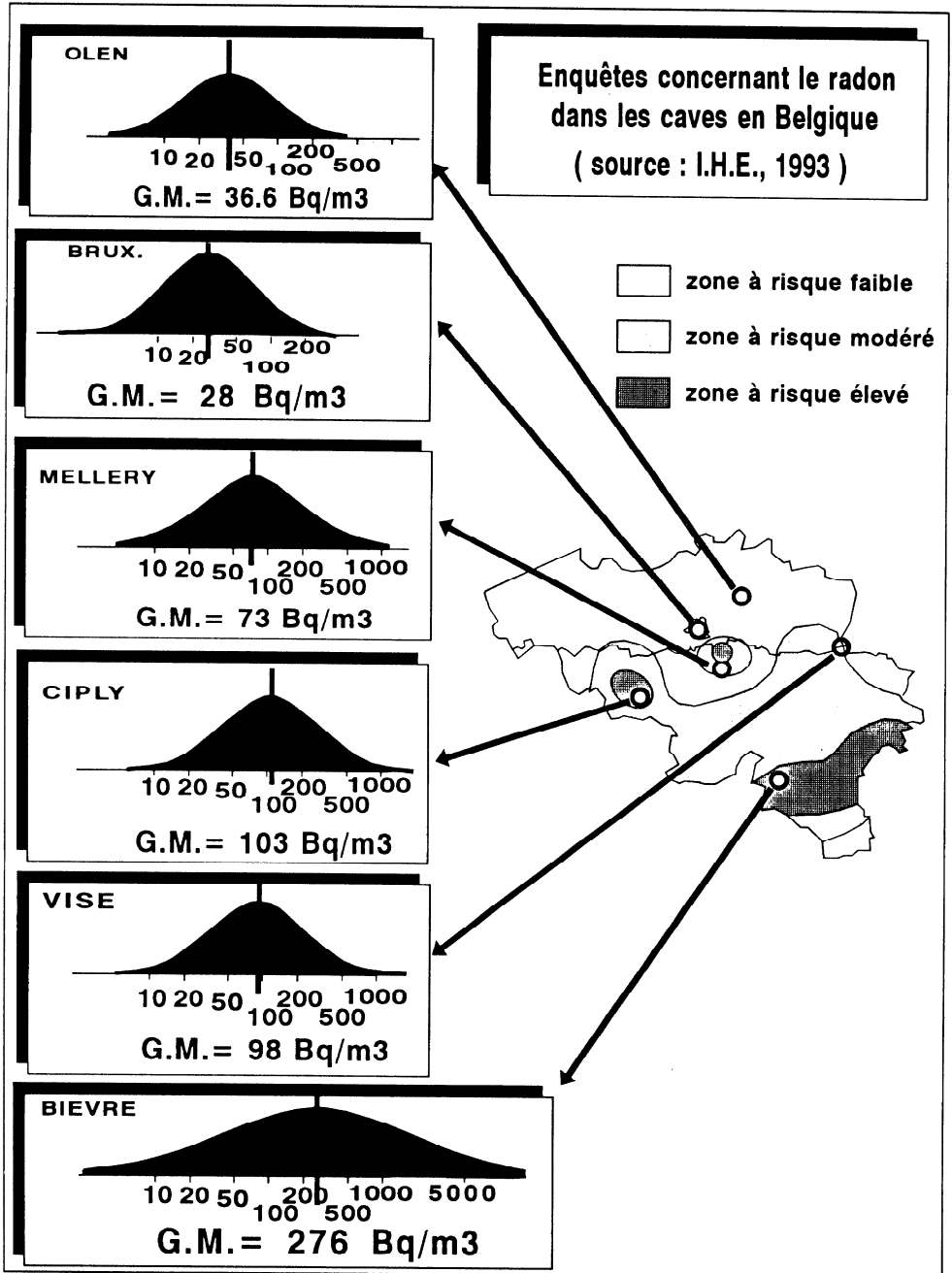


figure 3 :

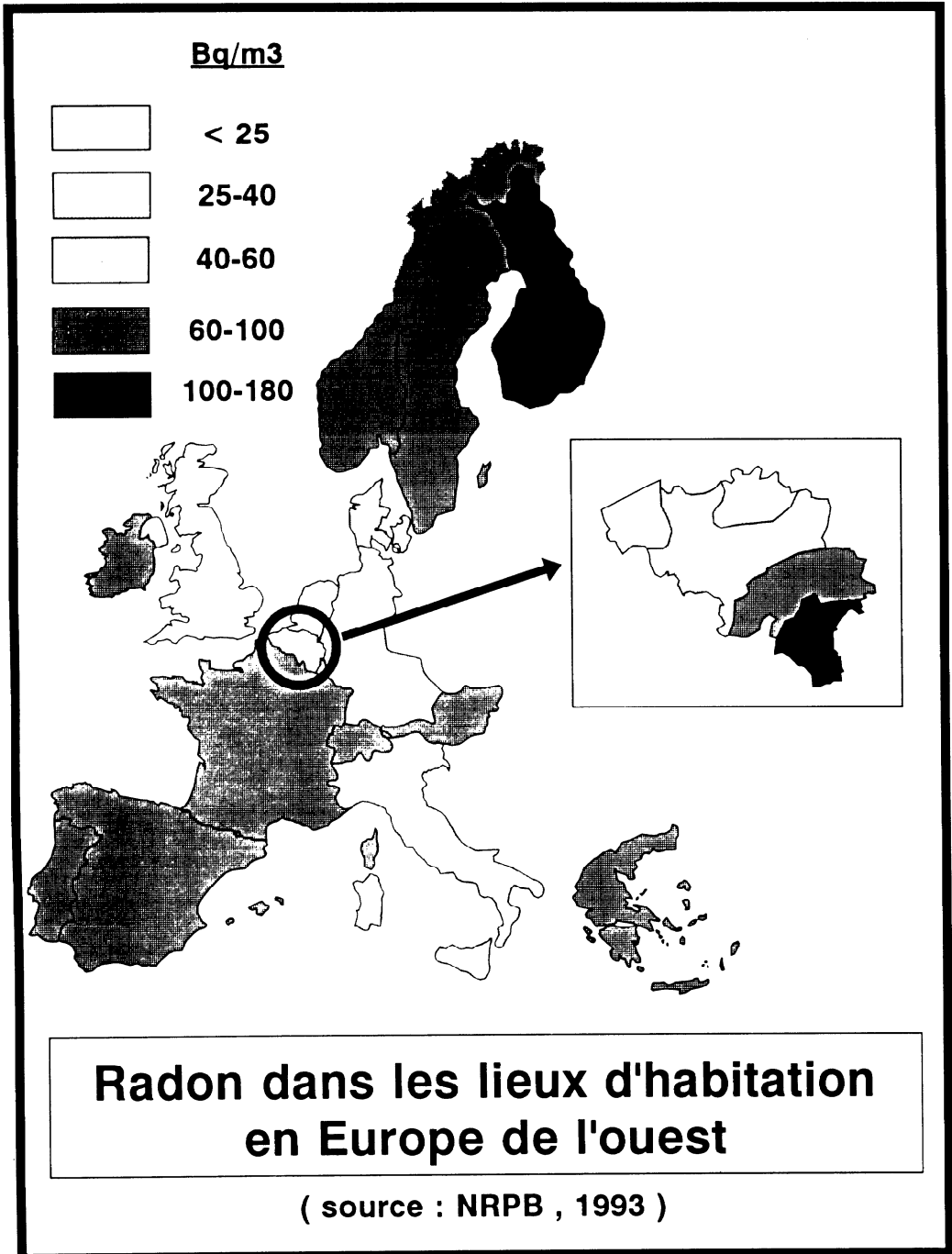


Figure 4

Abstract

This paper aims at giving an update of the Radon exposure risk in Belgium based on the most recent measurement results.

The territory has been split up into three exposure zones. The nation-wide mean of the Radon concentration in the living rooms may be estimated at 35 Bq/m³. Less than two percent of the dwellings show concentrations exceeding 200 Bq/m³.

From a public health point of view, Radon raises a minor concern when compared to other important risks such as those caused by tobacco consumption.

Nevertheless the search for high risk areas and remedial actions in high level houses should be encouraged.

Samenvatting

Dit artikel heeft als doel, aan het licht van de laatste bevindingen, de situatie in België inzake Radonblootstelling te beschrijven.

Het gebied kan in drie blootstellingszones verdeeld worden. Het nationaal gemiddelde voor Radonconcentraties in woonvertrekken wordt geschat rond 35 Bq/m³. Het aantal woningen waar een concentratie van 200 Bq/m³ overschreden wordt ligt niet boven 2%.

In termen van Openbare Gezondheid kan de radonproblematiek maar een relatieve ongerustheid opwekken tegenover andere meer belangrijke gevaren zoals het roken.

De opzoeking van zones met hoog risico moet nochtans aangemoedigd worden net zoals de behandeling van de bijzonder blootgestelde woningen.

REVIEW OF RADON PROBLEMS IN THE CZECH REPUBLIC

Musilek, L.

CTU Prague, Faculty of Nuclear Sciences and Physical Engineering.
Břehová 7, CZ-115 19 Praha 1, Czech Republic

Abstract

The Czech Republic is located in the part of Europe with regions of relatively high concentration of uranium, which results in elevated radon concentrations. The paper is a review of radon problems both in worksites and dwellings caused not only by natural abundance of uranium and its daughters, but also by some building materials, the raw materials for which were obtained mostly by burning coal (fly-ash, slag). The results of measurements vary in the range of four orders. A few remarks about the health consequences to uranium miners are provided as well as brief information about the instrumentation and methods used. Though the safety measures have substantially improved since the 50's, when the problem was first recognized, a lot is still to be done in this respect.

I. Summary of radon history in the Czech Republic

Georgius Agricola (1494-1555), the local physician in Sankt Joachimstal (today's Jáchymov), had described a disease which was frequent among miners in the silver-bearing area of Joachimstal an Schneeberg at the border between Bohemia and Saxony. He named it "the miners disease". Miners from the silver mines had related it in their minds with the presence of pitchblende, a dark mineral of composition then unknown. This idea - more or less - was close to superstition, but, as confirmed 400 years later, it had been based on good observation. The disease was lung cancer, and Agricola's description from the 16th century was probably the first description of harmful consequences of inhaling radon and its daughters.

Most of the area of the Czech Republic (Fig. 1) is on the Eastern verge of the Central European Geosyncline formed during the Variscian cycle of folding in the Paleozoic. This geologically old massif is relatively rich in uranium; in some places, Jáchymov being one of them, uranium ore of high quality is (or more exactly, was, because the deposits were almost exhausted during the mining boom in the 50's and 60's). Nevertheless, it is not a surprise that a lot in the history of radioactivity, uranium, and radon has been connected especially with Jáchymov.



Fig. 1: The Czech Republic (with regional centres and localities referred to)

Uranium mining started there at the end of 19th century; from the wastes of the former uranium paint factory Mme Curie isolated polonium and radium, and the first radioactive spa in the world was founded there as early as in 1909. Extreme intensification of mining in this area, an increasing number of miners and an increasing number of lung cancers after World War II had resulted also in a more intensive investigation into the cause of lung cancers in miners. Radon daughters were recognized in 1952, quite independently in U.S.A. and in Bohemia (by Professor Běhounek, father of Czech radiology). Systematic measurements of radon and its daughters were initially connected with mining and they started in the

50's. Since then both the decreasing number of miners and the decreasing mean intake have led to the gradual lowering of the collective dose equivalent. If in 1975 the collective dose equivalent was still 115 Sv, by 1991 it fell to 14 Sv, i.e. more than 8 times [1]. In the 80's attention turned to radon in dwellings, caves, non-uranium mines, etc., and very systematic and extensive research and measurements have been launched.

2. Radon surveys in the Czech Republic [2]

Major indoor radon surveys in the Czech Republic had been triggered off with a study in Jáchymov in 1978 - 80 and nearly all the permanently inhabited houses were included into this survey (644 out of the total of 733 houses). The method applied was successive sampling of 100 l of air and measurement of radon daughters in this volume. The arithmetical mean value was 370 Bq/m³ (in equivalent equilibrium radon concentration), the maximum value was as high as 13000 Bq/m³. Non-negligible gamma dose equivalent rates were also measured - in 17% of the houses the level was between 0.5 and 2 µSv/h, in 3% of the houses it was even between 2 and 30 µSv/h. All that resulted in moving some younger families out of the town and in ordering a project of town reconstruction with respect to its character of a radon spa (including the reconstruction of its neighbourhood areas with respect to their character of recreation area). Nevertheless, some real anti-radon measures have been taken only recently.

In 1981 and 1982 a pilot survey was undertaken, covering the whole territory of the Czech Republic, during which a sample of about 1200 houses was measured, their selection taking into consideration population density, types of houses, and to some extent also their age. 100 l air samples were used again, taken mostly in unventilated rooms during the heating season. In individual cases the results therefore did not represent the annual average values, but at least they offered an acceptable estimate of the indoor radon effect (with some tendency to overestimation [3]). The results may be characterized by the following three levels:

200 Bq/m³ was exceeded in approx. 5 % of houses

600 Bq/m³ was exceeded in approx. 1 % of houses

2000 Bq/m³ was exceeded in approx. 0.1 % of houses.

They ranged in an extremely wide interval, i.e. within 5 and 20000 Bq/m³. Taking into consideration the possible radiation doses caused by radon and its daughters, the authors of the study came to the conclusion that in 0.05 % of the house stock in the Czech Republic the dose equivalent to inhabitants could exceed 50 mSv per year, which was approximately 1000 houses.

While the pilot survey was under way, two other serious radon cases were identified. During the methodological preparation for the radon survey, one of the employees of the East Bohemian Hygienic Service Centre measured the radon level in his own flat and observed an anomalously high level. It happened in a new house built quite recently from blocks of aerated concrete in which fly-ash from the power station Poříčí was used as a raw material. Consequent measurements showed that ²²⁶Ra content in the fly-ash ranged from 200 to 2000 Bq/kg. As this material was used extensively between 1964 - 1982, it seemed to be an important problem. Nevertheless, the measurement with integrating radon dosimeters at the end of the 80's showed that the action level of 200 Bq/m³ was slightly exceeded only in approx. 1 % of these houses (possibly with the added influence of soil radon), and therefore necessary countermeasures were not too difficult to introduce.

The case of slag concrete made in Rynholet utilizing slag from the district power station burning black coal from the local mine (southwest verge of the Kladno coal basin) was even more serious. Some problems with this building material had appeared as early as the 50's, resulting in preventive discontinuation of the production, however, at the beginning of the 80's it was discovered that this prohibition had been violated by another producer. Between 1965 - 1982, slag concrete blocks for building approx. 3000 family houses were sold, the concentration of ²²⁶Ra in this concrete ranging from 1000 to 4000 Bq/kg. The dose rate measured at the surface of walls ranged from 0.8 to 1.8 µGy/h with the mean value 1.07 µGy/h, and the arithmetical mean of the radon concentrations measured amounted to 222 Bq/m³. The countermeasures in this case were rather expensive.

In 1981 a limited pilot survey was carried out in the houses in the Třebíč Granite Massif, also known for the significant content of uranium in minerals. Depending both on the differences in exhalation rate from the ground and the construction of the houses, the indoor concentrations of radon ranged from 15 to 2700 Bq/m³.

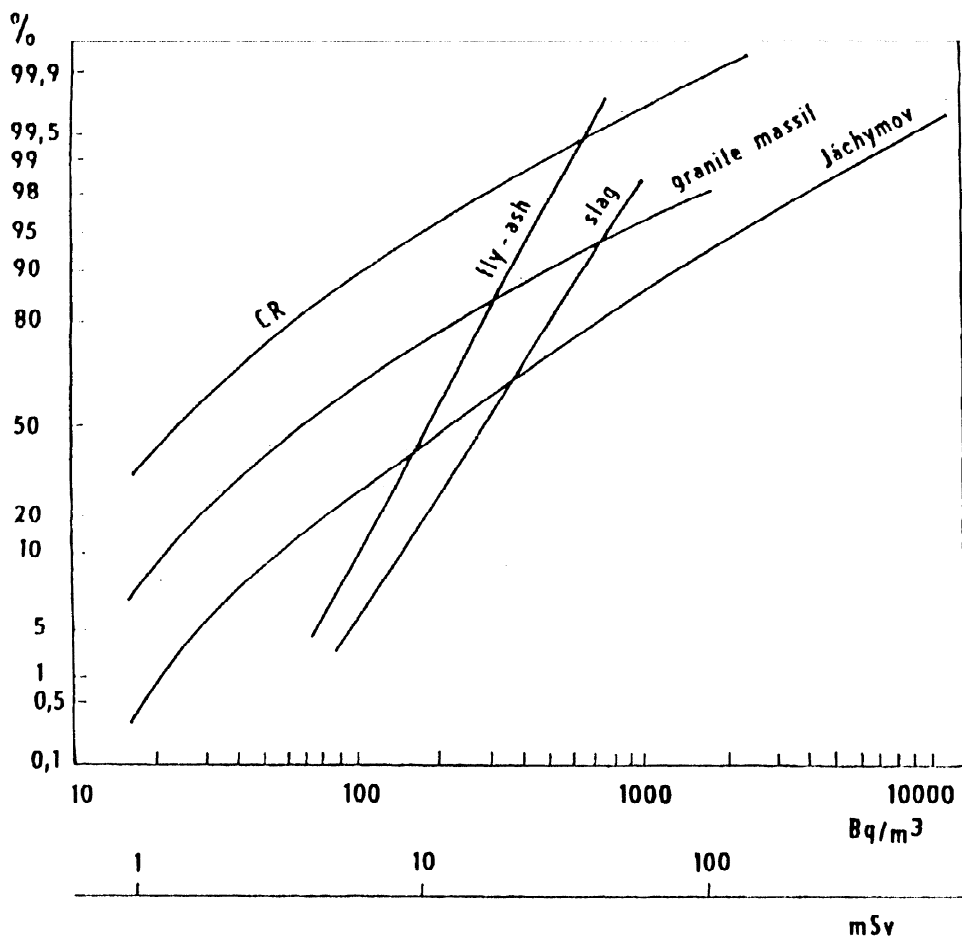


Fig. 2: Cumulative distribution of the equivalent equilibrium concentration of indoor radon, as measured during various surveys in the 80's (after [3]).

Comparison of all survey results is presented in Fig. 2, where the cumulative distribution of the equivalent equilibrium concentration of indoor radon is plotted. The horizontal scale is complemented by corresponding estimates of annual dose equivalent, assuming that the contribution of gamma radiation to the dose equivalent is not significant (after [3]). Indications of various curves correspond to the characteristics of surveys, as described above.

These results brought to attention the radon problem in the Czech Republic and resulted in extensive investigations of natural radionuclides in fly-ash, building materials, water, etc. The systematic survey of ^{226}Ra in fly-ash of nearly all power

stations in the Czech Republic carried out since 1984 has given the arithmetic mean value of 117 Bq/kg (the Poříčí power plant, where the problem of fly-ash was first discovered, was not included into this set of results). This means in practice that ^{226}Ra concentrations in fly-ash permitted in building materials (i.e. 120 Bq/kg) were exceeded by more than half of the producers. Much more favourable situation was found, when stone for building purpose was measured. In the 1985 screening survey of radium content in basic types of stone used for building (from limestone to granites) was carried out, the values measured to were 1 to 100 Bq/kg.

Nevertheless, the limited extent of this screening does not exclude the possibility that about 5 % of quarries may exceed the concentration limit of 120 Bq/kg of ^{226}Ra .

The survey in Jáchymov was repeated in 1989/90, sampling being replaced by integrating radon dosimeters (track detectors, the dosimetric properties of which were described in [4]). They were exposed for one year. The values were slightly higher than the survey results at the end of the 70's i.e. with the arithmetic mean of 470 Bq/m³; the action level of 200 Bq/m³ was exceeded in 62 % of the house stock. At the same time, some alarming results were obtained south of Prague, in the Central Bohemian Pluton. This 2800 km² of land with igneous rocks exhibits increased uranium content, however, uranium distribution is very inhomogeneous and the area is widely tectonically damaged, the result of which is considerable local accumulation of some minerals, including uranium ores. Thus, in the vicinity of the town of Příbram there is another large uranium mining area, comparable with Jáchymov, but exploited much later. Incidentally, measurements were carried out also in the village of Petrovice (about 30 km south-east from Příbram). Later it was discovered that this village was situated just above a tectonic disturbance. In all the 120 inhabited houses, integrating radon dosimetry thus disclosed a mean value of 680 Bq/m³, exceeding by 50 % that in Jáchymov. The action level was exceeded in 77 % of houses. However, the countermeasures in Jáchymov are more difficult to accomplish, as uranium-rich minerals were mined there for centuries (in the Middle Ages together with silver ores), waste rocks and other materials were dispersed around the whole town and its surroundings, wastes from the local uranium paint factory were used as sand to mortar and plaster for restoration works after fires, etc..

The first systematic survey of radon in drinking water in the 80's (in the East Bohemian Region) and since 1990 it has spread to other regions as well. Results for East Bohemia were published in [5], for South Bohemia in [6]. According to the Regulation of the Ministry of Health of the Czech Republic radon concentrations in public water resources would not exceed 50 Bq/l; if higher, water may be used only with the approval of the Regional Hygienic Service. Water having radon concentration above 1000 Bq/l is in no case allowed to enter the supply public water network. The maximum value found in East Bohemia was 706 Bq/l, in South Bohemia 805 Bq/l. It means that no single source was found exceeding 1000 Bq/l, the probability of its occurrence being estimated 1:2000. There is a significant correlation between radon content in soil and in water (Fig. 3). On the other hand, there is a significant percentage of water sources exceeding the relatively strict limit of 50 Bq/l. It is, e.g., 70.6 % of water sources in the Strakonice district (the highest value in South Bohemia), or 22.7 % of water sources in the Česká Budějovice district (the lowest value in South Bohemia).

Some other screenings were also carried out, as e.g., the screening of radon concentrations in natural gas supplied from the former U.S.S.R., or the screening of atmospheric concentration of radon and its daughters. In the former case the results did not indicate that the contribution to indoor radon concentrations from this source was significant (40 to 1500 Bq per cubic meter of gas measured), in the latter case slightly higher values were obtained than in most other European countries (the arithmetic mean value was 5.4 ± 3.1 Bq/m³); however, nothing really anomalous did appear and the day and seasonal variations were also comparable with the results elsewhere.

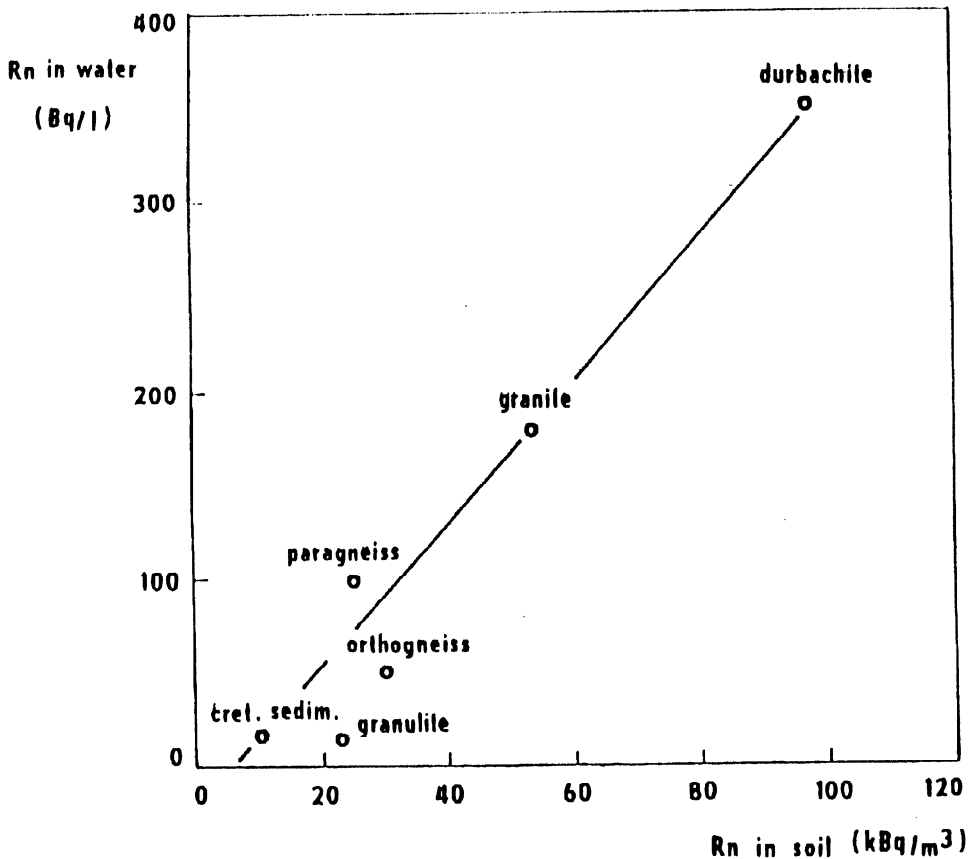


Fig. 3: Correlation between Rn in soil and in water - measurements in South Bohemia (after [6]).

3. Current situation

The radon programme is coordinated by the Radon Commission of the Ministry of Environment and the legislation rules are specified by Decree No. 76/1991 of the Ministry of Health. Let us summarize now the main values, as mentioned in the previous two chapters: the action level for indoor radon is set at the equivalent equilibrium concentration of 200 Bq/m³, the limit for new buildings is 100 Bq/m³; the limit of ²²⁶Ra in building materials is 120 Bq/kg; the investigation level for radon in drinking water is 50 Bq/l and the upper limit is 1000 Bq/l. Limits for radon risk evaluation from soil gas are summarized in Tab. 1 and they depend on the permeability of soil.

Tab. 1: Radon risk limits for soils

Permeability	Radon concentration in soil gas (kBq/m ³)		
	Low	Medium	High
Low risk	≤30	≤20	≤10
Medium risk	30 to 100	20 to 70	10 to 30
High risk	≥100	≥ 70	≥ 30

In 1990 an extensive project of radon risk mapping the territory of the Czech Republic was accomplished under the coordination of the Geological Survey Prague [7]. This joint project of several institutions resulted in publishing the radon risk maps in the scale 1:200 000 for all the seven administrative regions of the Czech Republic. ²²²Rn soil measurements were carried out at 148 test sites representing various geological units, with a total number of 3700 points of measurement. These regional maps are available in all District Administrative Offices and are used by the state and municipal authorities for organizing detailed indoor and soil radon measurements, and for urban planning. The method applied is described in [8]. A set of valuable results was obtained as to the dependence of radon risk on the rock type. The regional percentage of high, medium and low risk areas (using the criteria from Tab. 1 is summarized in Tab. 2).

Tab. 2: Estimation of shares of high, medium and low risk areas in the 7 administrative regions of the Czech Republic

	Percentage of areas		
	high risk	medium risk	low risk
Central Bohemia	2.9	21.3	75.8
North Bohemia	3.5	22.6	73.9
West Bohemia	23.8	26.1	50.1
South Bohemia	8.3	34.1	57.6
East Bohemia	4.2	14.0	81.8
North Moravia	1.2	31.6	67.2
South Moravia	6.8	18.3	74.9

In 1983 the Research Institute of Building Materials in Brno started a research project concerning a complete survey of all building materials from the point of view of natural radioactivity [9]. The result of this effort is database RASTA, summarizing concentrations of natural radionuclides in building and raw materials. This system works now on a commercial basis and the willingness of the producers to send samples and pay for measurements is an indirect consequence of the right of the Hygienic Service to request the warranty of quality from the producers. Thus information is obtainable there about excessive concentrations, differences between various types of building material, etc. [2].

Radon countermeasures are generally the responsibility of the state, and this approach will probably be even strengthened by the new legislation, now under preparation. For the next year approximately 400 million Czech Crowns will be provided for this purpose from the state budget. As searching the objects (flats, family houses, schools and other public buildings, water sources, etc.) has not yet been finished, only a rough estimate of overall expenses for the necessary countermeasures can be given. This estimate varies between four and six thousand million Czech Crowns.

The radon program consists of five steps [10]:

- a) searching and monitoring the houses with elevated radon concentrations by the State Hygienic Service,
- b) identification of radon sources and pathways;
- c) a mitigation project and its authorization according to the Building Act,
- d) realization of the mitigation measures,
- e) measurements of the effect and approval.

For wide scale monitoring bare Kodak LR-115 foils are mostly used; the response is integrated through the period of one year. If a high value appears in this screening, further measurements of gamma dose rates and sampling are carried out. The remedial measures vary greatly from simple intensifying the ventilation to complicated insulation measures. Unfortunately, the efficiency of various foils and special plasters has not been found reliable [1].

Localization of pathways through which radon seeps into dwellings is simple only if water or the building material are the main source. From the point of view of localization, the most complicated problem is soil radon, as its entry rate depends

on many factors (temperature distribution, climatic conditions, ventilation regime, details of building structures and their state, etc.). As investigations in the two most endangered localities (Jáchymov, Petrovice) have shown, the most frequent and intensive ways of radon entry are:

- wooden floors without insulation from the soil in houses without cellars, especially if springy - each step then causes air flow between the room and space below the floor.
- air gaps around the pipes and ducts (water, electricity, sewerage, gas, etc.), cracks in the floors and along the walls, porous floors, etc., in houses with cellars.

Knowing such pathways, we can more easily identify them and take proper countermeasures.

Radon problem in the Czech Republic is so extensive that not only countermeasures against radon, but also measurements of its levels and localization of its sources are extremely time consuming and expensive. Therefore availability of such results make monitoring plans easier and help to save man's work and money. Recently good conditions have been created for such optimization.

4. Miscellanea

Several additional local radon studies have been carried out in various places of the Czech Republic. For example, a study can be mentioned which was a part of a complex radiation survey of the uranium ore processing plant in Mydlovary [11]. Long term measurements of equivalent concentrations at the water edges of the tailing reservoirs, which were estimated to be critical from the point of view of radon, showed values of the order of tens of Bq/m³ (1 m above ground) at the older one, and of the order of units of Bq/m³ at the newer one (practically at the background level in this area). Calculations of contribution of radon emissions from the plant to the natural radon level in the neighbouring villages led to the value of 0.44 Bq/m³, which was less than one tenth of natural background.

Large scale uranium mining has provided excellent conditions for epidemiological studies of lung cancer induced by exposure to radon and its daughters (e.g., [12]). We can present Fig. 4 as the only example of plentiful results of these studies. It is taken from the study of lung cancer in underground uranium miners after 1948.

Production of radon measuring instrumentation is also one of the matters to be mentioned here. In addition to the traditional producer of nuclear instrumentation the TESLA - Research Institute of Nuclear Instruments, Přemyšlení near Prague [13], several new small private companies have appeared, producing small series of radon measuring equipment. For this purpose scintillation chambers of the Lucas's type have been designed, and techniques based on the deposition of radon daughters on filters and instrumentation for such measurements are also available. Testing and certification is provided by the reference laboratory of the Institute of Occupational Hygiene in Uranium Industry, Kamenná - Milín. Scintillation methods and instrumentation for radon determination are described also in [14] and [15].

Comprehensive reviews of radon situation and the state of art in the former Czechoslovakia were published in the past three years as annual reports "Radon Investigations in Czechoslovakia" by the Geological Survey in Prague. As radon problems in Slovakia, which belongs to another geological formation (Alpine - Carpathian Mountains), are not so serious, these reports concentrate mostly on what is now the Czech Republic.

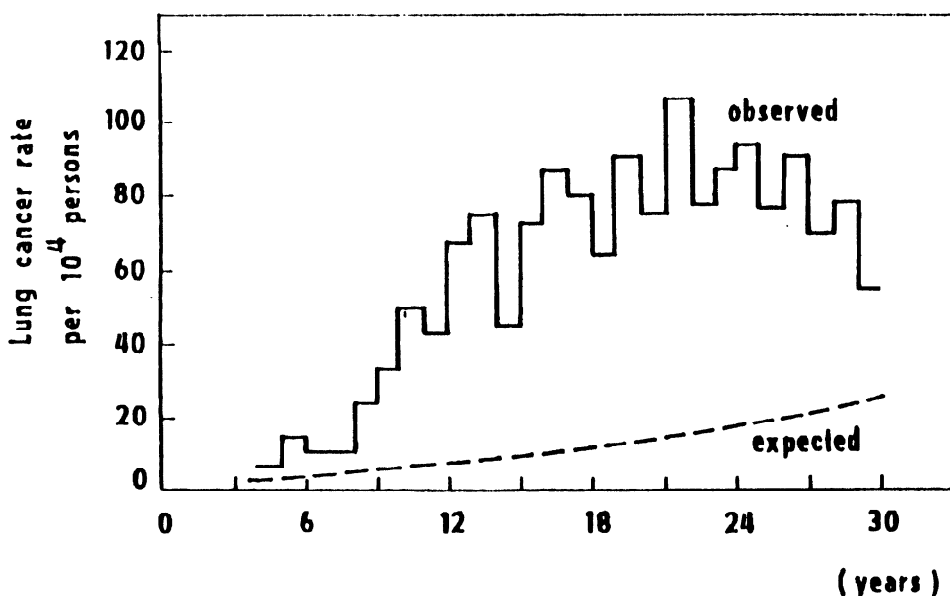


Fig. 4: The dynamics of lung cancer rate from the onset of radiation exposure of uranium miners (after [12]).

5. Conclusion

As apparent from the preceding summary of the issue, the Czech Republic is a “promised land“ for radon specialists. Regardless of the fact that a lot of work has been done in this field, much more still remains to be done in the future.

References

- [1] BURIAN,I.: Radiat. Prot. Dosim. 45, (1992), 469
- [2] THOMAS,J. In : “ Radon Investigations in Czechoslovakia II (I.Barnet - Ed.). Prague, Geological Survey 1991, p.1
- [3] THOMAS,J.- KUNZ,E. - SALAVA,J. - ROHÁČEK,J.. Kernenergie. 32 (1989), 13
- [4] BURIAN,I. - ČECH,J. - RICHTER.M.. Rádioaktivita a Životné prostredie 9, (1986), 85
- [5] VLČEK,J. - ŘEZNÍKOVÁ,I.: In:“Radon Investigations in Czechoslovakia” (I.Barnet - Ed.). Prague, Geological Survey 1990, p.7
- [6] MATZNER,J. - BARNET,I.: In: “Radon investigations in Czechoslovakia III” (I.Barnet - Ed.). Prague, Geological Survey 1992, p.35
- [7] BARNET,I.: in: “Radon Investigations in Czechoslovakia II” (I.Barnet - Ed.). Prague, Geological Survey 1991, p.13
- [8] BARNET,I.: In: “Radon Investigations in Czechoslovakia” (I.Barnet - Ed.). Prague, Geological Survey 1990, p.19
- [9] KOMÍNEK,A. - MRNUŠTÍK,J.: Rádioaktivita a životné prostredie 11, (1988), 43
- [10] THOMAS,J. - MOUČKA,L.: Radiat. Prot. Dosim. 45, (1992), 515
- [11] PLAČEK,V. - MATZNER,J.: Jaderná energie 38, (1992), 387
- [12] ŠEVC,J. - KUNZ,E. - TOMÁŠEK,L. - PLAČEK,V. - HORÁČEK,J.: Health Phys. 54, (1988), 27
- [13] DVOŘÁK,V. - VAŠEK,T. - BENDL,J. - NOVÁK,J. - HAVLAS,J.: In: “Radon Investigations in Czechoslovakia II”. (I.Barnet - Ed.). Prague, Geological Survey 1991, p.40
- [14] DVOŘÁK,V. - VAŠEK,T. - HAVLAS,J. - VLČEK,B. - ŠEBESTA,F. - SEDLÁČEK,J. - PAZDERNÍK,J.: Jaderná energie 32, (1986), 133
- [15] NAVRÁTIL,O. - SURÝ,J. - SMOLA,J. - ZEMAN,A.: Jaderná energie 38, (1992), 319

Résumé

La république Tchèque est située dans cette partie de l'Europe où se trouvent des régions à haute concentration d'Uranium avec comme conséquence de hautes concentrations en Radon. Cet exposé passe en revue les problèmes de Radon dans les exploitations et les habitations causés non seulement par l'abondance naturelle d'Uranium et des produits de filiation mais aussi par les matériaux de construction, les matières brutes et la combustion du charbon (cendres, slag). Les résultats des mesures varient dans une gamme de quatre ordres de grandeur.

Quelques remarques sur les conséquences pour la santé des mineurs d'Uranium ainsi que de brèves informations sur l'instrumentation et les méthodes de travail sont fournies. Quoique les mesures de sécurité se soient substantiellement améliorées depuis les années 50, époque où le problème a été reconnu, il reste encore beaucoup à faire.

Samenvatting

De Tsechische republiek ligt in een gedeelte van Europa met relatief hoge concentraties Uranium in de ondergrond met als gevolg hoge concentraties Radon. Deze tekst geeft een overzicht van de Radon problematiek in mijnstroken en in woningen veroorzaakt niet alleen door de natuurlijke aanwezigheid van Uranium en dochterproducten maar ook door de bouwmaterialen en grondstoffen met in het bijzonder steenkoolverbranding (vliegashoudend, slag).

De uitslagen van metingen schommelen in een bereik van vier grootorders.

Enkele opmerkingen i.v.m. het gevaar voor de gezondheid voor Uranium mijnwerkers worden aangehaald samen met een bondige informatie over instrumentatie en werkmethodes.

De veiligheidsmaatregelen zijn merkbaar verbeterd sinds de jaren '50 wanneer het probleem voor het eerst bekend werd maar er blijft nog veel te doen in dit opzicht.

RECENT INVESTIGATIONS ON INDOOR RADON AT SCK-CEN, MOL

S . Oberstedt and H . Vanmarcke

Studiecentrum voor Kernenergie SCK-CEN,
Boeretang 200, B - 2400 Mol, Belgium

Abstract

In the last decade the radon issue has become one of the major problems of radiation protection. Animal studies as well as epidemiological studies showed an increased lung cancer risk. At SCK-CEN different projects are carried out in collaboration with the University of Ghent and supported by the Belgian Ministry of Scientific Research and the CEC to qualitatively investigate the radioactive dose due to radon and its progenies in dwellings. In the first project a personal radon-dosemeter on the basis of a CR-39 track-etch detector is being developed. The read-out of the detectors is based on an image-processing system. In the second project the deposition of the short-lived radon-daughters in the nose and the bronchial tree is investigated. Therefore, a dosimeter has been built with three different sampling heads in parallel. One head consists of a single filter in order to determine the total radon-daughter concentration in the air. The other two heads are faced by different numbers of screens in order to evaluate the dose of ^{218}Po and ^{214}Po in the nasal cavity and the bronchial tree. The selection of the mesh size is based on the similarity between the models of the respiratory tract and the screen penetration theory. In the third project measurements of the activity due to the long-lived radon daughter ^{210}Po absorbed in glasses and mattresses are performed in order to obtain information on the long-term exposure in houses. First results on the three projects are presented.

1. Introduction

The radon problem was first recognized among mine-workers. In 1924 the number of lung-cancers, first diagnosed as the "Schneeberger Bergkrankheit [1]", was attributed to the high radon exposures due to radon concentrations of about 10^5 Bq/m^3 [2]. About 30 years later [3,4,5] it was recognized that the high lung dose is not due to radon but to the inhalation of the short-lived radon-daughters

^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi and ^{214}Po . These radioactive particles, formed by the decay of ^{222}Rn in the air, deposit in the lung.

As shown in different surveys, e.g. refs. [6,7,8,9], the occurrence of high radon concentrations is not limited to mines and industrial facilities, but can also be met in normal households due to radon exhalation from the ground. There is an indication that the exposure to radon leads to an increased lung-cancer risk. The Belgian Nuclear Research Centre SCK-CEN is actually involved in a research program containing the following subjects:

1. precise measurement of the "actual" radon concentration and monitoring the individual radon exposure,
2. deposition of the short-lived radon decay products in the nose and in the bronchial tree and
3. retrospective assessment of the average radon exposure in houses based on the measurement of the decay products from the long-lived radon progeny ^{210}Pb ($T_{1/2,^{210}\text{Pb}} = 22 \text{ y}$).

In the following these different projects and first results will be presented in detail.

Beside ^{222}Rn also ^{220}Rn may contribute to the radiation dose. However, the contribution due to the inhalation of decay products of ^{220}Rn is in general assumed to be of minor concern compared to ^{222}Rn at least in domestic environments. Therefore, the impact of ^{220}Rn is excluded from our actual investigations.

2. Development of a personal radon-dosemeter

For a radon dosimeter, which can be used to monitor the radon exposure of individual persons, e.g. mine workers, the exposure time has to be reasonably short. For an average radon concentration of 50 Bq/m^3 an integration period of 1 working month (= 170 h) has been suggested. This requires a low systematic uncertainty of one single dosimeter as well as a high efficiency. For personal

monitoring generally passive radon detectors are used consisting of a plastic material sensitive to nuclear particles. The method is based on the counting of etched tracks, which are produced by α particles stopped in the detector material, therefore called track-etch detectors. The analysis of the detectors has to be carried out easily at a high level of reproducibility. The general problems related to the quality assurance for so-called passive radon concentration monitors has been discussed by Miles [10] in great detail. The development of our personal radon dosimeter is performed under the outline of his recommendations.

2.1 Design of the dosimeter

In general passive radon dosimeters may be divided into two different types, open and closed. Open-type dosimeters are more sensitive than closed-type, but their response depends on the airborne decay product contribution and on different external conditions, e.g. humidity, dust and accidental surface damage. Therefore, at our laboratory a dosimeter of the closed-type has been considered.

CR-39 (allyl diglycol carbonate) is selected as detector material. It was purchased in sheets with a thickness of 1 mm. CR-39 is known to be sensitive for α particles over a broad energy range and is widely used in different fields of nuclear physics where charged particles have to be measured [11,12]. However, due to manufactural reasons the background track density on the sheets may fluctuate and has therefore to be carefully monitored at the beginning. In order to prevent an additional background contribution after purchase the sheets were immediately covered with an adhesive plastic foil on both sides until exposure starts.

A personal dosimeter has to be small in order to minimize the influence on the person's activity. Our dosimeter is based on a small box made of plastic, which is commercial available. The length, width and height inside are 60 mm, 25 mm and 9 mm, respectively. The detector is placed at the back side of the box. The radon can enter through the slit between the box and its cover. In order to avoid the entering of radon daughters a fibreglass filter is placed inside the cover. The design of the dosimeter is shown in fig. 1.

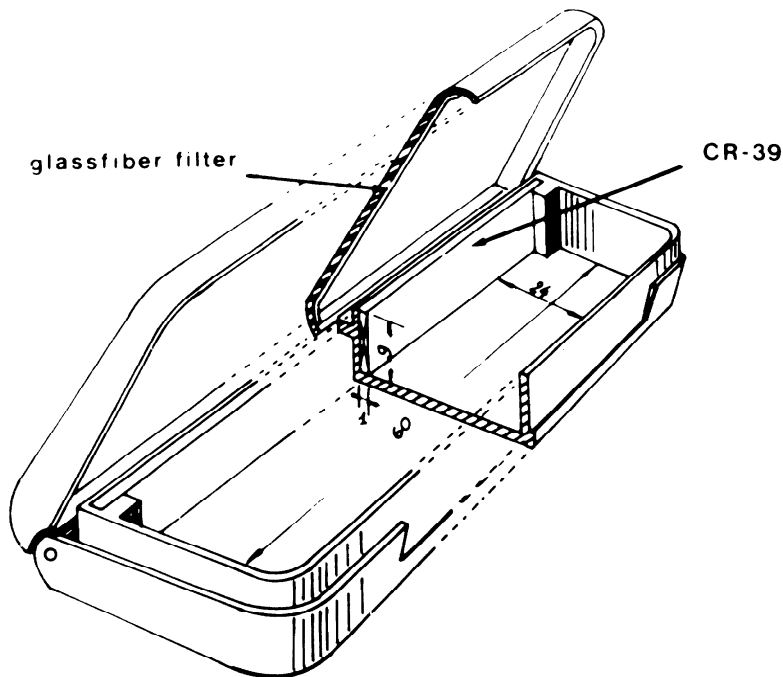


Fig 1: Schematic representation of the personal radon dosimeter (measures are in mm).

2.2 Experimental setup and etching conditions

The dosimeters are exposed to radon in a chamber with a volume $V_0 = 95.2$ l. The air inside is circulated at a flow-rate of 0.5 l/min through a vessel containing the radon source. The radon concentration is continuously monitored by a lucas-cell. The experimental setup is shown in fig. 2. Before the exposure starts the protection foil on the detector is removed. After the exposure the dosimeter is kept closed for about one hour in order to correct for the non-equilibrium activity at the beginning. Then pairs of detectors are put back-to-back into a small cylindrical vessel with 35 ml etch fluid, which is a mixture of 250 g NaOH and 967.(45) g H_2O . The etching period takes 16 hours at 70°C. Thermal equilibrium in the etching bath is reached after about 5 min.

2.3 Results

Until now four runs have been carried out at different exposures. Totally 22 detectors were exposed to radon and etched together with 9 detectors for background determination. In the first phase detectors were analyzed by manual counting. The counting was performed using a ZEISS "Photomicroscope II" at a magnification of 200. At each detector a total area of 0.1152 cm² was analyzed. In fig. 3 the obtained efficiency ϵ_{PRD} is shown as a function of the exposure. For high exposures the track density on the detectors reaches saturation and a manual counting does not seem to be appropriate. A preliminary average calibration factor obtained from the lower three data points,

$$\epsilon_{PRD} = 2.1 \pm 0.4 \text{ tracks/cm}^2/(\text{kBq/m}^3\text{h}) \quad (1)$$

indicates an about four times higher efficiency than that of the widely used Karlsruhe-detector [13].

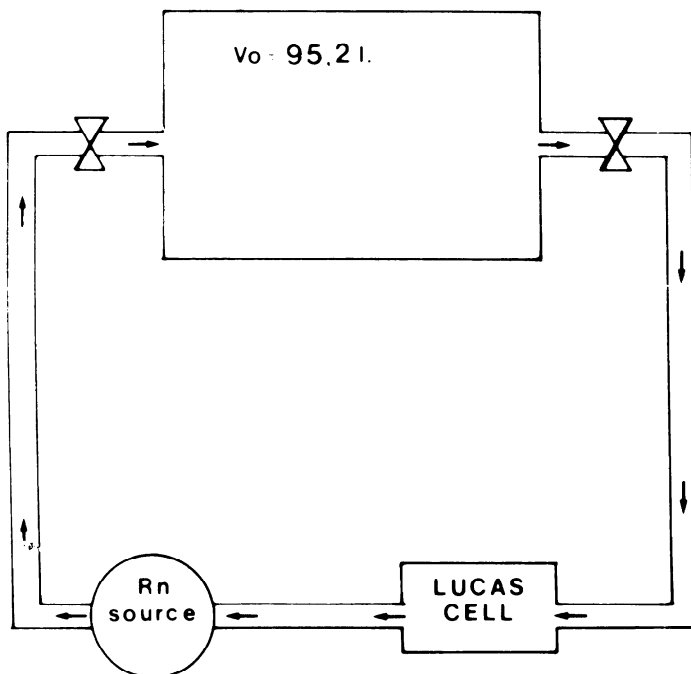


Fig.2: Experimental setup for the exposure of the personal radon dosimeter

During the next steps of the project holes will be added on the cover in order to investigate the influence of the diffusion time on the dosimeter's efficiency. Also some detectors will be covered with conductive paint to investigate the effect of static charges.

2.4 Read-out procedure using image-processing techniques

In general the method of manual track-counting is very time consuming and tiresome. The efficiency does strongly fluctuate amongst the detectors of one run due to the varying selection criteria of the counting person. A necessary improvement is therefore to perform the track-counting by using a computer-based image analysis technique in order to reach a unique and reproducible reading-out procedure. This type of analysis consists of different steps.

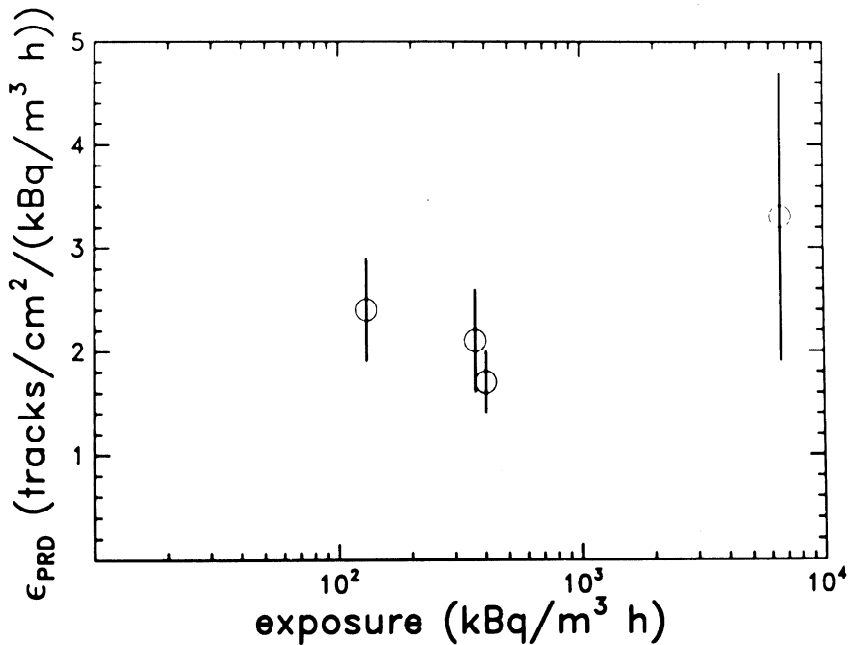


Fig. 3: Efficiency of the personal radon dosimeter as a function of the radon exposure after manually track-counting.

The first step is to grab an image of the detector surface. This is usually performed with a CCD-camera mounted on a microscope. For track-counting the detector has to be illuminated by transmission light. To the obtained image a number of grey-transformations are applied to cancel out dust or small background objects. Additionally, binary transformations may be used in order to remove irregular features, in particular scratches and other defects due to accidental damage of the detector surface. Finally, different selection criteria are set in order to accept a registered feature as a real etched α -particle track, e.g. the track-area and the aspect-ratio. As the result one gets the number of tracks accepted and the corresponding distributions of the area and aspect-ratio, respectively. From these distributions it might then be possible to correct fluctuations in the detector efficiency due to track-overlapping by applying statistical methods.

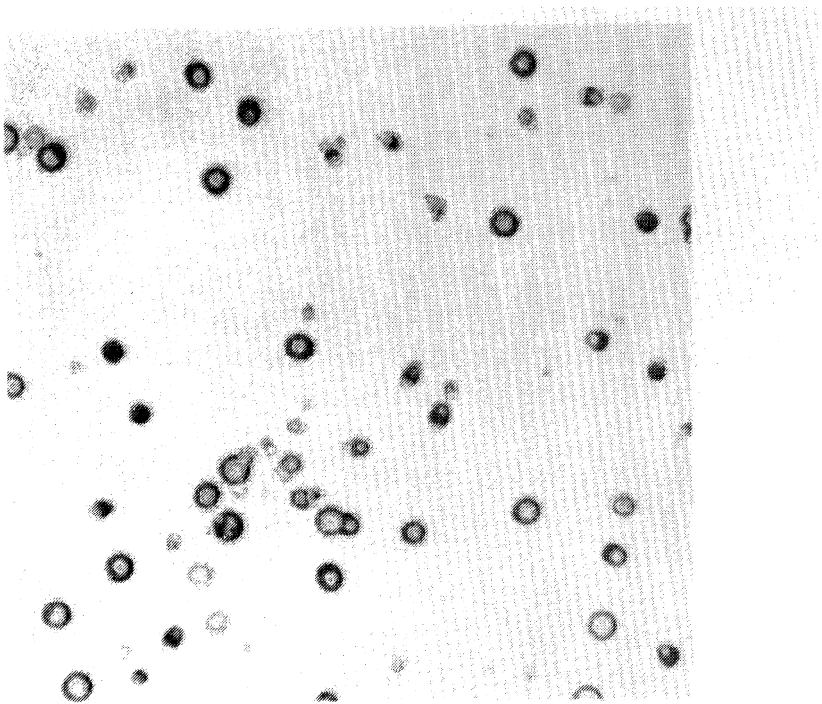


Fig.4: Example for an image obtained by our PC-based image analysis system.

For the image analysis a Quantimet 500 system [14] has been purchased at our institute. It consists of a microscope "LEITZ Labolux S", a CCD-camera "SANYO (b/w)" and the image analysis software running on an AT-compatible personal computer. The surface may be scanned by driving the detector manually in x- and/or y-direction under the microscope (actually done in steps of 1 mm). The image analysis procedures are executed in batch-mode. In order to have a sufficient counting statistics, about 20 images of each detector will be analyzed. An example of an image obtained by the Quantimet 500 system from the surface of a CR-39 track-etch detector is shown in fig 4.

3. Deposition characteristics of the short-lived radon daughters in the nose and bronchial tree

The deposition of the short-lived radon decay products, ^{218}Po , ^{214}Pb and ^{214}Bi (^{214}Po) in the respiratory tract depends strongly on the activity size distribution. The rather complex interaction of the products with the aerosol particles determines the fraction of decay products not attached to aerosol particles. In the indoor environment the so-called unattached fraction is responsible for about 50 % of the lung dose. The rate of attachment to aerosol particles as well as the plate-out rate on the indoor surfaces goes along with variations of the particle size distribution, which is influenced by the aerosol-sources present, e.g. cigarette smoke.

In collaboration with the university of Ghent the SCK-CEN has started a measurement campaign in dwellings of Visé and Cheratte both situated in the Ardennes region around Liège. Under living conditions the nasal and bronchial deposition of the short-lived radon daughters (SCK-CEN), the aerosol concentration, their inactive size distribution (university of Ghent) and the radon concentration are measured simultaneously in order to evaluate the equilibrium factor as well as the activity median diameter of the attached fraction. The radon concentration is monitored by sampling continuously (Lucas-monitor) as well as by the grab-sampling technique. Finally the data will be compared with predictions of the room-model to test, whether radon measurements alone allow to estimate the radiation dose in indoor environment with a sufficient degree of confidence.

In order to directly obtain the nasal and bronchial dose without deriving a particle spectrum first, a "bronchial dosimeter" has been built at the SCK-CEN. In the following the design of this dosimeter will be described in detail.

3.1 The bronchial dosemeter

A system which is able to measure the nasal and bronchial dose directly has been suggested by Hopke [15]. It is assumed that the respiratory tract can be approximated by screens with a mesh size determined by the screen penetration theory. According to ref. [16] the nasal deposition may be simulated by using a 400-mesh screen operated at a face velocity of 12 cm/s. Adding up four of these screens provides a good approximation to the bronchial tree [17]. The bronchial dosemeter consists of three sampling heads:

1. an open-faced filter which collects the total airborne activity,
2. one filter covered by a 400-mesh screen to measure the difference between the total and nasal deposited activity, and
3. a filter covered by five 400-mesh screens to measure the difference between the airborne and the nasal + bronchial deposited activity.

After sampling the mounted filters are put into different vacuum chambers, operated with a pressure of 2 kPa, where their α -activity is measured simultaneously. The α -particles are measured using a 900 mm² passivated implanted planar silicon (PIPS) detectors. Since in the indoor environment the deposition in the nasal cavity and in the bronchial region are expected to be 10% or less, the relative uncertainty on the efficiencies of each sampling head as well as the fluctuations on the reproducibility of a measurement has to be smaller than a few percent. Therefore, the flow rate in each channel is controlled by an identical limiting orifice. The flow rate at standard pressure and a temperature of 20°C of each channel is 9.1 l/min. Since the sampling heads have a diameter of 4 cm this leads to the required face velocity of 12 cm/s. Additionally, the filters remain mounted on their sampling head when transferred to their respective vacuum chamber in order to keep the counting geometry reproducible. The sampling system of the bronchial dosemeter is shown in fig. 5.

The efficiency of the dosemeter is determined by the efficiency of one sampling channel and the intercomparison of all three channels. The uncertainty on the efficiencies remaining from the latter step should be less than 1 %.

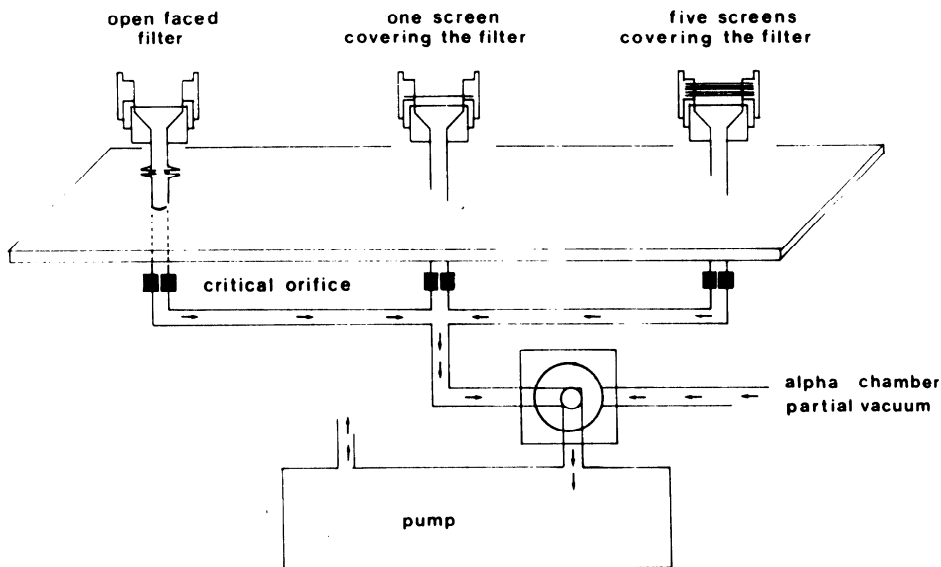


Fig. 5: Sampling system of the bronchial dosimeter; the open diameter of the three sampling heads is 4 cm. The flow rate at standard conditions is 9.1 l/min leading to a face velocity of 12 cm/s.

The efficiency of one sampling channel is determined by measuring the α - activity from ^{218}Po and ^{214}Po and the γ - activity of ^{214}Bi . The germanium detector is calibrated for the respective filter geometry with four ^{134}Cs sources prepared by our absolute measurements laboratory. This isotope provides a γ - line at 604.7 keV which is close to that in ^{214}Bi (609.3 keV). The ^{134}Cs activity was distributed homogeneously over a disk with the same area as the active part of the filter. Including cascade summing corrections according to refs. [18,19] the efficiency of the germanium detector at 609.3 keV derived from ^{134}Cs sources

$$\varepsilon_{\text{Ge}}(609.3 \text{ keV}) = 5.42 \times 10^{-3} \quad (2)$$

From the area under the peak at 609.3 keV, the photon branching ratio and ε_{GE} the expected number of α - particles from ^{214}Po is determined. The detection efficiency

for α - particles of one sampling channel of the dosimeter, $\varepsilon_{\alpha,1}$, is then the ratio between the number of α - particles extrapolated from the α - spectrometry measurements and the number of expected α - particles. From three measurements this efficiency was determined to be

$$\varepsilon_{\alpha,1} = 0.1430 \pm 0.0072 \quad (3)$$

The reproducibility of the ratios between the two other sampling channels is of the order of 0.5 %. The efficiencies of the second and third channel, $\varepsilon_{\alpha,2}$ and $\varepsilon_{\alpha,3}$, are 0.1530 and 0.1473, respectively.

3.2 Improvements to the electronical setup

During the first series of measurements in dwellings we met extremely hot weather. Under these conditions the electronical part of our dosimeter as well as the multi-channel analyzer (MCA), both of a quite old type due to budgetary limitations, did not work properly. The high temperature led to severe gain shifts during a single measurement. Additionally, the vacuum in the chambers showed up instabilities. Therefore we decided to improve the electronic part as well as the vacuum tubing. The pre-amplifiers and amplifiers of each α - particle detector have been replaced by individual high quality modules. The energy resolution of each detector is now better than 30 keV at an α - particle energy of about 5 MeV. The MCA has been replaced by a PC-AT compatible system consisting of an MCA-memory card together with a complete MCA-emulation PC-software (SILENA). Finally, the vacuum tubing has been re-installed. Since special switch-lock connectors are now used a faster and more precise handling of the pressure inside the vacuum chambers is possible.

The mechanical part of the re-installation is now completed and the setup of the electronical part is just under way. The re-calibration of the bronchial dosimeter will be done in october '93 followed by a laboratory test-period of about one month. The next measurement campaign is planned during the winter period 93/94.

4. Retrospective assessment of radon exposure

In the previous chapters investigations were reported where radon exposures during relatively short time periods were assessed. However, it is known that the radon concentration in dwellings does strongly fluctuate in time. Since the increased lung-cancer risk is caused due to an exposure to radon over a long time period, i.e several decades, information on the average radon concentration has to be obtained on that large time scale. In order to monitor the average radon level it was proposed [20] to measure the ^{210}Po activity implanted in glass surfaces. Due to the long half life of ^{210}Pb (22 y) the radon levels can be traced back several decades in time. However, due to different plate-out characteristics and to the generally unknown cleaning procedures applied to windows and mirrors, the precision achievable for this method obtained from existing experimental data [21,22] is about a factor 2. Therefore, investigations have been started at our institute in order to determine the ^{210}Po activity due to radon decay products deposited in spongy materials, e.g. mattresses and cushions. It is expected that the ^{210}Po signal of these samples will be better related to the integrated radon exposure. The project consists of four major steps:

1. Exposure of different spongy materials to air with a known radon concentration.
2. Measurement of the ^{210}Po activity in the material accumulated during the exposure and determination of the calibration factor.
3. Investigation of the dependence of the calibration factor on the specific properties of the exposed material, e.g. density.
4. Application of the retrospective radon monitor to samples collected from dwellings.

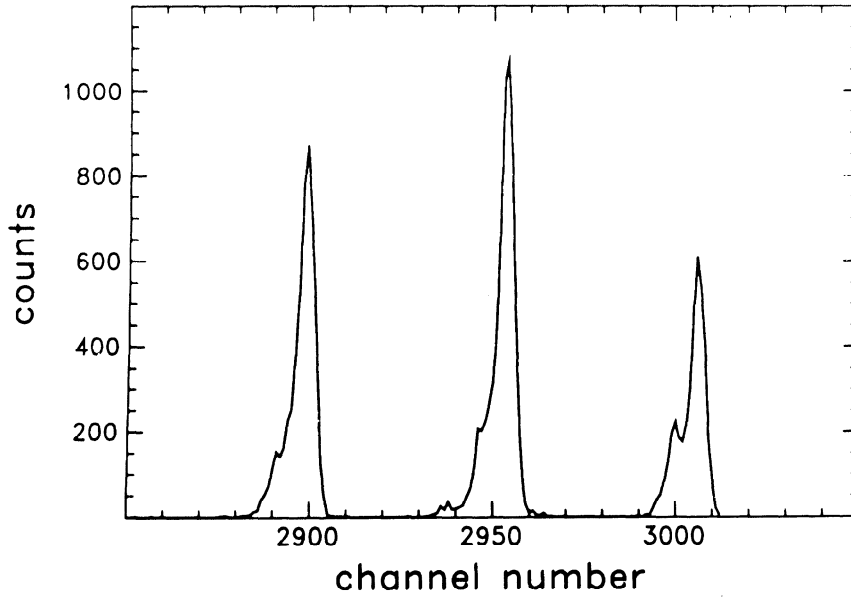


Fig. 6: Energy resolution of the α - particle detectors used for the bronchial dosemeter. The source used for calibration contains ^{239}Pu , ^{241}Am and ^{244}Cm with α - particles at 5.16 MeV, 5.49 MeV and 5.81 MeV, respectively.

Table 1: Characteristic properties of the investigated polyester samples. The error on these values is reported by the producer to be less than 10 %.

N° of sample	density ρ (kg/m ³)	stiffness κ (kPa)
1	20.3	2.8
2	29.3	3.8
3	40.1	2.9
4	40.3	4.5
5	44.1	3.1

4.1 Sample selection and experimental setup

Several blocks of recently produced synthetic material (polyester) were selected with different densities ρ and stiffnesses κ as listed in table 1. The selection appeared under the considerations that the material should be frequently used in living areas and households and practically being free of any background contribution of ^{226}Ra and ^{210}Po . The material is cut in samples with a volume of about 6 l (10 x 30 x 20 cm³). During each run four samples of different properties are exposed simultaneously to radon in a chamber similar to that described in Chap. 2. The air is circulated at a flow-rate of 0.5 l/min and the radon concentration is monitored continuously by a lucas-cell. The experimental setup is shown in figure 7.

In a first run the average exposure was about 45 kBq/m³y. Additional runs will be carried out during the next months.

4.2 Determination of the ^{210}Po activity

After approaching equilibrium activity ($t \approx T_{1/2,^{210}\text{Po}} = 138 \text{ d}$) the determination of the ^{210}Po - concentration in the material will start. For an exposure as mentioned above the ^{210}Po activity of a sample should be of the order of a few Bq. ^{210}Po will be separated by solving the sample in an acid solution (HNO_3) and its activity will be determined by low-background α -spectrometry. In order to reach a most efficient separation of the ^{210}Po , the optimization of the chemical procedure is actually under investigation. An attempt will be made to assess the diffusion characteristics, which influence the calibration factor, in terms of the different properties of the exposed material.

After a quite extensive laboratory phase we will start to apply this method of retrospective radon monitoring to samples collected from dwellings with a known radon level. Finally, the comparison of our results with measurements of the actual radon concentration will allow to determine the precision of this kind of retrospective assessment of radon exposure.

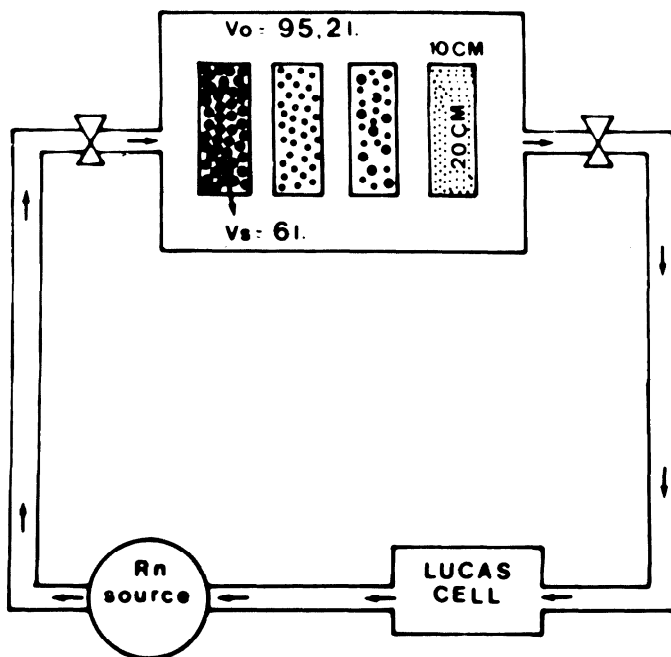


Fig. 7: Experimental setup for the exposure of spongy material (polyester) to radon.

5. Summary

The Belgian Nuclear Research Centre SCK-CEN is widely active in the field of indoor radon research. These activities deal with the problems of personal radiation protection as well as the development of new measurement facilities for radon and its decay products. The basic design of the SCK-CEN personal radon dosimeter is completed and a preliminary calibration factor was determined. A more elaborated calibration of the dosimeter as a function of the exposure will be done next with a read-out procedure based on the image analysis technique.

During the winter period 93/94 a new measurement campaign in houses sited in the Ardennes region will start using the completely improved bronchial dosimeter.

The exposure of spongy materials to radon is almost finished, and the analysis of the exposed samples will start in early 1994.

References

- [1] Härtling F. H. and W. Hesse, Vierteljahresschrift für gerichtliche Medizin und öffentliches Sanitätswesen 30 (1879) 296-309 and 31 (1879) 102-132, 313-337
- [2] Ludewig P. and S. Lorenzer, Z. Physik 22 (1924) 178
- [3] Shapiro J., Univ. of Rochester Rep. UR-298 (1954)
- [4] Aurand P., W. Jacobi and A. Schraub, Sonderband für Strahlentherapie 35 (1955) 237-243
- [5] Bale W. F. and J. V. Shapiro, Proceedings of the First International Conference on Peaceful Uses of Atomic Energy, Geneva (1955) Vol. 13, p.233-236, United Nations New York (1956)
- [6] Swedjemark G. A. , A. Burén and Lars Mjönes, Radon and Its Decay Products (edited by P. K. Hopke) ACS Symposium Series 331 (1987), p.84
- [7] Green B. M. R., J. S. Hughes, P. R. Lomas and A. Janssens Rad. Prot. Dosim. Vol. 45 (1992), p.491
- [8] Poffijn A., J. Uyttenhove, B. Drouget and F. Tondeur, Rad. Prot. Dosim. Vol. 45 (1992), p.499
- [9] Kreienbrock L., H. E. Wichmann, M. Gerken, J. Heinrich, H.-J. Goetze, M. Kreuzer and G. Keller, Rad. Prot. Dosim. Vol. 45 (1992), p.643
- [10] Miles J., Appl. Radiat. Isot. Vol. 43, N°. 1/2 (1992) p.87
- [11] A1-Jarallah M. I., F. Abu-Jarad, A. B. Hallak, A. Cobran and M. Islam, Nucl. Instr. Meth. B73(1993), p.507

- [12] Snowden-Ifft D. P., Nucl. Instr. Meth. B74 (1993) p.414
- [13] Vanmarcke H., A. Toye and S. Oberstedt, First International Workshop on Indoor Radon Remedial Action, 27.06 - 2.07.1993, Rimini (Italy)
- [14] Leica Cambridge Ltd, Clifton Road, Cambridge CB1 3QH (England)
- [15] Hopke P. K., M. Ramamurthi and E. O. Knutson, Health Physics 58 (1990), p.291
- [16] Cheng Y. S., Y. Yamada, H. C. Yeh and D. L. Swift, J. Aerosol Sci. 19 (1988), p.741
- [17] James A. C., Radon and Its Decay Products (edited by P. K. Hopke) ACS Symposium Series 331(1987), p.400
- [18] Schirma F. J. and D. D. Hoppes, Appl. Rad. Isot. 34 (1983), p.1109
- [19] Griffiths R., Nucl. Instr. and Meth. 91 (1971), p.377
- [20] Samuëllson C., Nature 334 (1988) p.338
- [21] Cornelis J., C. Landsheere, A. van Trier, H. Vanmarcke and A. Poffijn, Appl. Radiat. Isot. Vol. 43, No. 1/2 (1992) p.127
- [22] Samuëllson C., L. Johannson and M. Wolff, Rad. Prot. Dosim. Vol. 45

Samenvatting

Radon is het laatste decennium één van de voornaamste problemen op het stuk van stralingsbescherming geworden. Studies op dieren evenals epidemiologische studies hebben een verhoogd risico op longkanker aangetoond.

Bij het SCK/CEN worden diverse projecten uitgevoerd in samenwerking met de Universiteit van Gent en met de steun van het Belgische Ministerie van Wetenschappelijk Onderzoek en de KEG ten einde de radioactieve dosis, te wijten aan radon en zijn afstammelingen, kwalitatief te onderzoeken in huizen.

In het eerste project werd een personen radon dosimeter op basis van een CR-39 sporen detector ontworpen. De uitlezing van de detectors is gebaseerd op een beeldweergave systeem. In een tweede project wordt de afzetting van de radonochters met korte halveringstijd onderzocht in de neus en in de luchtpijptakken. Hiervoor werd een dosimeter gebouwd met drie parallele monsternametekoppen. Een van de koppen is opgebouwd uit een enkelvoudige filter voor de bepaling van de totale radonochter concentratie in de lucht. De andere twee koppen zijn voorzien van door verschillende aantallen schermen van de evaluatie van de dosis van ^{218}Po en ^{214}Po in de neusholte en in de luchtpijptakken. De keuze van de maasgrootte is gebaseerd op de overeenkomst tussen de modellen van het ademhalingskanaal en de scherm penetratie theorie. In het derde project worden metingen van de activiteit ten gevolge van de radonochter met lange halveringstijd ^{210}Po , geabsorbeerd in glazen en distilleerkolven, uitgevoerd ten einde informatie te bekomen over blootstelling op lange termijn in huizen. De eerste resultaten van de drie projecten worden hierna voorgesteld.

Résumé

Au cours de la dernière décennie, le radon est devenu un des problèmes majeurs de la radioprotection. Des études effectuées sur des animaux, ainsi que des études épidémiologiques, ont démontré un risque accru de cancers du poumon. En collaboration avec l'Université de Gand et avec l'appui du Ministère belge de la Recherche scientifique et de la CCE, plusieurs projets sont effectués au CEN/SCK pour l'examen qualitatif de la dose radioactive due au radon et ses descendants dans les habitations. Dans un premier projet, un dosimètre radon personnel basé sur un détecteur de traces CR-39 est développé. La lecture du détecteur est basée sur un

ystème de production d'images. Dans un second projet, le dépôt de filles de radon à courte demi-vie dans le nez et le canal des bronches est examiné. Dans ce but, on a développé un dosimètre à trois têtes d'échantillonnage parallèles. Une des têtes consiste en un filtre simple pour la détermination de la concentration totale de filles de radon dans l'air. Les deux autres têtes sont munies de différents nombres d'écrans pour l'évaluation de la dose de ^{218}Po et ^{214}Po dans les fosses nasales et dans le canal des bronches. Le choix de la dimension des mailles est basé sur la similarité entre les modèles de l'appareil respiratoire et de la théorie de la pénétration de l'écran. Dans le troisième projet, des mesures de l'activité due à la fille radon à longue durée de vie ^{210}Po absorbée dans des verres et des cornues, sont faites dans le but d'acquérir des informations sur l'exposition à long terme dans les habitations. Les premiers résultats de ces trois projets sont présentés ci-après.

PASSIVE DETECTOR FOR MEASUREMENT OF THE IMPLANTED ^{210}Po ACTIVITY IN GLASS

Meesen G.*, Uyttenhove J.*, Poffijn A.*, Van Laere K.*, Buysse J.*.**

* Nuclear Physics Laboratory, University Gent, Proeftuinstraat 86, B-9000
Gent, Belgium

** Biophysics Laboratory, University Gent, Ledeganckstraat 35, B-9000 Gent,
Belgium

Abstract

It is a well known fact that radon is the most important factor in the natural radiation background. For complete dose calculations we need information about the radon concentration up to 25 years ago. As suggested by C. Samuelsson et al. in 1988, the activity of the implanted radon daughter ^{210}Po can be used to reconstruct the radon activity over the past decades. For large scale surveys in dwellings a passive detector based on polycarbonate foils has been investigated. This system has a sufficient sensitivity to detect ^{210}Po levels down to 1 Bq/m^2 with a 6 month measuring period.

1 . INTRODUCTION

In Belgium, the mean annual radiation dose for the population is about 4 mSv; approximately half of this is due to natural radon (fig. 1)

The inhaled radon daughters can deposit in the lung tissue and cause damage by alpha emission. For complete radiation burden calculations, as required in epidemiological studies, we need information about the radon concentration up to 25 years ago.

In 1988, C. Samuelsson et al. [2] developed a technique to assess the cumulated radon activity over several decades in a retrospective way. This method is based

on the plate-out of short living radon daughters on hard materials such as stone and glass (fig 2). These deposited daughters can get implanted in the surface by their recoil energy. The implanted daughters decay further to ^{210}Pb and ^{210}Po ; the activity of the ^{210}Po daughter can be measured by alpha counting. Because of the long half-life of ^{210}Pb (22.3 y), the glass acts as a memory for the airborne radon activity over several decades. Samuelsson found a good correlation between the measured ^{210}Po activity and the accumulated radon activity

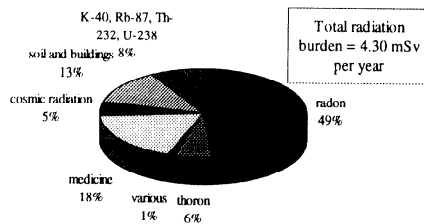


Fig. 1: Estimation of the contributions of the most important sources of ionising radiation to the radiation burden of the Belgian population [1]

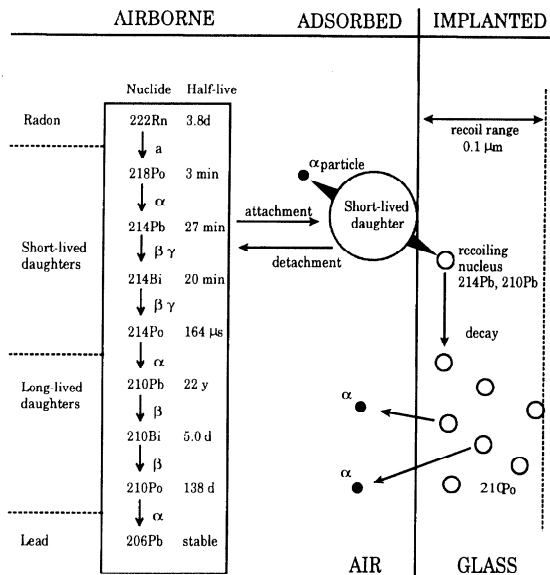


Fig. 2: Schematic illustration of the radon (daughter) decay and implantation in glass

2. MEASURING TECHNIQUE

The implanted alpha activity can be measured in two ways : by active detectors (e.g. ionisation chambers) or by passive track etch detectors. As we intend to use this technique in large scale epidemiological studies, we prefer passive detectors based on polycarbonate Makrofol foils. This type of foil is frequently used in radon detectors, based on diffusion chambers [3]. At our laboratory, we have a large experience with the Karlsruhe type radon detector with disk shaped foils (diameter 47 mm).

Our polycarbonate foils have an optimum sensitivity for alpha particles with energies between 0.3 - 2.0 MeV [1]. Because of this energy window, it is necessary to lower the energy of the alpha particles emitted by ^{210}Po (5.31 MeV). For this purpose we place a 23 mm layer of Mylar between the detector material and the glass plate. The combination of detector and Mylar is mounted on the glass by means of an adhesive tape, large enough to hold the detector firmly to the glass for a long period. We shall refer to this set-up as the " ^{210}Po detector".

3. CALIBRATION

To calibrate the ^{210}Po detector, we need an alpha source with a thin layer of implanted alpha emitters. By exposing a glass plate to radon gas, we obtain a large alpha source with implanted ^{210}Po (5.31 MeV).

In our set-up, a box of glass with dimension $50 \times 50 \times 2 \text{ cm}^3$ was flushed with radon gas in a closed circuit during 105 days. The average radon activity, measured by Lucas cells, was 109 kBq. After the exposure, we measured the activity implanted in the glass by means of a 900 mm^2 surface barrier detector. This detector was calibrated by a technique used for calibrating radon daughter measuring systems [4].

In this technique, air from a radon chamber is sampled on a filter. As shown in fig. 3, ^{214}Bi emits a gamma with energy 609.3 keV, immediately followed by a 7.69 MeV alpha from ^{214}Po . Simultaneous registration of the gamma and alpha spectra from the filter source with a calibrated Ge-detector and the surface barrier detector gives a calibration factor for the alpha detector. Our current calibration factor is $237.10^{-6} \pm 4.7.10^{-6} \text{ (counts/sec)/(Bq/m}^2\text{)}$.

We consider a second, more direct calibration by means of a flat ^{241}Am source with a diameter equal to the diameter of the surface barrier. Such a source will be prepared for us by the SCK/CEN of Mol, Belgium.

With the calibrated surface barrier detector the surface distribution of the implanted ^{210}Po activity in the glass plate was measured. The average activity after equilibrium is 2000 Bq/m^2 with a variation of 15 % over the surface of the glass. This high activity allows short exposure times for calibration of the passive detectors.

For the calibration procedure of the ^{210}Po detector, we used 6 series of 7 detectors each. All the detectors were exposed on the same area of the glass plate during 1/2, 1, 2, 3, 4, 5 and 6 hours. The activity on the exposure area, as measured with the surface barrier detector, was $2160 \pm 90 \text{ Bq/m}^2$. After exposure, the foils were electrochemically etched and read out manually. The results are presented in fig. 3.

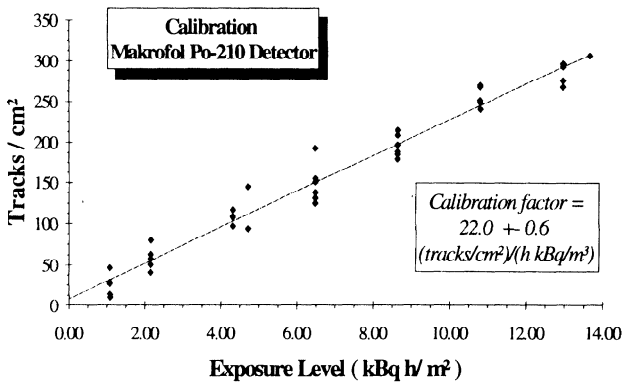


Fig.3: Number of tracks/cm² versus the exposure level. The line indicates the linear fit.

This figure gives the number of tracks/cm² versus the exposure level in h.kBq/m². The line indicates a linear fit through the data points. The slope of this line gives calibration factor : $22.0 \pm 0.6 \text{ (tracks/cm}^2\text{)/(h kBq/m}^3\text{)}$.

4. CONCLUSION

As mentioned above, we have the intention to use this passive ^{210}Po detector in our epidemiological study concerning the Ardennes-Eifel region [5]. For this study, we need accurate radon data over the last 25 years. Passive radon detectors only give information about the average radon concentration during the six months measuring period. Due to changes in living habits and modifications to the house (isolation, ventilation, ...), important changes in the radon concentration during the 25 years period can be expected. A combination of radon measurements and our ^{210}Po detector, placed on window sheets, doors or picture frames, can allow us to reconstruct the situation in the previous years and to perform a more accurate radon burden calculation.

On the basis of our current calibration, the ^{210}Po detector can measure 1 Bq/m^2 with an accuracy of 16 % (1s) in 6 months. This implanted activity corresponds with a radon concentration of 50 Bq/m^3 during 10 years of exposure (calculated by means of the Jacobi Room Model [6], [7]).

The ^{210}Po detector has to be used with some precaution. Tests have shown that the polycarbonate foils, like other plastics are sensitive to ultraviolet light. This could give problems when the detector is used on windows facing direct sunlight.

Currently, we are testing our detector in dwellings with high and low radon levels. Foils are placed on glass surfaces with known age, for an exposure time of 6 months. During the same period, the radon concentration is measured with passive track etch diffusion chambers.

5 . ACKNOWLEDGEMENTS

This research is part of the Retrospective Assessment of Radon Exposure (RARE) project, funded by the Commission of European Communities Research Programme, no. F13P-CT92-0025.

6 . REFERENCES

- [1] H. Vanmarcke, "De bijdrage van het woonmilieu tot de blootstelling aan straling afkomstig van nucliden uit de natuurlijke ^{238}U reeks", University of Gent, Physics department, Gent, Belgium, Ph.D. dissertation, (1986-1987).
- [2] C. Samuelsson, "Retrospective determination of radon in houses", *Nature*, vol. 334, (28 July 1988), pp. 338-340.
- [3] M. Urban, E. Piesch, "Low level environmental radon dosimetry with a passive track etch detector device", *Radiation and Protection Dosimetry*, vol. 1, (1981), pp. 97-109.
- [4] R. Falk, L. Nyblöm, "Kalibrering av radondottermätare", Internal report from the Institute for Radiation Protection, SSI Stockholm, (1983).
- [5] CEC Contract, no. FI3P-CT92-0056.
- [6] W. Jacobi, "Activity and Potential Alpha Energy of ^{222}Rn and ^{220}Rn Daughters in Different Air Atmospheres.", *Health Physics*, vol. 22, (1972), p.441.
- [7] O. G. Raabe, "Concerning the interactions that occur between radon decay products and aerosols", *Health Physics*, vol. 17 (1969), pp. 177-185.

Samenvatting

Het is een bekend feit dat radon de belangrijkste bijdrage levert aan de natuurlijke achtergrondstraling. Voor volledige dosisberekeningen hebben we informatie nodig over de radon concentraties over een periode van 25 jaar. Zoals voorgesteld door C. Samuelsson et al. in 1988 kan de activiteit van de geïmplanteerde dochter ^{210}Po gebruikt worden om een reconstructie te maken van de radon concentratie gedurende de voorbije decades. Een passieve detector gebaseerd op polycarbonaat folies werd bestudeerd. De gevoeligheid van dit systeem is zodanig dat ^{210}Po activiteiten vanaf 1 Bq/m^2 kunnen gedetecteerd worden gedurende een meetperiode van 6 maanden.

Résumé

Le Radon contribue pour la plus grande part au fond naturel des radiations. Pour effectuer des calculs de dose complets nous devons disposer d'informations sur

les concentrations en Radon au cours des 25 dernières années.

Comme proposé par C. Samuelson en 1988 l'activité d'un implant descendant du Radon Po^{210} peut être utilisé pour reconstruire la concentration en Radon au cours des dernières décades.

Pour des enquêtes à grande échelle dans les habitations un détecteur passif basé sur des feuilles de polycarbonate a été étudié. Ce système est suffisamment sensible pour détecter des activités en Po^{210} à partir de 1 Bq/m^2 pendant une période de mesure de 6 mois.

THE CALCULATION OF ALPHA RADIATION DOSES FROM Po-218 IN THE AIR

Ferah Serap EREES, Güngör YENER

Ege University, Institute of Nuclear Sciences,
35100 Bornova, IZMIR-TURKEY

Abstract

Radon is an inert gas, but its radioactive decay products are chemically active. The decay of Rn-222 produces a positively charged Po-218 ion. Po-218 and its progeny cause the damage to the bronchial epithelium and can induce lung cancer, because they remain in the lungs for an adequate time to result in significant decay.

Several studies have been made on radium, uranium and radon at Institute of Nuclear Sciences of Ege University. Therefore, Po-218 concentrations were measured by alpha spectroscopy in order to calculate its health risk for the people working at our Institute. Alpha radiation doses from Po-218 were calculated as mRem/year.

INTRODUCTION

Radon-222 is naturally-occurring radioactive gas. Radon is produced by the decay of Ra-226 in the uranium series and decays by alpha particle emission to a polonium isotope (Po-218) which by further decay through isotopes of lead, bismuth and polonium ends with a stable isotope of lead (Pb-206). It is to the radon daughters that the adverse health effects are attributed. These daughters have a tendency to become attached to or plateout on environmental surfaces. The attached of the radioactivity to small and respirable particles is an important mechanism for the retention of activity in the air and its transport to people. When inhaled, they can deposit in the lung and subsequently irradiate the

surrounding tissue before being removed by lung clearance mechanisms. Exposure in residences to the radioactive decay products of Rn-222 may constitute a serious public health problem. In some countries the radiation dose the man caused by inhaled radon daughters constitutes more than 50 % of the total radiation dose to man from other natural or artificial sources (1).

EXPERIMENTAL

Po-218 concentrations in the air of sixteen occupied rooms at the Institute of Nuclear Sciences are determined in order to calculate its health risk on the people working at our Institute.

In the present work we used the method described by Martz et al.1969 (2). The sampling was done with gelman membrane filters with effective diameter of 4.6 cm at a flow rate of 10 l/min for a collection period of 20 minutes. Samples were analyzed with an alpha spectrometer as given in the previous work (3).

Lucas cell was used for the measurements of Rn-222 levels in air. A filter paper is placed in one of the entering valves of the cell for stopping the radon daughters in the air. The measurement of each cell is done after 3 hours waiting period for attaining the equilibrium between radon and its daughters.

The gamma surveying were also realized using a micro-R-meter.

RESULT AND CONCLUSION

To calculate the radiation doses from the measured activity concentrations the conversion factors given in the followings have been used.

Calculated alpha doses for given amounts of the radon daughters 70 Bq/m³ gives

10 mSv/year (1mSv/year = 100 mRem/year) (4). The average alpha dose from Po-218 in the occupied rooms of our Institute was calculated as 2.1 mSv/year for average Po-218 concentration of 14.7 Bq/m³. The average alpha dose from Bi-214 was calculated as 0.68 mSv/year for average Bi-214 concentration of 4.81 Bq/m³.

3 mSv/year of average radiation dose from radon daughter products in indoor atmosphere of Swedish dwellings can be given as another example (4). In their work Swedish Institute for Radiation Protection measured radon daughter concentrations that give doses up to 140 mSv/year in the houses constructed of aerated concrete or built on alum shale ballast.

Calculated annual effective dose equivalent for given amounts of the radon concentration 1 Bq/m³ gives 0.05 mSv/year (5). Annual effective dose equivalent from Rn-222 was calculated 3.05 mSv/year for average radon concentration of 61 Bq/m³. The conversion of radon gas concentration in Bq/m³ to annual effective dose equivalent in mSv/year is quite complex. An indoor occupancy of 80 % is assumed as is 50 % equilibrium between radon and decay products. When the factors effected dose calculations are taken into account, a conversion coefficient of 20 Bq/m³ per mSv/year between the temporal average of the activity concentration of radon gas and the annual effective dose equivalent is determined (5).

Calculated gamma radiation doses for given amounts of gamma radiation 25μR/h gives 1 mSv/year (4). In this work, the indoor gamma radiation dose is calculated as 0.61 mSv/year for average gamma radiation of 15 μR/h .

These calculated doses at the Institute are shown Figure 1.

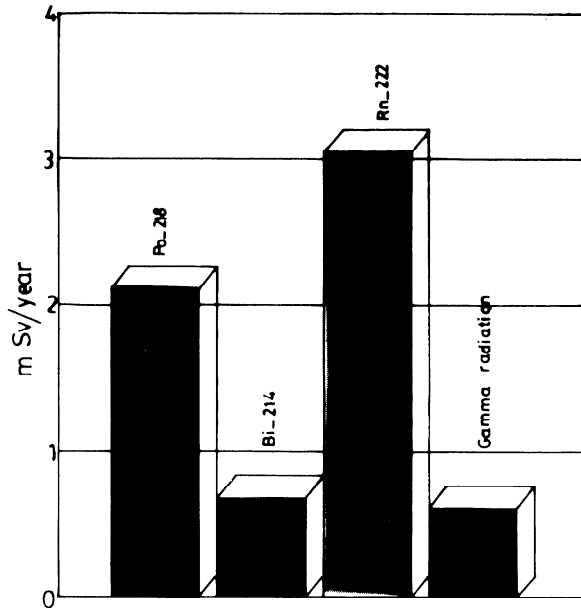


Figure 1. Average indoor doses at the Institute of Nuclear Sciences.

REFERENCES

- 1- UNSCEAR, Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects. United Nations New York, pp. 142, 1982.
- 2- MARTZ D.E., HOLLEMAN D.F., Mc CURDY D.E. AND SCHAIGER K.J., Health Physics, 17, pp 131-138, 1969.
- 3- EREEŞ F.S., YENER G. The Measurement of Concentrations of Radon-222 Daughters in The Air By Alpha Spectroscopy. 2nd International Colloquium on Gas Geochemistry. 5-9 June, 1993 Besançon, France (in press at Colloquium Proceedings).
- 4- AKERBLOM G.V., WILSON C. Bulletin of the International Association of Engineering Geology. pp.23, pp 51-61, 1981.
- 5- Radiation Atlas, Natural Sources of Ionising Radiation in Europe. pp. 30.

Résumé

Le radon est un gaz inerte, mais ses produits radioactifs de désintégration sont chimiquement actifs. La désintégration de Rn-222 produit l'ion Po-218 qui est chargé positivement. Le Po-218 et sa filiation causent des dommages à l'épithélium bronchial et peuvent induire un cancer dans les poumons, puisqu'ils restent un temps suffisant dans les poumons pour conduire à une décroissance suffisante.

Plusieurs études sur le radium, l'uranium et le radon ont déjà été faites à l'Institut des Sciences Nucléaires de l'Université d'Egée.

En vue de calculer les risques sanitaires sur les travailleurs de notre Institut on a mesuré les concentrations de Po-218 par spectroscopie alpha. Les doses dues au rayonnement alpha du Po-218 ont été calculées en mRem/an.

Samenvatting

Radon is een niet reagerend gas maar zijn dochterproducten zijn scheikundig actief. De desintegratie van Rn-222 levert een positief geladen Po-218 ion. Po-218 en zijn afstammelingen veroorzaken schade aan het bronchiaal epitheel en kunnen longkanker veroorzaken omdat zij lang genoeg in de long blijven voor voldoende desintegraties.

Talrijke studies werden uitgevoerd op Radium, Uranium en Radon in het Instituut voor Nucleaire Wetenschappen van de Ege Universiteit. Po-218 concentraties werden gemeten bij middel van alpha spectroscopie om het gezondheidsrisico van onze werknemers in ons instituut te meten. Alpha stralen dosissen vanuit Po-218 werden berekend in mRem/jaar.

NATURAL RADIOACTIVITY OF CEMENTS AND GRANITES IN SPAIN

L.S.Quindos, P.L.Fernandez, J.Soto, C.Rodenas, J.Gomez and J.Arteche

Department of Medical Physics
Faculty of Medicine of Santander
University of Cantabria
Spain.

Abstract

Within the framework of the programme of studies and surveys on natural radiation and radioactivity in Spain carried out by our research group over the last five years, a total of 220 samples of cements and granites, collected nationwide as the most representative building material under quality control by the authorities used in Spanish dwellings, have been analyzed by gamma spectrometry for measurement of their ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K activity concentrations. On the basis of the radium equivalent concentration, it can be shown that the natural radioactivity of cements is not greater than the values permitted in the established regulatory standards. However, the activity concentrations found for granites were higher than the referred standards in an important percentage. Simple models are applied to the experimental results obtained to calculate the radiation exposure of Spanish people living in houses constructed with these materials. Finally preliminary data obtained for granites in order to evaluate its contribution to the total radon concentration in dwellings located in an specific area of Spain with high indoor radon levels where this kind of building materials is primarily used for construction, are also shown in this paper.

INTRODUCTION

The radioactivity contained in building materials was recognized the major source of gamma exposure indoors some years ago (1,2). The increasing use of industrial wastes, which often contain enhanced levels of radioactivity, as building materials has increases the interest in this source of population exposure. Nevertheless, enhanced radiation levels have been found in some building

materials, as granite and cement, that were not necessarily made with industrial wastes. In this paper we report the results of a National Survey made in Spain for these two building materials used in the construction of Spanish houses.

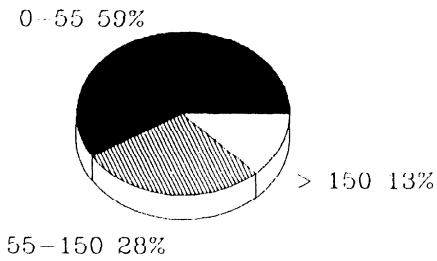
1. MATERIAL AND METHODS

Granite, generally has a higher radium content than normal soils. The presence of granite affects not only the external gamma radiation to the population referred above, but also the indoor radon levels when granite is used as a building material or the house is built on granitic soils. When we carried out the National survey in Spain, we found that the highest figures for houses with high levels of radon were concentrated, as Figure 1 shows, in the granitic areas and these high levels were measured not only in houses with direct contact with the soil but also in the upper storeys of buildings (3). At that time, we tested the hypothesis that the granite used in these buildings is an important source of indoor radon production and the first objective is the initial step in the research that we are carrying out to study this hypothesis.

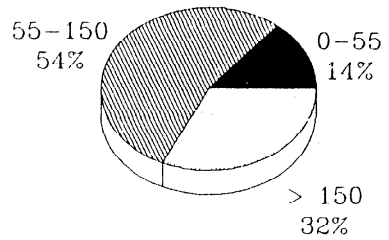
Granite has a double function in Spain: First it is used as an ornamental covering for walls and floors and, second, as a primary building material in some parts of the country. The characteristics of granite from Spain and from abroad are not controlled by Spanish law and there is only an inventory drawn up by the producers existing a high proportion of imported granite which is used as an ornament.

There are two reasons for studying cements. First, it is a component of concrete, the main building material in our country and the principal subject of our studies. Moreover, it is the only component that is under control of the Spanish authorities because the aggregates used in concrete are not subject to regulation. The second reason is that more and more cement is being imported into Spain and this means that the authorities are being forced by pressure from the cement companies to impose stronger quality controls. Then, although a control of radioactivity has not been considered so far, it may be in the near future.

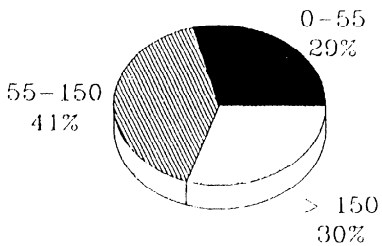
**INDOOR RADON LEVELS
IN SPANISH HOMES**
(In Bequerels per cubic meter)



Galicia



Extremadura



Guadarrama

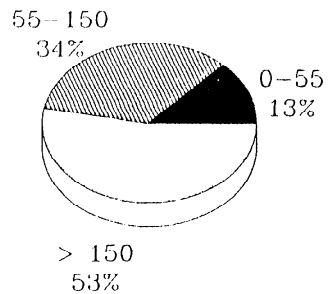


Figure 1- Indoor radon levels in Spanish houses and percentages distribution of houses for different intervals.

The concentration of ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K were determined by gamma spectrometry employing a high purity Germanium coaxial detector with an efficiency of 20%, a resolution of 1.86 keV and surrounded with shielding material to reduce the background counting rate. The detector was calibrated using standard solutions of ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K in the same geometry as the measured building material samples. Corrections for self absorption in the samples were experimentally evaluated using gamma spectra of four pumice samples prepared with equal specific activities but with different densities ranging from 0.8 to 1.5 kg.l⁻¹. To validate our results and to establish a quality control of our measurements, our laboratory coordinated and participated, with another 12 laboratories from different countries, in an international exercise of intercomparison of gamma spectrometry measurements of radioactivity in soils and building materials which was carried out in 1990 (4).

Taking into account the appropriate corrections for laboratory background the activity of ^{226}Ra was evaluated, in all cases, from the 609 keV peak of ^{214}Bi , while the ^{232}Th activity was determined from the 911 keV peak of ^{228}Ac and the ^{40}K activity from the ^{40}K peak at 1.461 MeV. Detection limits for a counting time of 60,000 s were estimated to be about 3 Bq.kg⁻¹ for ^{226}Ra , 2 Bq.kg⁻¹ for ^{232}Th and 10 Bq.kg⁻¹ for ^{40}K . Random uncertainties in the measurements of these activities are estimated to have been of the same order.

2. RESULTS

A total of 100 granite samples representing 90% of those used in Spain were collected and, primary, their radioactivity content was analyzed, with special emphasis in the radium content of the samples.

The results are shown in the Figure 2 and Figure 3. The first represents by different intervals of concentration the percentages found and the second the geographical distribution for the granites with a radium content higher than 100 Bq.Kg⁻¹. As we can see, about 28% had values above this level, and we should point out here that a high proportion of the granites with this high radium concentration levels came from the communities where the high indoor radon levels that we mentioned before were measured. Moreover, the granite from these communities is used mainly as a primary building material.

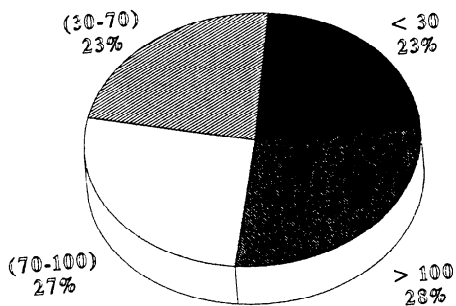


Figure 2: Concentration of ^{226}Ra in Spanish granite.

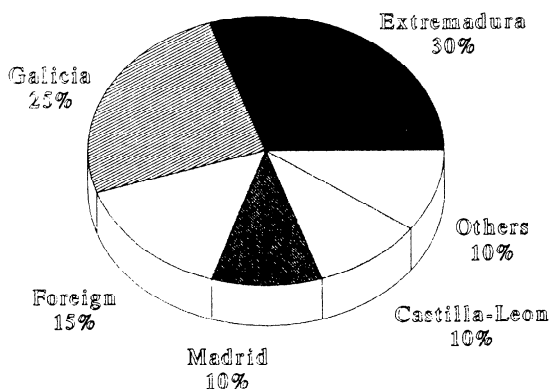


Figure 3: Percentage of Spanish granite with ^{226}Ra content higher than 100 Bq.kg⁻¹.

A total of 120 cement samples collected from different producers and covering about 95% of the Spanish cements and a small proportions of imported cements. Figure 4 shows the values found for the radium content and indicates that only 7% of the Spanish cements studied have values over the reference value of 100 Bq.Kg⁻¹, whereas all of the 10 imported cement samples available where over this value.

For the two set of samples, we have also calculated the radium equivalent concentration and the H and M index according to the Federal Republic of Germany and the Organization for Economic Cooperation and Development, respectively (5,6). The radium equivalent concentration is based on the estimation that 370 Bq.kg⁻¹ of ²²⁶Ra, 259 Bq.kg⁻¹ of ²³²Th or 4810 Bq.kg⁻¹ of ⁴⁰K produce the same gamma dose rate, and a limit of 370 Bq.kg⁻¹ is normally accepted. The index is defined

as

$$H = C_{Ra}/185 + C_{Th}/259 + C_K/4810$$

where the concentrations are expressed in Bq.kg⁻¹. A value of less than one means that the increase of the gonad absorbed dose indoors over background is less than 100 rad.year⁻¹. The M index has a similar meaning but the contribution from the radium concentration is assumed to be C_{Ra}/150.

Almost all the values for the individual concentrations of granites and cements are within accepted intervals, while some of them, specially for the granites proceeding from the north west of the country, shows high values.

From the data, the external radiation dose indoors has been evaluated, by using the mathematical formula proposed by Koblinger and the Acker's model room of 6 x 4 x 3 m³, a surface volume ratio, A/V of 1.5 m⁻¹ and walls made of concrete and bricks in the proportion 60/40 (7,8).

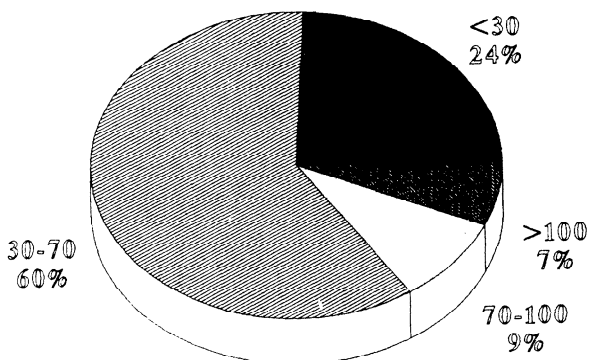


Figure 4: Concentration of ^{226}Ra in Spanish cements.

Using this model, the external irradiation equivalent dose found indoors for a typical Spanish house is of 0,4 mSv per year. Nevertheless, for the houses made on granite this irradiation could reach values as high as 1,0 mSv which implies a 16% and 30% of the total dose, respectively.

Finally, concerning the contribution of the granite to the total indoor radon, a technique for the measurement of the exhalation rate and emanation factor has been developed in our laboratory. It basically involves, putting the sample to analyzed into a scintillation cell and observing the increase in its radon concentration (9).

First data available shows values for the exhalation rate from granite of $20 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ to $200 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$, but the research is now ongoing. Nevertheless, if it is confirmed, the contribution of the granite to the indoor radon could be as high as 50% of the total for a house made on granite. In these case, practical countermeasures seem absolutely necessary and easier that in the case when the soil is the only source of radon in dwellings.

ACKNOWLEDGEMENTS

The work included in this paper have been developed under contracts F13P-CT920061 (Radiation Protection Programme, CEC), AM93-1218-CE (State Office for Scientific and Technical Research) and 70/92 (Consejo de Seguridad Nuclear) whose financial support is greatly appreciated.

REFERENCES

1. Stranden, E. "Population doses from environmental gamma radiation in Norway". Health Phys, Vol 33, pp. 319-332, 1977.
2. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation "Sources: Effects and risks of ionizing radiation". New York: UNSCEAR, UNSCEAR Report to the General Assembly, with Annexes, 1982.
3. Quindos, L. S.; Fernandez, P. L. and Soto, J. "National survey on indoor radon in Spain" Environ. Int. Vol 17, pp 449-453, 1991.
4. Organization for Economic Cooperation and Development "Exposure to radiation from the natural radioactivity in building materials". Report by a Group of Experts of the PECD. OECD, Paris 1979
5. Krieger, R. "Radioactivity of construction materials". Betonwerk Fertigteil-Tech, Vol 47, pp. 468-470, 1981.
6. Koblinger, L. "Calculation of exposure rates from gamma sources in wells of dwelling rooms". Health Phys, Vol 24, pp. 459-462, 1978
7. Ackers, J.G.; Bosnjakovic., B.F and Strackee, L. "Limitation of radioactivity concentrations in building materials bases on a practical calculation model". Radiat. Prot. Dosimetry, Vol 7 N° (1-4) pp. 413-416, 1984.
8. Quindos, L.S.; Fernandez, P.L.; Soto, J. and Sinnaeve, J. "Results of a intercomparison of gamma spectrometry measurements of radioactivity in soils and building materials". Santander: Servicio de publicaciones de la Universidad de Cantabria, 1991.
9. Quindos, L.S.; Fernandez, P.L., ; Soto, J. "A method for the measurement of the emanation factor for Rn-222 in small samples of porous materials". Proceedings of the First International Workshop on indoor radon remedial action, Rimini, Italy, 1993.

Résumé

Dans le cadre du programme d'études et de surveillance du fond naturel des radiations et de la radioactivité en Espagne, exécuté par notre groupe de recherche ces 5 dernières années, un total de 220 échantillons de ciment et de granit ont été récoltés dans le pays comme étant les matériaux de construction soumis au contrôle de qualité par les autorités pour les demeures en Espagne. Ces échantillons ont été analysés en spectrométrie gamma pour leur teneur en Ra^{226} , Th^{232} et K^{40} .

Sur base de la concentration en équivalent radium, on démontre que la radioactivité des ciments n'est pas supérieure aux valeurs autorisées par les normes fixées. Toutefois les concentrations d'activité dans les granits dépassent les normes dans un grand pourcentage des cas. Des modèles simples sont appliqués aux résultats d'expérimentation pour calculer l'exposition des espagnols habitant des maisons construites avec ce matériau.

Finalement, les résultats préliminaires obtenus pour le granit servant à évaluer sa contribution à la concentration totale en radon dans des habitations localisées dans une région particulière de l'Espagne avec un niveau élevé de radon, et où ces matériaux sont surtout utilisés dans la construction sont également exposés.

Samenvatting

In het raam van het programma van studie en toezicht van natuurlijke straling en radioactiviteit in Spanje uitgevoerd door onze research groep in de laatste vijf jaren werd een totaal van 220 stalen van cement en graniet vanuit gans het land als zijnde de meest representatieve bouwmaterialen onder kwaliteitscontrole van de overheid gebruikt in spaanse woningen, ontleed door gamma spectrometrie voor meting van hun ^{226}Ra , ^{232}Th en ^{40}K concentraties. Op basis van de Radium equivalente concentratie kan het getoond worden dat de natuurlijke radioactiviteit van cement niet hoger ligt dan de waarden toegelaten door de reglementaire standards. Daartegen, de activiteit concentraties in graniet lagen hoger dan de standards voor een aanzienlijk percentage.

Eenvoudige modellen worden toegepast op de experimentele resultaten om de blootstelling van de bewoners van woningen gebouwd met deze materialen te berekenen.

Tenslotte, de eerste gegevens geleverd voor graniet om de bijdrage daarvan tot de totale Radon concentratie in woningen gelegen in een specifieke streek van Spanje met hoger binnenshuis Radon niveau's, waar dit soort bouw materiaal meest gebruikt wordt, worden getoond.

ANALYSE D'UNE MAISON A CONCENTRATION DE RADON ELEVÉE

Buchillier Y., Valley J.-F.
Institut de Radiophysique appliquée
Centre universitaire
CH-1015 Lausanne, Suisse

Résumé

Une campagne de mesure de la concentration de radon dans les habitations en Suisse Occidentale a mis en évidence une maison présentant une quantité élevée de ce gaz radioactif. L'origine du problème est un puits, situé sous la maison, et communiquant avec l'étage inférieur. Une isolation de ce puits a réduit notablement les concentrations de radon dans toute la maison.

1. Introduction

Au cours de l'hiver 1991-92, une campagne de mesure de radon dans les habitations a été organisée par l'Institut de radiophysique appliquée dans la région ouest du Plateau suisse. L'objectif était de compléter les mesures effectuées dans le cadre d'une étude nationale conduite de 1987 à 1991 [1]. Les mesures ont été réalisées au moyen de dosimètres à traces, mis en place durant la saison la plus froide de l'année, dans 180 maisons. L'une d'elles, la plus atteinte, présentait une concentration nettement au-dessus de la valeur limite de 400 Bq/m³ recommandée par la communauté européenne. Des investigations ont donc été entreprises pour déterminer l'origine de cette concentration élevée.

2. Campagne de mesure

Ces mesures se sont déroulées dans plus de 30 communes sur une région d'environ 60x60 km², en dehors des grandes agglomérations. Les dosimètres utilisés étaient des détecteurs à traces Radtrak mesurant le radon, et donnant la

concentration moyenne sur les 3 mois d'exposition (décembre-février). Dans chaque maison, la concentration a été mesurée en deux endroits: à la cave et dans une pièce de séjour, ou une chambre à coucher. La mesure à la cave est utile pour bien caractériser la situation d'une maison, puisque c'est la voie principale d'entrée du radon.

Des informations sur les caractéristiques des maisons ont été recueillies au moyen d'un questionnaire distribué avec les dosimètres. Ces données concernent le type de construction, la situation de la maison, ses matériaux de construction et la description des fondations.

3. Résultats et suivi d'un cas particulier

Les résultats de la campagne ont donné une concentration moyenne de 62 Bq/m³ dans les pièces de séjour et de 139 Bq/m³ dans les caves. Ces valeurs concordent tout à fait avec les mesures antérieures sur la même région [2]. Dans deux cas, des concentrations anormalement élevées ont été enregistrées (supérieures à 400 Bq/m³). Le bâtiment le plus touché présentait une concentration de 880 Bq/m³ dans la salle de séjour et de 2100 Bq/m³ dans l'une des pièces au sous-sol. IL s'agit d'une maison individuelle de deux étages habités, et un étage en sous-sol, datant du début du siècle, mais bien rénovée. Elle est construite sur un sol de molasse, et avec des pierre de molasse de la région. Le sol de la cave est bétonné. Les portes et fenêtres sont récentes et assurent une bonne étanchéité entre le sous-sol et le rez-de-chaussée, entre les différentes pièces de la maison, ainsi que vers l'extérieur. Entre le sous-sol et le rez-de-chaussée existe un plancher bien isolant avec une chape de béton et une feuille bitumée étanche.

Sous la maison se trouve un puits naturel de 17 mètres de profondeur et de 2 mètres de diamètre qui débouche dans une pièce en sous-sol, là où a eu lieu la mesure au cours de la campagne (voir figure 1). Le haut du puits est obturé par un couvercle de fonte, non étanche au moment de la mesure. Le puits est comblé sur environ 7 mètres par des gravats et ne contient plus d'eau.

Ce puits représente un grand volume de collection du radon émis dans le terrain sous la maison. Le radon, qui diffuse très facilement par les moindres ouvertures, ou fissures dans les planchers, se trouve par conséquent en concentration élevée à l'étage inférieur de la maison. Par effet de cheminée, qui est accentué par le chauffage durant l'hiver, il se propage dans les étages supérieurs habités, donnant lieu à la concentration excessive mesurée dans le séjour.

Une action simple et rapide, consistant à améliorer l'étanchéité du couvercle du puits par un joint à huile dans le profil, fut réalisée.

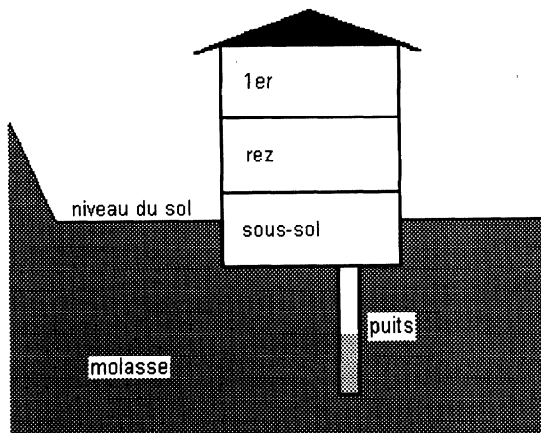


Figure 1. Schéma du bâtiment

Puis une mesure destinée à vérifier l'hypothèse de l'arrivée du radon par le puits et, en même temps, à déterminer l'effet de réduction obtenu par le joint à huile, fut exécutée. Ce contrôle devant être assez rapide, il fut réalisé au moyen de deux moniteurs de descendants du radon Eberline WLM-1A. IL s'agit d'appareils de mesure actifs, aspirant l'air à travers un filtre, sur lequel les descendants du radon sous forme d'aérosols solides sont retenus et mesurés. L'un de ces appareils fut placé à l'intérieur du puits, à environ 30 centimètres sous le couvercle, et l'autre à l'extérieur du puits, dans la pièce où celui-ci débouche, pendant 48 heures. Les résultats sont donnés dans le tableau 1.

Concentration dans le puits	Concentration hors du puits
3000 Bq/m ³	570 Bq/m ³

Tableau 1. Concentrations de radon mesurées avec les moniteurs des descendants du radon

Il faut noter que la réponse du moniteur placé dans le puits est susceptible d'être fortement sous-estimée à cause des problèmes de condensation d'humidité sur le filtre de l'appareil ou sur le détecteur. Malgré cela, la forte teneur de radon mesurée dans le puits montre clairement que celui-ci est à l'origine du radon. Ceci est confirmé par la réduction de concentration à l'extérieur du puits d'un facteur 3 à 4 après l'étanchéification du couvercle.

La cause de la présence d'une quantité anormale de radon ayant été identifiée et, autant que possible, supprimée, une vérification de la concentration dans les autres endroits de la maison a eu lieu au moyen de dosimètres à charbon actif PicoRad répartis dans quelques pièces. Les concentrations, mesurées sur une durée de 24 heures, sont présentées dans le tableau 2.

Etage	Emplacement	Concentration (Bq/m³)
sous-sol	dans le puits	13700
sous-sol	débouché du puits	630
sous-sol	cave	220
sous-sol - rez	escalier	80
rez	salle de séjour	140
1er étage	couloir	50

Tableau 2. Concentrations mesurées avec les dosimètres à charbon actif

On remarque que la concentration observée dans le puits est nettement plus élevée que la valeur mesurée avec le moniteur de descendants du radon, sans doute pour les raisons déjà évoquées plus haut. La valeur enregistrée dans la pièce où débouche le puits est nettement plus basse que lors de la campagne. Dans la cave, la concentration est dans la moyenne observée pour ce type de construction. Dans la salle de séjour, située au rez-de-chaussée, la concentration est aussi nettement réduite par rapport à la valeur observée lors de la campagne. La concentration dans l'escalier qui communique du sous-sol au rez-de-chaussée est peu élevée en comparaison des concentrations trouvées dans ces deux niveaux. Enfin, au premier étage, la concentration est faible.

4. Conclusion

L'action entreprise dans le cas présenté ci-dessus a permis, sans travaux d'assainissements importants, de réduire la concentration de radon de 880 Bq/m^3 à 140 Bq/m^3 dans la pièce de séjour. A l'étage inférieur de la maison, la concentration a aussi été réduite d'un facteur 3 à 4.

Ce cas met en évidence l'utilité de campagnes de dépistage, y compris dans des régions où il n'y a pas, a priori, de raison d'attendre de fortes concentrations.

Références

[1] Bundesamt für Gesundheitswesen, Radonprogramm Schweiz "RAPROS", ISBN 3-905235-00-5, (1992)

[2] R. Cramer, H. H. Brunner, R. Buchli, C. Wernli, W. Burkart, Health Physics, 57, (1989), pp 29-38

Abstract

During a measurement campaign of the Radon concentration in dwellings in

western Switzerland a house was identified showing high concentrations of this gas. This problem was linked to a well situated in the basement and communicating with the ground floor. Isolating the well brought a marked Radon concentration reduction about in whole the house.

Samenvatting

Bij een meetcampagne van Radon in woningen van West Zwitserland werd een huis ontdekt met een hoog niveau Radon gas. De oorzaak was een put gelegen onder het huis en verbonden met de benedenverdieping. Isolatie van deze put had een merkelijke vermindering van de Radonconcentratie in heel het huis tot gevolg.

SELECTION AND EVALUATION OF A RADON MITIGATION TECHNIQUE : A CASE STUDY IN VISE (BELGIUM)

P. Cohilis(*), A. Poffijn (+), P. Voordecker (*), G. Meesen (*), P. Wouters (*)

(*) Belgian Building Research Institute (CSTC-WTCB)

Rue de la Violette 21-23, 1000 BRUSSELS

(+) University of Ghent

Proeftuinstraat 86, 9000 GENT

Abstract

Radon concentrations of several thousand Bq/m³ were measured in occupied rooms of a dwelling situated in the region of Visé (south of Belgium). Various investigations were performed in order to define an appropriate mitigation technique for this dwelling. Parameters related to the airtightness of the building and of certain rooms in particular were evaluated by pressurization experiments and showed to be of the highest importance to determine an appropriate corrective method. The soil depressurization technique was chosen as a consequence of the results of these investigations. Its use was completely successful in achieving radon reduction. The chosen method proved efficient in spite of a weak pressure field extension and of the absence of an airtight covering on the soil of the basement where the suction point was located.

INTRODUCTION

The authorities of several countries and some international bodies, among others the Commission of the European Communities [1], have issued recommendations concerning the protection of the public against radon exposure indoors. For existing buildings, these recommendations fix to several hundred Bq/m³ (between 150 and 400 Bq/m³ depending on the authorities) the radon concentration from which remedial actions should be undertaken. For that, corrective measures must have been studied and assessed, and criteria allowing to choose easily the most appropriate corrective method for each building must have been strongly established. From this point of view, the present situation is far from being ideal.

Indeed, parameters connected to the characteristics of buildings and to their use, as well as the characteristics of the soil, play a role of first importance and strongly complicate the problem. This complexity is at the root of the difficulties which arise when defining and applying suitable corrective measures, and justifies that further research activities are developed on the topic.

At present, many research activities on this subject are in progress at international level. The main principles of some corrective techniques are known today thanks to these activities. For example, there is an European project particularly dedicated, among others, to the modelization and the evaluation of some of these techniques [2,3]. Among the questions arisen, there is the problem of the criteria allowing to define, in every case, the most suitable corrective technique. In other respects, more detailed studies are required at the level of each concerned country to single out and to evaluate the methods which are the most appropriate to the specific characteristics of the buildings in these countries. Such research activities are already being developed in some European countries and in the United States. The present study is an attempt in this direction in Belgium.

1 . PRESENTATION OF THE STUDIED BUILDING

It has been definitely established now that when very high radon concentrations are measured in buildings, it is the soil which is the main source. Belgium is one of the countries concerned by this problem, in the same way as, for example, the United States and several other European countries. In Belgium, measurements taken on the initiative of various research centres show that it is in the half south of the country that the highest concentrations are found due to the geological nature of the underground [4,5,6]. The Visé region, where abnormally high indoor radon concentrations have been measured, has been particularly followed up for several years now. The most recent serious case concerns a dwelling in which concentrations of several thousand Bq/m³ were measured in occupied rooms. It is this dwelling which was subjected to the investigations described in

the present report.

1.1 Building description

The studied building is a dwelling situated along the river "Meuse". Figure 1 shows a sketch of the dwelling. It consists of two old buildings: a house dating from the beginning of the 19th century and an annex built in 1938. The annex is mainly composed of the kitchen and of the playroom. The ground floor rooms are built either on basements either on the soil. Figure 1 allows to see that the basements only cover 30 % of the total ground floor area. Each basement has a vent. The first floor consists of two bedrooms, a bathroom and a hall. The second floor corresponds to the attic used as a lumber room.

When visiting the dwelling, we could quickly notice that the building was little airtight and presented visible airtightness defects among others on window-frames, particularly at the first floor, and at the roof level.

1.2 Radon concentrations

Within the scope of the present study, numerous measurements of radon concentrations were taken in the different rooms of the dwelling. All these measurements were taken in autumn, winter or spring, under normal occupational conditions. Table 1 presents the results of some of the long term measurements performed with alpha track detectors.

TABLE 1. RADON CONCENTRATIONS IN DIFFERENT ROOMS

ROOM	RADON CONCENTRATION (Bq/m ³)
Cellar beneath the kitchen	8000
Cellar beneath the living room	10000
Kitchen	1500
Living room	3800
Room E	4500
Room P	4500

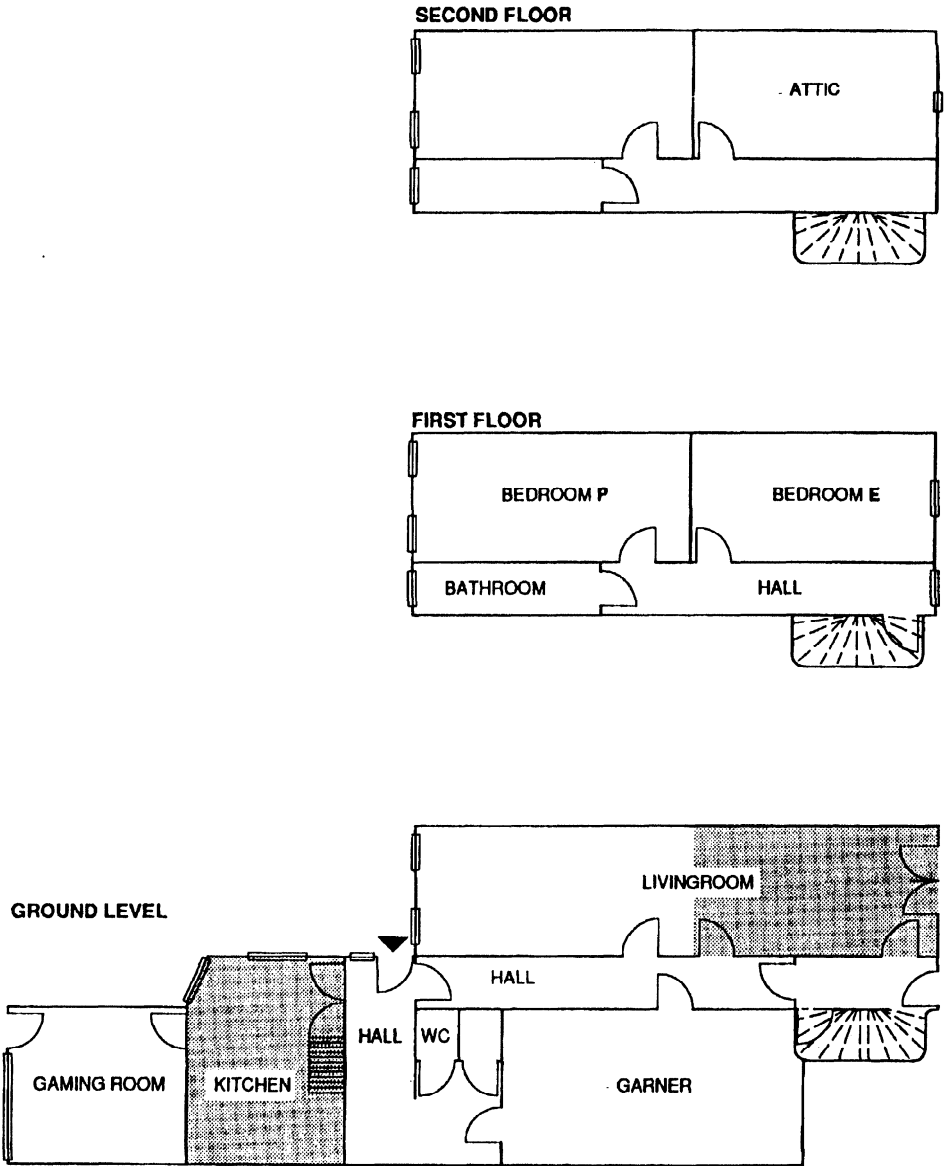


Figure 1 : Sketch of the dwelling

Figure 1: Sketch of the dwelling

Measurements of radon concentrations were also taken in the closest neighbouring dwellings. Alpha track detectors were exposed for one month in three houses next to the dwelling studied. The results of these measurements indicated radon concentrations between 50 and 150 Bq/m³, much lower than in the studied dwelling. We did not attempt to explain this difference within the framework of the present study.

2. EVALUATION OF SOME CHARACTERISTICS OF THE BUILDING

It has been recognized that determining the characteristics of the building is an essential step to define, with the highest probability of success, appropriate corrective measures. However, it is of course impossible to assess an endless number of parameters characterizing a building. Practically, it is important to choose the minimal number of parameters sufficient to manage with success the choice of the most appropriate corrective measure. From this point of view, it seems to us that the parameters connected to the airtightness of the building (airtightness of the envelope but also of certain rooms in particular) are among the most important ones. Indeed, airtightness seems to play an important part in relation with the different corrective techniques whose main principles can be found in the literature [7,8,9]:

- *sealing of entry routes*: this method, which is the most simple one (at least in theory), consists in searching and reducing the importance of the entry routes for the gas coming from the soil. It concerns routes of entry between the soil and the basement rooms (rooms in contact with the soil) but also between the unoccupied basement rooms (cellars, crawl spaces) and the occupied rooms of the dwelling. Tightness clearly plays in this regard an important part as the aim is precisely to improve the airtightness level of some rooms. We have to note that this measure applied on its own is little efficient but constitutes an essential step before the possible application of active corrective techniques.

- *techniques based on ventilation*: whether it concerns natural or mechanical ventilation, the main objective of these techniques is to replace indoor air by outdoor air in order to diminish radon concentration by a dilution effect. The chances of success of the techniques based on the ventilation should depend on the ventilation rate of the dwelling at the moment when the radon concentration is measured, and consequently on the initial airtightness level of the building. It seems indeed obvious that for a building already having a relatively high ventilation rate, linked to a bad airtightness, the reduction of radon concentrations by ventilation is less important than in a building which is poorly ventilated at the start. Therefore, it is essential before choosing these techniques

to evaluate the airtightness of the building and of the rooms to be ventilated.

- *techniques aimed to reverse the radon driving pressure difference*: it is known that the flow of gas from the soil, through the building substructure, is all the more important since the air pressure in the lower rooms is smaller than the air pressure in the soil, under the building. From there, the idea - on which these techniques are based - to reduce radon entry by developing in the rooms in contact with the soil an air pressure higher than the one prevailing in the soil. Two techniques can be considered here: the pressurization of the rooms and the subslab depressurization. In this case as well, it is essential to know the airtightness of the building before taking any decision. The pressurization of the rooms in contact with the soil can only be considered if these rooms are very tight to air, otherwise it will be impossible to maintain a sufficient over-pressure (developed by means of ventilation systems). In the same way, the depressurization of the soil under all the dwelling area, by means of a fan extracting subslab gas, can only be easily achieved if the permeability to air of the soil underneath is good and if a good airtightness has been reached at the level of the slab.

2.1 Visual search of soil gas entry routes (airtightness defects)

This stage consists in searching the entry routes between the soil and the rooms in direct contact with the soil ("lower rooms"), on the one hand, and between the unoccupied lower rooms and the rest of the dwelling, on the other hand. This investigation was first performed visually.

As indicated on figure 1, the rooms in contact with the soil are the two cellars (one under a part of the living room, the other under the kitchen), the play room ("gaming-room"), the halls, the W.C., the lumber room, the garner and a part of the living room. The examination of these rooms showed that the basements were the rooms where the entry routes were the most important between the soil and the dwelling: indeed, the ground of these cellars is not covered ("cellars on dirt"). There is consequently no barrier preventing soil gas from entering in the dwelling through the cellars. The examination of the other rooms did not reveal other important entry routes. This does not mean however that there are no entry routes but simply that their importance does not allow them to be visually detected. Let us note in this regard that small entry routes (cracks, ..) are sufficient to highly increase the radon concentration in the dwelling. Considering the condition of the ground covering in the rooms, in some places, it is possible that soil gas enters the dwelling through the most rooms in contact with the soil.

On the other hand, this simple inspection allowed to observe that the separation

between the cellars and the rest of the house was very little airtight. As for the cellar under the living room, the entrance door as well as the superior part of the staircase going from this cellar to the upper floors have obviously a very bad airtightness. So, the radon-laden air can easily circulate from this cellar to the upper floors of the dwelling. The same is true for the cellar under the kitchen: the compartment giving access to this cellar (wooden compartment located in the kitchen and also used as a storage cupboard) is obviously little tight to air so the cellar beneath kitchen is also a "radon-source room" for the remaining part of the house. This is all the more serious since the kitchen is equipped with an over-proportioned stove which produces an important stack effect. Finally, the two access doors to the garner are also little tight to air. There are moreover important entry routes from this room to the cellars and to the hall.

2.2 Study of the airtightness characteristics of the cellars by the pressurization method

The visual inspection described in 2.1 showed that it was important to process to further investigations in the cellars considering the essential part they could play.

2.2.1. Measurement of the airtightness

The degree of airtightness of each cellar was measured by the pressurization method. This technique is based on the measurement of the air flow required to keep, by means of a fan, a given pressure difference between the cellar inside and outside. The equipment used consisted among others of a variable flow fan, whose flow is measured with precision, and of a manometer to measure the pressure difference between the cellar and outside. In each case, the fan was placed outdoors and was connected to the window of the cellar by means of a tight panel. A series of measurements performed for various pressure differences (the cellar was depressurized) allowed, by means of a mathematic model, to calculate an air renewal (change) rate for each cellar.

Table 2 gives, for each cellar and for different experimental conditions, the air flows (Q_{50}) through the fan for a pressure difference of 50 Pa between the cellars inside and outside. These flows, divided by the volume of each cellar, allow to calculate the N_{50} parameter which characterizes, by definition, the airtightness level (and hence the air change rate) of each cellar. The different experimental conditions correspond to successive temporary improvements of the airtightness of the cellar beneath the living room. For the cellar beneath the kitchen, it was not worth trying achieving temporary airtightness improvements with regard to the dwelling inside due to technical reasons related to the wooden compartment (mentioned in 2.1). We can see on this table that the cellars have an extremely bad airtightness. As a comparison, let us indicate that a room is considered as

well tight to air when the value N_{50} is lower than, let us say, 4 or 5 h^{-1} .

TABLE 2. AIRTIGHTNESS DEGREE OF EACH CELLAR FOR DIFFERENT EXPERIMENTAL CONDITIONS

ROOM	EXPERIMENTAL CONDITIONS	$Q_{50}(m^3/h)$	$N_{50}(h^{-1})$
Cellar beneath the living room	Initial situation	1452	36
	After improving the airtightness of the access to the garner (at the level of the access door to the cellar)	910	23
	After sealing some leaks getting to the upper part of the staircase and to outdoors (around an old basement window)	759	19
Cellar beneath the kitchen	After improving the airtightness of the access door to the cellar	395	10
	Initial situation	965	26

The simple and temporary improvements brought to several airtightness defects allowed finally to reduce the N_{50} parameter by a 3,6 factor for the cellar beneath the living room. This result is quite encouraging for the rest of the study: it allows indeed to consider the possibility of applying, if required, the room pressurization technique in the cellars to decontaminate the dwelling.

2.2.2. Main airtightness defects

The use of smoke and of the experimental equipment described hereabove allows to search for the main airtightness defects ("smoke visualisation method"). The principle is simple: whereas the studied room is depressurized (or pressurized), one looks after the points sucking a white smoke produced nearby the zones which are suspected to be little tight. For the cellar beneath the living room, the main airtightness defects found were the following ones: (1) leaks getting to the occupied zones, at the level of the access door to the cellar, (2) leaks getting to

the occupied zones, at the level of the upper part of the staircase, (3) opening connecting the cellar to the garner, (4) leaks getting outdoors at the level of an old basement window.

These investigations only confirmed the indications resulting from the visual inspection. However, they also showed more obviously to what extent the leaks through the upper part of the staircase were important and numerous. One could observe that the value $N_{50} = 10 \text{ h}^{-1}$ (see 2.2.1. hereabove), value which remained relatively high in spite of the various improvements, was due in great part to persisting leaks at this level. For the cellar beneath the kitchen, the main airtightness defects seemed to be located at the level of the wooden compartment given access to the cellar, in the kitchen. For the reasons indicated in 2.1, this compartment should be replaced either by a similar structure tight to air either by an airtight trap-door.

In fact, the necessity of sealing the various airtightness defects depends on the type of corrective technique which will be applied. So, entry routes getting outdoors will have to be sealed if one turns to the application of pressurization techniques at the level of the cellars. On the contrary, the necessity of sealing the leaks getting to the occupied zones is independent of the type of corrective measure which will be applied afterwards: it is a priority step, often insufficient on its own to satisfactorily reduce radon concentrations in occupied rooms but however required.

2.3 Measurement of the airtightness of the building

We also used the pressurization method to determine the airtightness of the building envelope. A more powerful ventilator than the one used for the measures described hereabove was incorporated in the entrance door of the dwelling. The N_{50} parameter was then evaluated by proceeding as for the cellars but this time for the occupied part of the building. This part includes the whole of the dwelling excepted the two basements, the garner and the attic (2nd floor). It means that during the measurements, the access doors to these zones were kept

closed whereas all the other indoor doors were left opened. The air change rate was measured in this way at 50 Pa pressure difference between inside and outside : $N_{50} = 18 \text{ h}^{-1}$. This value corresponds to a building little tight to air. This confirms the impression acquired when visually inspecting the dwelling. Different important works would be obviously necessary to improve the airtightness of the building. According to what has been said at the beginning of paragraph 2, this means that it would not be worth willing to try to significantly reduce radon concentrations by means of techniques based on a better ventilation of the dwelling.

3. APPLICATION OF A CORRECTIVE TECHNIQUE

3.1 Choice of an appropriate mitigation technique

The investigations presented hereabove allowed to draw the following conclusions: (1) the cellars probably play an important role in this case: there exists no ground covering in these rooms ("cellars on dirt") and there are many entry routes connecting these cellars to the rest of the building; (2) nothing allows however to state that these cellars are the only radon entry paths in the building. In fact, it is probable that radon also enters directly in the other rooms in contact with the soil: living room, play room, halls, garner, WC and lumber room; (3) the building is little tight to air and is hence submitted to a natural ventilation; (4) the cellars are also very little tight to air but it seems possible to highly improve their airtightness at little cost; (5) the dwelling being located along the river Meuse, it is possible to find river gravel when digging the soil.

The presence of considerable entry routes between the lower, unoccupied zones (the two basements but also the garner) and the occupied zones of the building is an important point. It is necessary to reduce as much as possible these entry routes as well as those which connect the dwelling to the soil. This corresponds to what is usually called "the sealing of entry routes". It is an important step for the success of the active technique which will be further applied.

The active techniques are generally grouped in two families (see paragraph 2): the techniques based on the building ventilation and the techniques based on the reduction of radon entry. The fact that high radon concentrations are measured in this building, whereas it probably already has a good natural ventilation, indicates that there is little chance to obtain a significant reduction of the radon levels by a dilution effect linked to an increased ventilation. The techniques based on a natural or mechanical ventilation of the building will not be retained first in the present case.

As for the techniques of reducing the soil gas entry, there are two possibilities (see paragraph 2): pressurizing the lower rooms or depressurizing the soil. The room pressurization technique can only be applied in rooms well tight to air. As we have seen, this technique could be applied in the two basements. Indeed, the entry paths getting indoors and outdoors were well localized and the airtightness of these rooms could be sufficiently improved at little cost, as indicated in paragraph 2.2. However, this technique will only have a favourable influence on the radon concentrations measured in the rest of the dwelling if the two basements are presumed to be the only rooms through which radon enters. In the opposite case, all the other lower rooms through which this gas could enter will also have to be pressurized. This seems difficult in the prevailing case considering the bad airtightness of the building and the type of rooms which are to be processed.

Finally, it is the soil depressurization technique which was chosen at first. This technique allows in principle to prevent radon entry through entry paths situated in all the lower rooms and this without that it would be necessary to modify the airtightness characteristics of the building envelope. Besides, this technique will be all the more efficient since the soil permeability under the dwelling is high and since the airtightness of the walls in contact with the soil is good. The first condition is perhaps met in the present case considering the possible presence of gravel in the soil, and simple measures could be taken so that the second condition would also be met. Casting concrete in each one of these cellars would

in fact be sufficient when applying definitely this corrective measure. The covering of the cellar ground with a plastic sheet would be sufficient for preliminary tests.

3.2. Evaluation of the chosen corrective technique

It was consequently the soil depressurization technique which was chosen and evaluated in this dwelling of Visé. Therefore, a hole was dug in the ground of the basement situated under the living room, up to 80 cm depth (the cellar ground is about 2 m lower than the ground level). The hole was dug nearby the left lower corner of this basement, in order to have the most possible central position with respect to the area of the whole dwelling (see figure 1). A layer of coarse clean gravel was then put at the bottom of this opening, in which were introduced the ends of the two pipes, one (100 mm diameter) later connected to a ventilator and the other (quite smaller diameter) connected to a micromanometer. The hole was then completely sealed, the two above mentioned pipes standing higher than the cellar ground. The micromanometer was used to measure the pressure difference DP_{living} between the soil (at the measurement point) and the interior of the cellar. The ventilator sucked up the gas in the soil and threw it outdoors far from the windows and doors by an evacuation pipe which got out from the cellar through the basement window. We have to note that the ground of the cellars was not covered with an air tight covering. The place where the ventilator sucks air in the soil is often called the suction point.

To evaluate the efficiency of the soil depressurization, a hole was dug in the soil of the basement situated under the kitchen to allow the measurement of the soil pressure in a point sufficiently distant from the suction point (about 13 meters). A pipe was introduced to be connected to a micromanometer, proceeding as for the suction point. This allowed to measure the pressure difference DP_{kitchen} between the soil (in this place) and the interior of the cellar beneath the kitchen. The idea is that if a pressure difference DP_{kitchen} is observed when DP_{living} is varying (i.e. when a fan is put on at the suction point or when its working speed

is modified), there are many chances that the depressurization is effective under the whole dwelling.

It is important to point out that the presence of a gravel layer was not detected during these two excavations. What was extracted from these two holes dug in the soil was a mixture of earth and stones of various sizes. The permeability of this mixture is probably better than the one of plain earth but remains surely inferior to the one of a clean gravel layer.

In a first stage, an experimental extracting fan, with variable flow, was connected to the suction point. The pressure differences between the soil and the interior of the basements were measured for two values of air flow through the fan. The results are given in table 3.

TABLE 3. PRESSURE DIFFERENCES, BETWEEN THE SOIL AND THE DWELLING INDOOR, MEASURED IN THE BASEMENTS SITUATED BENEATH THE LIVING-ROOM (NEXT TO THE SUCTION POINT) AND BENEATH THE KITCHEN

$DP_{\text{living room}}$ (Pa)	DP_{kitchen} (Pa)
0 (FAN OFF)	-0.3
-320	-1.1
-630	-2.0

If it is true that the soil depression highly diminishes as one moves away from the suction point, one may however notice that there is a perceptible effect in the soil, under the basement beneath the kitchen, when the working conditions at the suction point are modified. Remains to know if the soil depressurization, which according to these results probably extends under the whole dwelling, is sufficient to strongly reduce the radon concentrations measured indoors.

Therefore measurements of radon concentrations were taken in different rooms for several days, with the fan working at the highest air flow ($DP_{\text{living}} = -630 \text{ Pa}$). The results of these measurements are given in table 4. It may be observed that the fall of the radon concentrations is spectacular in comparison with the previous measurements.

TABLE 4. RADON CONCENTRATIONS MEASURED IN DIFFERENT ROOMS BY MEANS OF ALPHA-TRACK DETECTORS, TO ASSESS THE EFFECTIVENESS OF THE SOIL DEPRESSURIZATION TECHNIQUE

ROOM	RADON CONCENTRATION (Bq/m ³)
Cellar beneath the living room	600
Living room	210
Room E	90
Room P	180

The ventilator used hereabove was then replaced by a centrifuged in-line duct fan, more economical (lower power) and quieter than the preceding one but also less performing. Table 5 proves it: the depressurization of the soil under the basement located beneath the kitchen is not so important as the one obtained with the ventilator precedingly used but it remains perceptible. New measurements of radon concentrations in different rooms were taken with this fan working at maximum velocity ($DP_{\text{living}} = -146 \text{ Pa}$). The results are given in table 6.

TABLE 5 : SAME AS TABLE 3 BUT FOR THE IN-LINE FAN

$DP_{\text{living room}}$ (Pa)	DP_{kitchen} (Pa)
0(FAN OFF)	+0.03
-108	-0.2
-146	-0.3

TABLE 6. SAME AS TABLE 4 BUT FOR THE IN-LINE FAN

ROOM	RADON CONCENTRATION (Bq/m ³)
Cellar beneath the kitchen	180
Cellar beneath the living room	330
Kitchen	80
Living room	90
Room E	70

The comparison of these results with those presented in table 1 allows once more to conclude to the great efficiency of the method. Obviously, the soil depressures obtained with this fan (see table 6) remain sufficient to diminish quite considerably the entry of radon from soil.

4. CONCLUSIONS

The findings of this research concern the results of the measurements of the radon concentrations, the procedure followed to define the adequate corrective measures and, finally, the soil depressurization technique itself.

As for the radon concentrations, an interesting result is the difference between the values measured in the studied dwelling and the neighbouring dwellings. This confirms, if this were still necessary, that it may be dangerous to generalize conclusions based on the study of a very limited sample of dwellings. Practically speaking, for the population, it must be repeated that the only way to know if a dwelling is contaminated is to measure its indoor radon concentration.

Concerning the procedure which led to the choice of the soil depressurization technique for this dwelling, it is important to point out that the investigations made allowed to choose, at the first attempt, the right method to apply. It is tempting hence to state that this success shows in a certain way that the parameters related to airtightness are of the highest importance to determine the

appropriate corrective techniques.

An important conclusion as regards the soil depressurization technique is to be drawn within the scope of the present study: it seems that in opposition to what is sometimes said, it is not required to create great pressure differences between the soil and the interior of the building at each point. A depressurization of the soil of some tenths Pa, showing that there is an effect linked to the suction, seems to be largely sufficient in points distant from the suction point. This conclusion should only be reconsidered if the soil of the basement beneath the kitchen is presumed not to act as a radon source for the dwelling, which seems little probable. On the other hand, it must also be added that this technique proved efficient without being necessary to put an airtight covering (concrete or plastic sheet) on the soil of the basement where the suction point was located. This also goes against some principles concerning this method.

ACKNOWLEDGEMENTS

This research was partially financed by the Commission of the European Communities and by the Ministry of Public Health. We would like to thank Mr. E. Cottens (Ministry of Public Health) for his support and the interest he took in this study.

REFERENCES

1. Commission of the European Communities, "Recommendation on the protection of the public against indoor exposure to radon", Official Journal of the European Communities N° L-80, pp. 26-28, 27.03.1990.
2. P. Cohilis, P. Wouters, D. L'Heureux, "Use of a finite difference code for the prediction of the ability of subfloor ventilation strategies to reduce indoor radon concentrations", Radiation Protection Dosimetry, Vol. 45 N° 1/4 pp. 575-579 (1992).
3. P. Cohilis, P. Wouters, P. Voordecker, "Radon reduction in a Belgian school: from research to application", Proceedings of the 1992 International

Symposium on Radon and Radon Reduction Technology, Minneapolis (USA), 1992.

4. A. Poffijn, J.M. Charlet, E. Cottens, S. Hallez, H. Vanmarcke, P. Wouters, "Radon in Belgium: the current situation and plans for the future", Proceedings of the 1991 International Symposium on Radon and Radon Reduction Technology, Philadelphia (USA), Vol. 5, 1991.

5. F. Tondeur, C. Licour, I. Gerardy, J. Guillaume, N. Medaghri-Alaoui, "Repartition géographique du radon en Belgique francophone", Institut Supérieur Industriel de Bruxelles, internal report, 1992.

6. J.M. Flemal, J. François, S. Hallez, P. Doremus, V. Kotzmann, Y. Quinif, J.M. Charlet, "Étude d'une zone à risque de pollution domestique par le radon, de la géologie à l'habitat: le cas de Bièvre", Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie et Facultés Polytechniques de Mons, internal report, 1992.

7. "Le radon dans les habitations", Belgian Building Research Institute (CSTC-WTCB), 1991.

8. "Radon Reduction Techniques for Detached Houses (Technical Guidance)", second edition, Environmental Protection Agency (USA), 1988.

9. "The householders' guide to Radon", second edition, Department of the Environment (UK), 1990.

Résumé

Des concentrations en radon de plusieurs centaines de Bq/m³ ont été mesurées dans les lieux de séjour d'une habitation située dans la région de Visé (au Sud de la Belgique). Diverses investigations furent faites pour définir une technique de mitigation appropriée pour cette habitation. Des paramètres relatifs à l'étanchéité du bâtiment et de certaines chambres en particulier ont été évaluées par des essais de pressurisation et se sont révélés être de la plus haute importance pour déterminer une méthode corrective appropriée.

Les résultats de ces investigations ont amené à choisir la technique de dépressurisation du sol. Cette technique a été couronnée de succès pour arriver à une réduction du radon. La méthode choisie s'est révélée efficace en dépit d'une faible extension du champ de pression et de l'absence d'un revêtement étanche sur le sol des caves ou était situé le point de suction.

Samenvatting

Radon concentraties van meerdere duizenden Bq/m³ werden gevonden in meerdere bewoonde vertrekken van een huis gelegen in de streek van Visé (Zuid België). Er werd gezocht naar een techniek voor het minderen van deze concentratie. Parameters in verband met de luchtisolatie van het gebouw en meer bijzonder van bepaalde kamers werden gemeten door pressurisatie experimenten en bleken van het grootste belang te zijn om de meest doeltreffende correctiemethode aan te treffen.

De gronddepressurisatie techniek werd gekozen op basis van deze bevindingen. De toepassing hiervan was een compleet succes in de reductie van de Radon concentratie. De gekozen methode lukte desondanks een zwakke extensie van het drukveld en de afwezigheid van een luchtdichte bedekking op de vloer van het kelderverdiep waar het zuigpunt was geplaatst.

DIAGNOSTICS OF RADON ENTRY

M. Koopmans, H. Berger and R.J. de Meijer

Kernfysisch Versneller Instituut, Rijksuniversiteit Groningen,
Zernikelaan 25, 9747 AA Groningen, the Netherlands

Abstract

In recent years, a method has been developed to quantify sources and flows of radon in a dwelling. For this method, air flows between dwelling, crawl space and outside air are derived from measured pressure differences between these compartments and leak characteristics of walls and floor of the building. The radon source strength in each compartment is deduced from measured radon concentrations in the three compartments using a radon mass balance equation. A test house has been equipped with quasi-continuous radon concentration meters, pressure difference transducers, temperature and relative humidity probes, a precipitation rate meter and a barometer. Values for all parameters are stored every 30 minutes in a datalogger. Pressure regimes are imposed by a fan with adjustable flow, placed in a duct between crawl space and roof. Recently, research has been started on the effect of a membrane on the crawl space floor combined with a sub-membrane (de)pressurization system, and on the possibility of optimizing the diagnostic method by (de)pressurizing the living area instead of the crawl space.

1 Introduction

To assess which (type of) counter-measure a specific high-radon dwelling requires, it is essential to be acquainted with the main radon source in the dwelling. Is the majority of radon in the dwelling coming from the walls or, via crawl space or basement, from the soil? For this purpose, it is neither sufficient to measure the integrated or momentary radon concentration in (different rooms in) the dwelling,

nor to measure the exhalation of the walls and the soil beneath the dwelling. Only combined measurements of radon concentrations, radon flows and radon source strengths can give insight into the origin of the radon in different parts of the dwelling.

We developed a diagnostic method for radon concentrations in dwellings, based on the (quasi-)continuous measurement of radon concentrations and radon flows^(1,2). By means of a radon mass balance for the dwelling, the contribution of sources and flows to the radon concentration in the dwelling can be deduced. In this paper, we present recent experiences with the diagnostic method we gained with experiments in a test dwelling.

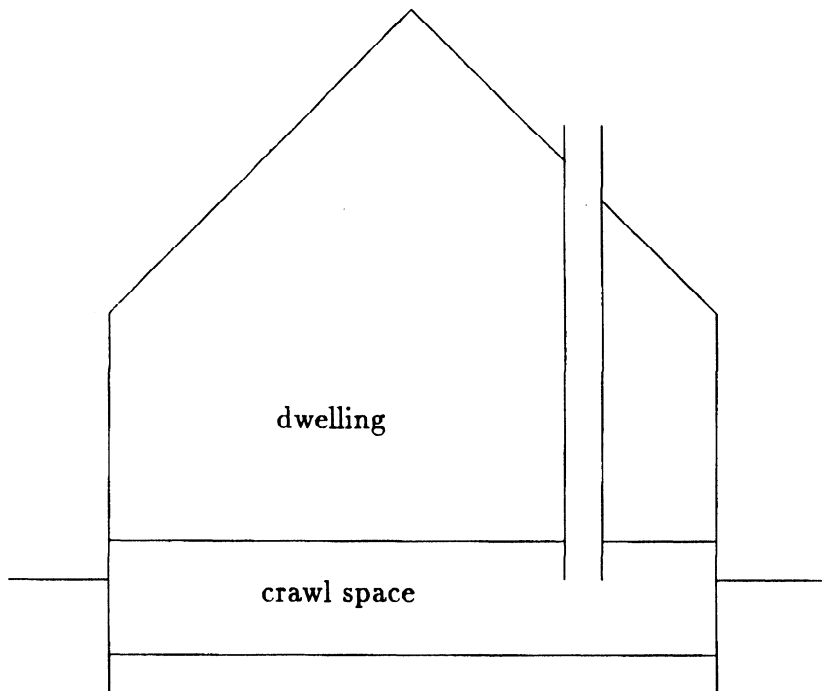


Figure 1: Schematic representation of the test house, indicating dwelling, crawl space and duct from crawl space to roof

2 Diagnostic method

Our test dwelling is a detached dwelling in Roden, in the north-eastern part of the Netherlands. It has a crawl space with a height of 66 cm on the average and a floor of uncovered sand situated about 40 cm below grade. The local soil consists of silty fine sand with interactions of boulder clay upon “pot clay”. The outside walls of the dwelling are (isolated) cavity walls consisting of masonry; the ceiling of the crawl space consists of prefabricated concrete bars. In 1989, a ring type drain was installed around the house, at a depth of 70 to 90 cm below the surface of the yard.

In the simplest version of the diagnostic method, as applied to the test house in Roden, the dwelling and its surroundings are divided into three compartments: the dwelling itself (with inner doors opened), the crawl space and the ambient air (see figure 1).

Every 30 minutes, the radon concentration in the three compartments and the pressure differences over the walls separating the compartments (outer walls of dwelling and crawl space and the floor) are measured and stored in a datalogger. The radon concentrations are measured with (quasi-)continuous radon monitors (scintillation cells), developed at the KVI⁽³⁾. To be able to examine the influence of meteorological conditions, we also log the temperature and humidity in the compartments and the atmospheric pressure. Wind effects show themselves through deviations of the pressure differences over the four walls. Air flows between any two compartments are derived from the pressure differences between the compartments and the (known) leak characteristics of walls and floor by means of the empirical relation

$$Q_{ij} = T_{ij} (\Delta P_{ij})^{1/n_{ij}} \quad (1)$$

where $Q_{i,j}$ is the flow of compartment i to compartment j (in $\text{m}^3 \text{h}^{-1}$), $\Delta P_{i,j}$ the pressure difference between compartments i and j (in Pa), $T_{i,j}$ the air transmission coefficient (in $\text{m}^3 \text{h}^{-1}$) and $n_{i,j}$ the turbulence factor of the separating wall(s) ($n = 1$ corresponds to laminar flow and $n = 2$ to full turbulence).

The basis of the model underlying the diagnostic method is a radon mass balance for dwelling and crawl space, in which radon sources and flows are correlated. In

general, for compartment i , with radon concentration C_i , source strength S_i and volume V_i , the mass balance equation has the form:

$$S_i(t) + \sum_j C_j(t) Q_{ji}(t) - C_i(t) \sum_j Q_{ij}(t) - \frac{V_i}{\Delta t} (C_i(t + \Delta t) - C_i(t)) = 0 \quad (2)$$

where sums are taken over contributions of radon flow from/to neighbouring compartments. In a period with (almost) constant conditions, the radon concentrations will be (almost) constant and the last term on the left-hand side of (2) is zero. Therefore, the average source term in such a period can be calculated as

$$\bar{S}_i - \bar{C}_i \sum_j \bar{Q}_{ij} - \sum_j \bar{C}_j \bar{Q}_{ji} \quad (3)$$

From (3), an expression for the average radon concentration in compartment i can be deduced:

$$\bar{C}_i = \frac{\bar{S}_i}{\bar{Q}_{v,i}} + \sum_j \frac{\bar{C}_j \bar{Q}_{ji}}{\bar{Q}_{v,i}} \quad (4)$$

where $\bar{Q}_{v,i}$ is the total ventilation flow of compartment i :

$$\bar{Q}_{v,i} = \sum_j \bar{Q}_{ij} = \sum_j \bar{Q}_{ji} \quad (5)$$

The first term on the right-hand side of (4) is the contribution of the source of compartment i , the second term is the sum of the contributions of the radon flows from compartments j to compartment i . Thus, from (4) the different contributions to the radon concentration in dwelling and crawl space can be derived.

To investigate the influence of different pressure regimes in a dwelling, the procedure mentioned above is generally carried out in three situations: with natural ventilation, with the crawl space pressurized and with the crawl space depressurized. Each pressure regime is generally retained three to five days, but if necessary, this can be compressed to one day.

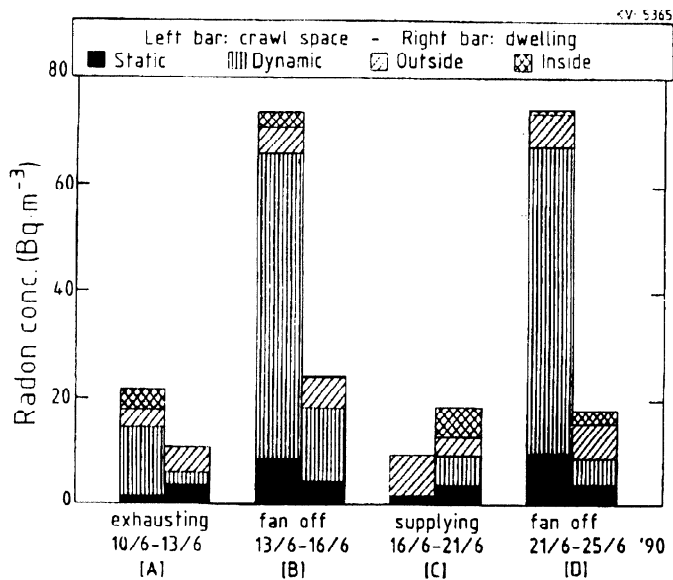


Figure 2: Contributions to the radon concentration in crawl space and dwelling in June 1990 from static and dynamic sources, and flows from outside and between crawl space and dwelling (inside).

3 Static and dynamic sources

So far, no distinction was made between sources due to *diffusion* and *flow* of radon (“static” and “dynamic” sources, resp.). It is clear that in general both mechanisms play a role. Only in a compartment at overpressure compared to its surroundings, the dynamic source will be zero. In many situations, however, there is a static as well as a dynamic distribution, mutually related in a complicated way⁽⁴⁾. To gain some more insight into the distinction between static and dynamic sources, we could naïvely assume that they are summable—that the total source can be found by adding the dynamic source to the static one.

If we adopt this view, and furthermore assume that the static source in a compartment is approximately constant in time (this is realistic if the humidity of the wall or soil is constant), we can calculate the dynamic source from a measured total source if the static source is known. For this purpose, exhalation measurements on the walls and floors of dwelling and crawl space were done⁽⁵⁾, resulting in static sources of 750 Bq h⁻¹ in the dwelling and 550 Bq h⁻¹ in the crawl space.

In figure 2 an example is given of a diagnostic measuring series with use of the fan in the duct, carried out in June 1990. The series consisted of four periods of three to five days, with the fan successively exhausting air from the crawl space, off, supplying air to the crawl space and off again. We see that in three of the four periods, the contribution of the dynamic source to the concentration in the crawl space is considerable—only when the crawl space was pressurized, it was zero. In the dwelling, the contribution of the dynamic source is less dominant, since there the pressure differences over the walls were less pronounced.

4 Effect of a membrane

In the framework of the testing of counter-measures, in the summer of 1992 a membrane (a 0.23 mm thick polyethylene foil) was placed on the floor of the crawl space. Our first tests were done without artificial pressure differences. In this situation, we found that the presence of the membrane had no measurable effect on the radon concentration in the dwelling. Now in fact this was no surprise, since from earlier investigations it was clear that the concentration in the dwelling of the test house is only slightly related to the concentration in the crawl space. Most of the radon in the dwelling comes directly from the walls, only a small fraction enters with the air flow from the crawl space (see figure 2). Therefore, our test house is not appropriate for testing the influence on the concentration in the dwelling of a counter-measure that blocks the inflow of radon gas from the soil (our earlier finding that enhanced natural ventilation of the crawl space hardly influences the radon concentration in the dwelling, confirms this).

More meaningful is therefore that also the concentration in the crawl space is hardly influenced by the presence of the membrane. In the original situation, when the membrane was loosely attached to the wall, with one screw every metre, we found no measurable influence on the concentration in the crawl space. In order to reduce the diffusive leaks along the membrane, it was glued to the wall, pressed with screwed wooden strips. With this improved fastening, we measured a concentration reduction of 30%.

Disappointed in the recorded reduction values, we turned to measuring the diffusion constant of the membrane in a laboratory experiment⁽⁶⁾, which resulted in a value of $(9.2 \pm 1.6) \cdot 10^{-12} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$. The corresponding diffusion length ($2.1 \cdot 10^{-3} \text{ m}$) is a factor of 10 larger than the thickness of the membrane, meaning that, indeed, the membrane cannot be very effective in reducing the radon concentration.

With radon mass balances for the crawl space and the space under the membrane, we made a theoretical estimation for the reduction in the crawl space concentration the presence of the membrane can achieve in our test house: in the situation without diffusion leaks along the membrane, a reduction of a little more than 30% can be expected⁽⁷⁾, which is approximately what we measured after better attaching the membrane. Using a membrane with a smaller diffusion constant would help, of course, but it can be calculated that a reduction of more than a factor of 2 is not to be expected in our test house. This limitation is a consequence of the fact that the radon source in the crawl space is not exclusively determined by the exhalation from the soil: exhalation from walls and ceiling contributes about 40% to the (static) source.

To examine the combined effect of a membrane and a small overpressure in the crawl space, we installed a simple fan in one of the crawl space walls. An overpressure of 2 Pa compared to the outside air (and an enhanced ventilation rate of 1 h^{-1}) appeared to be sufficient to lower the average crawl space concentration from 200 to 25 Bq m^{-3} (and the sub-membrane concentration from 450 to 90 Bq m^{-3}). In itself, this is a satisfactory result. However, it appears that with the same fan speed we can achieve almost the same concentration when no membrane is present. Therefore, the reduction of the crawl space concentration must be mainly an effect of the enhanced ventilation rate and the pressurization of the crawl space (which stops the inflow of radon). The extra effect of the membrane stopping the diffusive contribution is only minor.

We also carried out some investigations on the effect of the membrane combined

with a sub-membrane (de)pressurization system. To that end, a ring-shaped drainage tube was placed under the membrane on the crawl space floor and connected to the duct to the roof. A slight pressurization of the sub-membrane volume, leading to a pressure difference of about 1.0-1.5 Pa over the membrane (and a ventilation rate of 1 h^{-1} in the crawl space) made the crawl space concentration drop to 20-30 Bq m^{-3} (with the sub-membrane concentration almost equal to the outside concentration), while a slight depressurization gave a crawl space concentration of 50-60 Bq m^{-3} (and a sub-membrane concentration of 130 Bq m^{-3}). This is in the same order of magnitude as the results we achieved with the pressurization of the crawl space, so in our test house sub-membrane (de)pressurization yields no extra concentration reduction.

5 Optimization of the diagnostic method

At present, research is being carried out on the possibility of optimizing the diagnostic method by (de)pressurizing the living area instead of the crawl space.

We try out the use of a blower door (an adjustable fan in an air-tight frame placed in a door or window) in the living area, which of course is far more practical than a fan in a duct from crawl space to roof, when it comes to serial measurements in a number of dwellings. Using a blower door, we can derive the static source in the dwelling directly from the measurements of radon concentrations and pressure differences (with (3)), since when pressurized, the dwelling has theoretically no dynamic source. Therefore, exhalation measurements will not be needed to assess the static source, yielding a gain of time of at least two weeks. This will allow us to give a complete diagnosis of a dwelling within one week.

6 Conclusions and outlook

The use of a membrane on the crawl space floor of our test house has turned out to be no effective measure for reducing the radon concentration in the crawl space. The combination with an applied pressure difference over the membrane did have the desired reducing effect but almost the same reduction can be

achieved in the absence of a membrane. Partly, the minor effect of the membrane is due to its relatively high diffusion constant, for the rest, it is caused by the fact that the soil is not the dominant radon source in our test house.

Awaiting the results of the experiments with the blower door, we can say that the diagnostic method is a powerful method for assessing the separate influences of sources and flows on the radon concentration in a dwelling. If indeed the blower door experiments show that we can assess the static source from the measured radon concentrations and pressure differences when the dwelling is pressurized, the duration of the diagnosis of a dwelling will be limited to one week.

Acknowledgements

The authors would like to thank C. van der Louw (GRONTMIJ, Assen) for providing the drainage tube and A. Willemsen (TONZON, Enschede) for supplying and placing the foil on the crawl space floor.

References

1. R. J. de Meijer, P. Stoop and L. W. Put, Rad. Prot. Dos. **45** (1992) 439.
2. M. Koopmans and R. J. de Meijer, KVI internal report **R-37** (KVI, Groningen) (1992).
3. P. Stoop, M. Koopmans, R. J. de Meijer and L. W. Put, Series Stralenbescherming VROM **50D** (SDU, The Hague) (1991).
4. V. C. Rogers and K. K. Nielson, Health Phys. **60** (1991) 807.
5. F. J. Aldenkamp, R. J. de Meijer, L. W. Put, Rad. Prot. Dos. **45** (1992) 449.
6. H. Jeeninga, KVI internal report **R-48** (KVI, Groningen) (1993).
7. M. Koopmans, R. J. de Meijer and H. Jeeninga, KVI internal report **R-52** (KVI, Groningen) (1993).

Samenvatting

In de afgelopen jaren is een methode ontwikkeld om radonbronnen en -stromen in een woning te quantificeren. Bij deze methode worden luchtstromen tussen woning, kruipruimte en buitenlucht afgeleid uit gemeten drukverschillen tussen compartimenten en lekkarakteristieken van wanden en vloer van het gebouw. De radon-bronsterkte in elk compartiment wordt uit gemeten radonconcentraties in de drie compartimenten afgeleid met behulp van een radon-massabalans. Een testwoning is uitgerust met quasi-continue radon-concentratie meters, differentiele drukopnemers, temperatuur- en relatieve vochtigheidsmeters, een neerslagmeter en een barometer. Waarden voor alle parameters worden iedere 30 minuten opgeslagen in een datalogger. Over- en onderdruk worden aangebracht door een ventilator met variabele sterkte, geplaatst in een buis tussen kruipruimte en dak.

Onlangs is onderzoek gestart naar het effect van een folie op de kruipruimtebodemplaat gecombineerd met een systeem om de druk in de ruimte onder het folie te kunnen regelen en naar de mogelijkheid de diagnostische methode te optimaliseren door het woongedeelte in plaats van de kruipruimte op over- en onderdruk te zetten.

Résumé

Une méthode a été mise au point au cours de ces dernières années pour quantifier les sources et les flux de radon dans une habitation. Par cette méthode les flux d'air entre habitation, vide sanitaire et air extérieur sont dérivés des différences de pression entre compartiments et des caractéristiques de fuite des parois et sols du bâtiment. La grandeur de la source dans chaque compartiment est dérivée des concentrations mesurées dans les trois compartiments à l'aide d'une équation d'équilibre de masse.

Une maison test est équipée avec des appareils de mesure en continu de la concentration en radon, de mesure de pression différentielle, des mesures de température et d'humidité relative, de mesure des précipitations et d'un baromètre. Les valeurs de tous les paramètres sont enregistrées sur un datalogger toutes les 30 minutes. Les pressions positives et négatives sont fournies par un ventilateur à intensité réglable placé dans un tuyau entre vide sanitaire et toiture.

Dernièrement les recherches ont porté sur l'effet d'une feuille de recouvrement sur le sol du vide sanitaire combiné avec un système de réglage de la pression dans l'espace sous la feuille et sur la possibilité d'optimiser la méthode diagnostique en variant la pression de l'espace habité au lieu du vide sanitaire.

RADON TRANSPORT IN SOIL: MEASUREMENTS ON, AND MODELLING OF DIFFUSIVE AND ADVECTIVE TRANSPORT IN A HOMOGENEOUS COLUMN OF SAND

**E.R. van der Graaf, G.A.A. Witteman, W.H. van der Spoel, and R.J. de
Meijer.**

Kernfysisch Versneller Instituut, Rijksuniversiteit Groningen,
Zernikelaan 25, NL-9747 AA Groningen, the Netherlands

Abstract

This paper presents results of measurements on radon transport in soil under controlled conditions with a laboratory facility consisting of a stainless steel vessel (height and diameter 2 m) filled with a uniform column of sand. The vessel can be closed with a lid, the space between lid and sand surface then simulates a crawl space. At several depths under the sand surface, probes are radially inserted into the vessel to measure the radon concentration in the soil gas. To study advective radon transport a perforated circular box is placed in the sand close to the bottom of the vessel. By pressurizing this box, an air flow through the sand column is induced. In the situation without a crawl space, radon concentration profiles were measured without an air flow as a function of time and for several values of the air flow, equilibrium radon concentration profiles were measured. Similar measurements without an air flow were made in a situation with a crawl space.

1. Introduction

Radon(²²²Ra) entry from the soil beneath and surrounding a house is often considered to be a major source of indoor radon. One of the prerequisites to predict radon entry rates from the soil into dwellings is a detailed and validated description of the mechanisms that govern radon transport in soil viz., diffusion and advection. Soil as it is found *in situ* is very inhomogeneous due to mixing of different layers

by geological activity, disturbance by flora and fauna, etc. Moreover, conditions in soil like water content and temperature are seldomly constant and controllable. Due to this inhomogeneity and uncontrollability, validation of radon transport models *in situ* is difficult.

To allow validation of modelling, we built a laboratory facility⁽¹⁾ (Figure 1). In short, this facility consists of a cylindrical (height and diameter 2 m; bottom slightly curved for strength) stainless steel vessel presently filled with sand. The vessel can be closed by lowering a lid into a water-filled ring surrounding the upper part of the vessel. This lid is adjustable in height and the space between the lid and the sand can be considered to simulate a crawl space. At several heights, probes are inserted radially to measure, near the axis of the vessel, the radon concentration in the soil gas. For the study of advective radon transport, a perforated circular box (diameter 162 cm, height 3 cm) was placed at a distance of 163 cm below the sand surface. By pressurizing this box an air flow may be induced through the sand column on top.

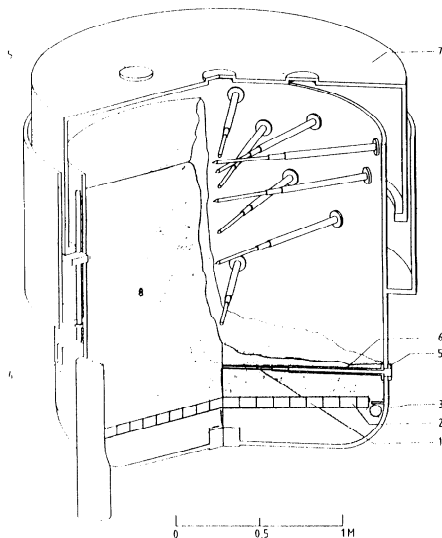


Figure 1: Schematic drawing of the vessel. 1) probe; 2) perforated cylindrical box; 3) drainage tube (not installed); 4) adjustment point for height of the lid; 5) flange; 6) sleeve; 7) lid; 8) soil.

In this paper, we present results of measurements of radon concentrations at different positions along the axis of the vessel, without and with an air flow through the sand column (diffusive and combined diffusive and advective transport, respectively) and without and with a lid placed on the vessel. Results of model calculations are presented and compared with experimental data.

2. Model calculations

In all model calculations the sand in the vessel is assumed to be a cylindrical column with height $h_s = 1.86$ m (effective height, correcting for curvature of the bottom) and radius $R = 1$ m. The centre of the bottom of the vessel is chosen as origin of a system of cylindrical coordinates (r, θ, z) (Figure 2). If we assume adsorption of radon to the sand grains and mechanical dispersion are negligible and that the sand may be considered as an isotropic dry porous medium, the diffusive and advective transport of radon through the sand is governed by⁽²⁾,

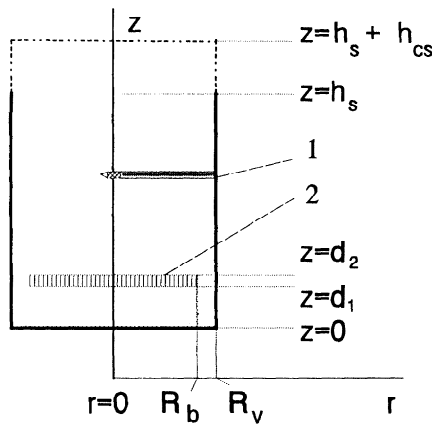


Figure 2: Model representation of the vessel. Measuring probes (of which one is indicated, no. 1) are located at $z = 0.36, 0.66, 1.06, 1.26, 1.46, 1.56, 1.66, 1.71,$ and 1.76 m. A perforated circular box (no. 2) is located between $z = d_1$ (0.20 m) and $z = d_2$ (0.23 m). h_s ($= 1.86$ m), h_{cs} , R_v ($= 1.0$ m) and R_b ($= 0.81$ m) are effective height of the sand column, effective height of the crawl space, radius of the vessel and radius of the box, respectively.

$$\frac{\delta C}{\delta t} = \tau D_a \nabla^2 C + \frac{k}{\mu \varepsilon} \nabla P \cdot \nabla C - \lambda C + \frac{C_{Ra} \rho \lambda R}{\varepsilon} \quad (1)$$

where

- C = pore air radon concentration (Bq m⁻³);
- τ = tortuosity;
- D_a = diffusion coefficient of radon in air (1.1 10⁻⁵ m² s⁻¹);
- k = intrinsic permeability of medium (m²);
- μ = dynamic viscosity of air (1.83 10⁻⁵ Pa s);
- ε = porosity;
- P = air pressure (Pa);
- λ = radon decay constant (2.1 10⁻⁶ s⁻¹);
- C_{Ra} = radium content (Bq kg⁻¹; bulk dry mass);
- ρ = bulk dry density (kg m⁻³);
- R = radon emanation factor.

2.1 One-dimensional diffusive transport

Using the method of Laplace transformation⁽³⁾ the one-dimensional (1D) counterpart of Equation 1 with the advective term omitted was solved with boundary conditions that reflect the situation of the vessel with lid (crawl-space situation). The boundary conditions are that the bottom of the vessel ($z = 0$) is impermeable for radon diffusion (Equation 2) and that the radon concentration at the surface of the sand ($z = h_s$) changes due to exhalation from the sand and due to decay and due to leakage out of the crawl space (described by a leakage parameter λ_{leak} ; Equation 3a). It is assumed that the concentration inside the pores just at the surface of the sand is equal to the concentration in the crawl-space volume and that the air inside this volume is well mixed. Equation 1 was also solved with boundary conditions that reflect the situation of the vessel without the lid. For this situation we assume that the radon concentration at the surface of the sand ($z = h_s$) is zero (Equation 3b). In both cases, initially, the radon concentration in the sand is assumed to be zero (Equation 4).

$$\frac{\partial C}{\partial z} = 0; \quad z = 0; \quad t > 0 \quad (2)$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{\epsilon \tau D_a}{h_{cs}} \frac{\partial C}{\partial z} - (\lambda + \lambda_{leak}) C \quad z = h_s; \quad t > 0; \quad (a) \quad (3)$$

$$C = 0; \quad z = h_s; \quad t > 0; \quad (b) \quad (4)$$

$$C = 0; \quad 0 < z < h_s; \quad t = 0 \quad (4)$$

The following expression for the radon concentration as a function of z and t was derived for the crawl-space situation,

$$C(z,t) = \frac{CR_a \rho R}{\epsilon} \left[1 - \frac{\cosh(\frac{z}{l})}{\cosh(\frac{h_s}{l}) + \frac{\epsilon \tau D_a}{lh_{cs} \lambda_l} \sinh(\frac{h_s}{l})} - \frac{e^{-\lambda t}}{1 + \frac{h_{cs}}{\epsilon h_s}} \delta_{\lambda, \lambda_l} - \lambda \sum_{n=0}^{\infty} \frac{-\cos(k_n z) e^{p_n t}}{G(p_n)} \right] \quad (5)$$

with k_n the positive roots of

$$k \tan(kh_s) + \frac{h_{cs} (\tau D_a k^2 - \lambda_{leak})}{\epsilon \tau D_a} = 0 \quad (6)$$

and with

$$p_n = -\tau D_a k_n^2 - \lambda \quad (7)$$

$$\lambda_l = \lambda + \lambda_{leak} \quad (8)$$

$$l = \sqrt{\frac{\tau D_a}{\lambda}} \quad (9)$$

$$G(p_n) = p_n \left[\left(\frac{p_n + \lambda}{p_n + \lambda_i} \right) \left(1 + \frac{\varepsilon h_s}{2h_{cs}} \right) - \frac{h_{cs} h_s (p_n + \lambda_i)}{2\varepsilon \tau D_a} - \frac{1}{2} \right] \cos(k_n h_s) \quad (10)$$

For the situation without the lid (thus taking boundary condition 3b instead of 3a) the solution becomes somewhat simpler,

$$C(z,t) = \frac{C_{R_a} \rho R}{\epsilon} \left[1 - \frac{\cosh\left(\frac{z}{l}\right)}{\cosh\left(\frac{h_s}{l}\right)} + \lambda \sum_{n=0}^{\infty} \frac{(-1)^{n+1} \cos(k_n z) e^{p_n t}}{\frac{p_n (p_n + \lambda) h_s}{2k_n \tau D_a}} \right] \quad (11)$$

with

$$k_n = \frac{\pi}{2h} (2n + 1) \quad (12)$$

and p_n and l given by Equations 7 and 9.

2.2 One- and two-dimensional diffusive and advective transport

In case a flow J is induced through the perforated box [located between $z = d_1$ (0.20m) and $z = d_2$ (0.23m); see Figure 2] the situation can no longer be described by an 1D-model. This can most easily be appreciated by inspection of the radon concentration inside the box when air with zero radon concentration is forced through the box at the centre of its bottom plate. The concentration at this position will be zero but increases in the radial direction due to influx of radon through the surfaces of the box. This implies that in modelling also the radial coordinate has to be taken into account.

The 1D and 2D counterparts of Equation 1 have been solved with numerical procedures. In short these procedures consist of first calculating the pressure at all grid points (grid point spacing ranges from 10-50 mm and 1-50 mm in 1D- and 2D-model, respectively) by numerically solving the Laplace equation (Gauss-Seidel iteration with successive over-relaxation⁽⁴⁾) with boundary conditions that no air flows through the walls of the vessel and that the pressure inside the box (1D-model) or at the centre of the box (2D-model) is fixed. Air flows calculated

from this pressure field (using Darcy's law) are then used as input in the procedure that calculates the radon concentration as a function of time and position in the sand. This procedure uses the finite-difference formulation of Equation 1 according to an alternating-direction implicit calculation scheme⁽⁴⁾. In the 1D-model the box is treated as a cavity with a uniform radon concentration. In the 2D-model the box is treated as a medium with a diffusion coefficient for radon equal to that of radon in free air and an intrinsic permeability that is a factor 10^6 larger than that of the sand. Although this value is rather arbitrary, the results of the 2D-model were found to be independent of this value providing it is large compared to the permeability of the sand. As the box mainly contains air this approximation seems reasonable.

3. Materials and methods

Table 1 lists values of the parameters of the sand that have been measured earlier.

Table 1: Parameters of the sand

porosity (p)	0.360 ± 0.018
bulk dry density (ρ)	$(1.76 \pm 0.09) 10^3 \text{ kg m}^{-3}$
radium content (C_{Ra})	$3.68 \pm 0.13 \text{ Bq kg}^{-1}$
intrinsic permeability (K)	$(5.45 \pm 0.13) 10^{-11} \text{ m}^2$

3.1 Homogeneity of the sand column

To obtain a relatively homogeneous sand column the vessel has been filled gradually with layers of 15-20 cm sand. After each layer, the water level in the vessel was raised and lowered (via water in/outlets at the bottom of the vessel) a few times to allow the sand to settle in a close packed configuration. After filling was completed, the sand column was dried by blowing dry air (about 50 L min^{-1}) via the box through the column for more than a week. To assess if this filling procedure had resulted in a homogeneous sand column, measurements of pressure fields in the sand were performed. In these measurements an air flow J of 44 L min^{-1} was induced through the sand. Pressure differences between the surface of the sand and different positions

(r, θ, z) in the sand were measured by vertically entering a small diameter probe (inner and outer diameter 4 and 6 mm; length 160 cm) in the sand. This probe had four small perforations near its tip and the other end was connected with an air tube to a differential pressure transducer. Figure 3 shows the results of these measurements for $\theta = 120^\circ$. In the ideal case, where the sand column is perfectly homogeneous the lines in Figure 3 would be horizontal and equidistant. From the measured pressure fields (also measured for $\theta = 0^\circ, 240^\circ$) we estimated that deviations from this ideal case are less than 15%.

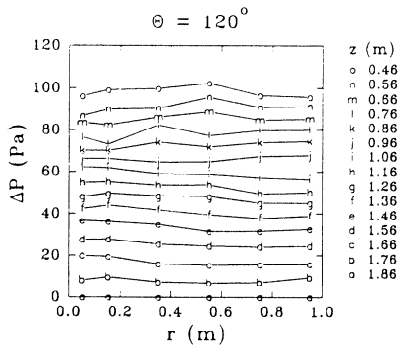


Figure 3: Pressure differences ΔP (Pa) between positions (r, θ, z) in the sand and the surface of the column, measured with an air flow $J = 44 \text{ L min}^{-1}$ through the box. Lines connect data points at the same z -coordinate. Error bars are within markers.

3.2 Soil-gas sampling procedure

Six soil gas samples of 0.5 L were subsequently taken from a probe (within 10 minutes). Measurements of radon concentration (with Lucas cells) showed that the concentration in the first sample was lower than in the next five samples (that were equal within 10%), reflecting the lower concentration in the inner volume of the probe. From these results we decided to adopt the procedure of taking two 0.5 L

samples from a probe, the first sample is discarded and of the second sample the radon concentration is measured. This procedure implies that for nine probes about 9 L of soil gas from the sand column is removed. This disturbance of radon concentration profiles (about 0.5% of the total air volume of the sand column is removed) is most likely negligible.

4. Measurements and results

4.1 Experiments without a crawl space

The sand column was flushed by inducing a flow of radon-free air (50 L min^{-1}) through the box. Radon concentrations at all nine probes were measured as a function of time t (hour) after stopping the flow (experiment 1). This experiment was repeated some months later (experiment 2). The results of these measurements (Figure 4) show that equilibrium is reached about 150-200 hours after flushing the column.

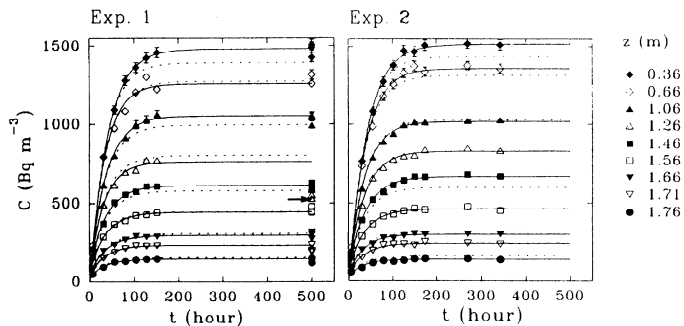


Figure 4: Radon concentration C (Bq m^{-3}) as a function of time t (hour) after flushing, for nine different z -coordinates (left: experiment 1; right: experiment 2). Markers indicate experimental data. Error bars denote statistical errors (1σ). Solid lines result from least-squares fits (see text) to data points of individual probes and dashed lines result from using weighted average values for R and τ . Data points indicated with arrows were excluded from the fit.

To assess if the experimental data in Figure 4 is described by the function $C(z, t)$ as given in Equation 2, this function was fitted with a least-squares method to the data points of each individual probe, using the tortuosity τ and emanation factor R as free parameters (solid lines in Figure 4). Values of the other parameters were taken from Table 1. The fitted values of R from experiment 1 and 2 are in good agreement, for the fitted values of τ this agreement is somewhat less (Figure 5). The tortuosity also seems to increase in the direction from the bottom to the top of the sand column. This may indicate that the sand at the bottom is more closely packed together due to the weight of the column on top. The calculated averages of the values from the individual probes showed very good agreement between the two experiments: $\tau = 0.73 \pm 0.06$ and $R = 0.245 \pm 0.011$ (experiment 1) and $\tau = 0.71 \pm 0.08$ and $R = 0.246 \pm 0.009$ (experiment 2).

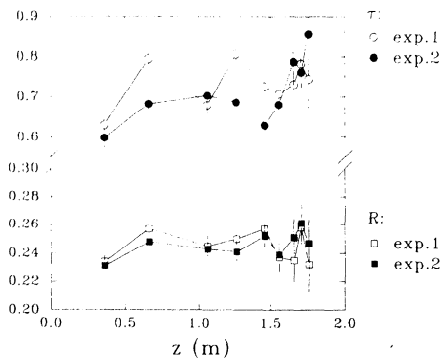


Figure 5: Emanation factor R and tortuosity τ as a function of z -coordinate.

Steady-state radon concentration profiles were also measured with flows J of 0.1, 0.2, 0.4, 0.8, 2.2, 6.5, and 10 L min⁻¹ (Figure 6). In comparing these profiles with the steady-state profile without air-flow it is clear that even a very small air flow drastically alters the radon profile in the sand. Instead of a gradual decrease in radon concentration from bottom to surface of the column, a maximum in the concentration is found of which the position shifts to the surface of the vessel for higher flow rates.

The steady-state profiles corresponding to the different values of J were also calculated with the numerical 1D- and 2D-model using the averages of the fitted

values of τ and R and for the other parameters the values from Table 1. Figure 6 clearly shows that in general the 1D-model tends to overestimates the data points, the 2D-model however reproduces the data within 15%.

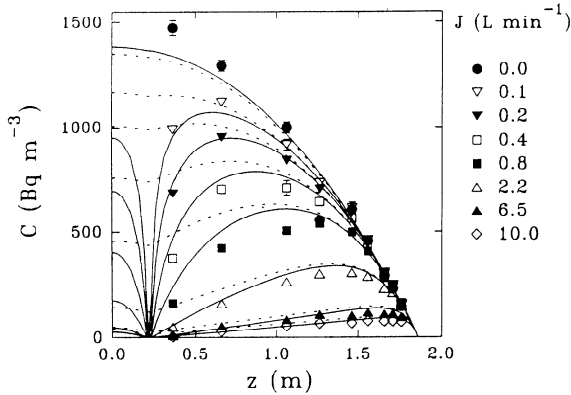


Figure 6: Radon concentration C (Bq m^{-3}) as a function of z -coordinate for different values of the air flow J (L min^{-1}). Data points (indicated by markers) and error bars are mean values and standard deviations of three measurements. Dotted and solid lines represent curves as calculated from the 1D- and 2D-numerical model, respectively.

4.2. Experiments with a crawl space

Radon concentration profiles were also measured at different times after flushing of the sand column with radon-free air in the situation with the lid on the vessel simulating a crawl-space with height of 8.5 cm (Figure 7, bottom). In addition, the ingrowth of the radon concentration in the crawl space volume was monitored (one data point every 4 hours) with a Pylon AB5 radiation monitor (Figure 7, top). Using the averages of the fitted values of τ and R these concentration profiles and the ingrowth of the radon concentration in the crawl space were also calculated with Equation 5 assuming no leakage ($\lambda_{leak} = 0$) from the crawl space (dashed curves in Figure 7). These calculated curves clearly overpredict the measured profiles. This

is most likely due to leakage of radon out of the crawl space. During this experiment a small-diameter outlet tube connected the crawl space with the outside air to equilibrate the pressure in the crawl-space with respect to barometric pressure (a barometric pressure drop of only 10 Pa will lift the lid of the vessel if the system is completely closed). In fact, fitting Equation 5 to the data points of Figure 7 with λ_{leak} as free parameter resulted in $\lambda_{leak} = 2.1\lambda$ and the calculated profiles with this value of λ_{leak} (solid lines in Figure 7) agree within 15% with the data points. Although it seems possible to model the leakage of radon out of the crawl space it is an unwanted effect. In the future we will prevent this effect by connecting a large plastic bag to the outlet tube this will prevent leakage and at the same time keep the crawl-space pressure equal to barometric pressure.

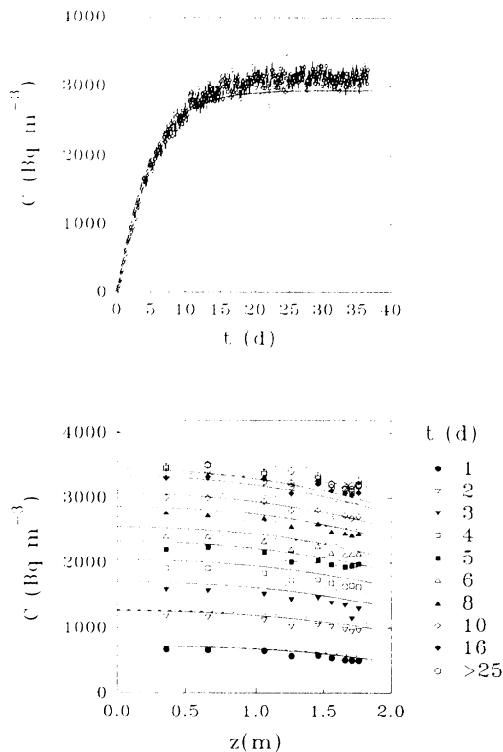


Figure 7: Radon concentration C (Bq m^{-3}) in the crawl space volume as a function of time t after flushing (top). Radon concentration profiles for different times t after flushing (bottom).

5. Discussion, conclusions and outlook

The values of the emanation factor obtained from the fits to the ingrowth at the probe positions differ about a factor two from the value ($R = 0.13$) obtained earlier from an exhalation method measurement⁽⁵⁾ on a dry sand sample. A possible explanation for this discrepancy may be that the drying procedure for the sand in the vessel did not remove all water adsorbed to the surfaces of the sand grains. This may lead to a higher emanation factor⁽⁶⁾. Measurements of the radon emanation factor as a function of moisture content are presently underway to assess this question further. The values found for the tortuosity (0.63-0.81) are close to the value (0.67) for nearly uniform particles⁽⁷⁾ which is to be expected as the sand in the vessel has a very uniform grain size (between 0.25-0.50mm). Experiments are planned to determine the tortuosity of the sand independently and as a function of porosity (to simulate different degrees of compactation) by an electrical conductivity experiment⁽⁸⁾.

From the agreement between model calculations and experimental data we conclude that for this simple geometry and with this simple soil type (dry homogeneously packed sand) the diffusive transport model is consistent with measurements. For combined diffusive and advective transport radon concentrations can be calculated by the models with a reliability of 15%.

To further validate our models, we will gradually add to the complexity of the situation. At the moment experiments are made with a crawl-space height of approximately 70 cm. For the near future experiments are planned on the influence of ventilation of the crawl space and a water level in the vessel.

6. Acknowledgements

The present investigation is part of the Radiation Protection Programme 1992-1993 of the Commission of the European Community (CEC) and the research programme Environmental Radioactivity Research of the KVI. It is jointly financed by the CEC, the Dutch Ministry of Housing, Physical Planning and Environmental Protection (VROM) and the Centrale Beleidsruimte of the Rijksuniversiteit Groningen.

7. References

1. van der Graaf, E.R., Heijs, S., de Meijer, R.J., Put, L.W., and Mulder, H.F.H.M. Radiat. Prot. Dosim. 45 (1-4), 1992, pp. 223-226.
2. Rogers, V.C. and Nielson, K.K. Health Physics 60, (1991), pp. 807-815.
3. Crank, J. The mathematics of diffusion. Clarendon Press (Oxford), (1956), pp. 17-25.
4. Ames, W.F. Numerical methods for partial differential equations. Academic Press (New York), (1977), pp. 104-106 and 251-255.
5. van der Graaf, E.R., Heijs, S., de Meijer, R.J., Put, L.W., and Mulder, H.F.H.M. KVI Internal Report RV-04, (KVI, Groningen) (1992).
6. Stranden, E., Kolston, A.K., and Lind, B. Health Phys. 47, (1984), pp. 480-484.
7. Rogers, V.C., and Nielson, K.K., Health Physics 61, (1991), pp. 225-230.
8. Smeulders, D.M.J., Eggels, R.L.G.M., and van Dongen, M.E.H.J. Fluid Mech. 245 (1992) pp. 211-227.

Samenvatting

Metingen van radon transport in de bodem zijn verricht onder gecontroleerde omstandigheden in een laboratoriumopstelling. Deze opstelling bestaat uit een vat van roestvrij staal (met hoogte en diameter van 2 m) dat gevuld is met een homogene kolom zand. Het vat kan afgesloten worden met een deksel. In deze situatie vormt de ruimte tussen het deksel en het zandoppervlak een nabootsing van een kruipruimte. Met meetnaalden die op verschillende diepten onder het zandoppervlak radieel in het vat gestoken zijn wordt de radonconcentratie in het bodemgas gemeten.

Een geperforeerde circelvormige doos is vlak bij de bodem van het vat in het zand geplaatst. Door deze doos op druk te zetten kan een luchtstroming door de zandkolom geïnduceerd worden.

In de situatie zonder en met kruipruimte en zonder luchtstroming zijn radonconcentratiemetingen verricht als functie van tijd en diepte. Tevens zijn in evenwicht radonconcentraties gemeten op verschillende diepten voor verschillende grootten van de luchtstroom in de situatie zonder kruipruimte.

Résumé

Cet exposé présente les résultats de mesures de transport du radon dans le sol en conditions contrôlées à l'aide d'un cylindre en acier (hauteur et diamètre 2m) rempli de sable et muni d'un couvercle ménageant un espace vide entre sable et couvercle simulant ainsi un vide sanitaire. Des détecteurs sont placés à différentes profondeurs dans le sable afin de mesurer les concentrations en radon dans les gaz du sol. Une boîte circulaire perforée est placée dans le fond du cylindre par laquelle l'air est envoyé sous pression. Dans la configuration avec et sans vide sanitaire et sans circulation d'air, les concentrations en radon sont mesurées en fonction du temps et de la profondeur. Les concentrations en radon à l'équilibre sont mesurées à différentes profondeurs pour différentes intensités du flux d'air dans la configuration sans vide sanitaire

MISE EN OEUVRE DE POLITIQUES NATIONALES SUR LE RADON

Hubert Ph., Robé MC.

Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire,
DPHD/SEGR et DPEI
BP 6 - 92265 FONTENAY-aux-Roses, France

Résumé

Des publications récentes (OMS, CIPR) mettent en avant les problèmes de santé publique concernant le radon et définissent des principes pour gérer le risque associé aux expositions professionnelles et domestiques. Parmi les évolutions principales, on note une redéfinition de la relation exposition-risque. Le recours à des niveaux d'action, basés sur les concentrations pour la CIPR ou sur le risque pour l'OMS, est recommandé, associé à la notion de "Zone affectée."

On traite ici des modalités pratiques de la mise en œuvre de politiques inspirées de ces recommandations, sans aborder la question de la validité des fondements scientifiques des évaluations qui les sous-tendent.

A l'échelle des pays, la question posée est celle de l'édition de recommandations concernant la pollution intérieure des locaux d'habitations. Il s'agit là d'un domaine dans lequel des dispositions réglementaires contraignantes cadrent mal avec la tradition juridique de certains pays, dont la France. Néanmoins une politique active est possible. On passe ici en revue les éléments d'une telle politique: instruments réglementaires (cf. normes sur les matériaux de construction), instruments économiques (incitations fiscales), communication vers le public, identification du risque (cf. campagnes de mesures), mise en place d'une logistique (validation de la métrologie, formation et agrément d'entreprises).

A chaque étape, on examine les alternatives possibles, les actions menées ou en cours, en s'appuyant principalement sur l'expérience française, et les difficultés rencontrées. L'expérience acquise permet en effet de tirer un certain nombre de leçons. On décrira par exemple la difficulté de l'identification de zones à risque, sur la base de critères trop formels comme la fraction des logements dont la concentration est supérieure à 200 Bq.m^{-3} ; ce critère est très sensible au protocole de mesure (instruments, mais aussi lieu de la mesure, saison etc...). Le manque d'opérateurs qualifiés pour effectuer des modifications réduisant l'exposition dans une habitation est une autre difficulté quand il s'agit de définir des actions à échelles nationales.

Les programmes en place seront décrits ainsi que leurs perspectives. Ils visent à mettre en place les instruments nécessaires, en plus des évaluations scientifiques, pour permettre des choix crédibles en matière de politique publique.

INTRODUCTION

L'attention portée à la question de l'exposition des populations au radon est relativement récente. Elle remonte à une dizaine d'années. L'incident Watras (1984) et les premières campagnes de mesure (1980) marquent le début d'une évolution étonnante. En effet, c'est vers 1898 que la radioactivité naturelle a été découverte avec le radium, par Marie CURIE; or le radium 226, descendant de l'uranium 238, a pour fils direct le radon 222. Quant au risque, il a été suspecté relativement tôt; c'est en 1924 que LUDEWIG et LORENGER ont proposé d'attribuer au radon des cancers du poumon chez des mineurs [LUDEWIG 1924]. L'épidémiologie des mineurs d'uranium avait été mise en place rapidement et les premiers résultats étaient disponibles en 1981 quand la CIPR a fixé des valeurs limite d'exposition pour ces mineurs [CIPR 1981].

Or, il est aujourd'hui reconnu que le radon compte pour environ la moitié des expositions des populations aux sources naturelles de rayonnements, et pour à peu près le tiers de l'exposition totale selon la place prise par l'irradiation médicale ([UN 1988], [HUBERT 1993]). Il est admis que la population dans son ensemble est concernée par l'accumulation du radon dans les locaux d'habitation, sur les lieux de travail (et pas uniquement dans les mines d'uranium) ou dans d'autres lieux comme les écoles, même si les grandes disparités rencontrées dans les concentrations mesurées conduisent à focaliser l'attention sur certains sous-groupes. La réalité du risque aux faibles niveaux d'exposition est l'objet de plus de débats, mais le Centre International de Recherche sur le Cancer a classé le radon parmi les cancérogènes avérés chez l'homme et les relations permettant de quantifier le risque en fonction des niveaux d'exposition ont été nombreuses depuis 1980 ([CIPR 1987], Comité BEIR [NRC 1988]). Dix ans après les premières interrogations sur la possibilité d'une exposition à la fois domestique et consécutive, le débat qui a lieu est maintenant posé en termes de

santé publique, non seulement parce que le risque apparaît plus plausible et l'exposition plus générale, mais aussi parce que le radon n'est plus considéré comme un fardeau naturel, mais au contraire comme une source de rayonnements sur laquelle l'homme peut agir. Pour de très nombreuses raisons, il n'a pas été possible de traiter l'exposition au radon simplement comme un risque professionnel classique, c'est-à-dire grâce à la mise au point et au respect de normes internationales, en faisant appel à des extrapolations et hypothèses prudentes là où les données sont incomplètes. L'Organisation Mondiale de la Santé, la Commission Internationale de Protection Radiologique et la Commission des Communautés Européennes ont développé des recommandations qui n'ont pas permis d'unifier les pratiques des Etats [WHO 1986], [CIPR 1984], [EURATOM 1990]. L'OMS-Europe a réabordé ces questions récemment et prépare de nouvelles recommandations, et la Commission Internationale de Protection Radiologique termine de nouvelles recommandations sur la protection contre le radon 222 dans les locaux d'habitation et sur les lieux de travail.

Ce texte vise à tracer les grandes lignes des choix qu'il faut faire pour définir des politiques publiques traitant du risque radon. La parution prochaine des recommandations citées ci-dessus devrait restreindre les marges de manoeuvre des gouvernements nationaux, mais il serait erroné de penser qu'elles seront très contraignantes, ni surtout très détaillées. En particulier, il est probable que les gouvernements ne se verront pas imposer des seuils d'action (en termes de concentrations dans l'air par exemple), mais des fourchettes à l'intérieur desquelles ils se détermineront en fonction des contraintes techniques, économiques et sociales. Les alternatives en matière de politique publique seront donc passées en revue, puis les outils nécessaires à leur mise en place seront décrits. En conclusion, on recherchera les points communs de ces politiques, et surtout les actions qui s'imposent, quels que soient les choix faits.

I. LES FONDEMENTS DES POLITIQUES NATIONALES

C'est principalement sur les fondements et les grands principes qui doivent guider les politiques nationales que portent les recommandations des organisations internationales, qu'il s'agisse d'organisations indépendantes comme la CIPR ou d'organismes dépendant des Communautés Européennes (cf. Traité EURATOM) ou des Nations Unies (Organisation Mondiale de la Santé). Toutefois, ces principes sont encore en cours de discussion ou peuvent nécessiter des interprétations. Les points principaux sont évoqués ci-après.

I.1 . La recherche de cohérence

Les approches traditionnelles de la radioprotection ne s'appliquent pas de façon simple car la population est exposée, à la fois dans sa vie domestique et professionnelle, à une nuisance qui n'est pas attribuable à une activité précise. Les cas habituellement traités comme celui du travailleur exposé du fait de son activité professionnelle (ex. travaillant dans une salle de radiographie) ou celui de l'individu du public exposé du fait des rejets d'une installation nucléaire voisine, correspondent mal au cas de l'exposition à une source "naturelle" et omniprésente. En particulier, il est difficile d'identifier un acteur "responsable" du contrôle de la source en question. En 1991, la CIPR a clarifié cette situation en distinguant les "pratiques" (activités conduisant à l'augmentation des expositions par l'introduction de nouvelles sources ou par la modification des modes d'exposition) et les "situations d'intervention" dans lesquelles il s'agit de réduire les expositions associées à des sources existantes, et pour lesquelles les limites d'exposition du public ne s'appliquent pas [CIPR 1991]. Le radon dans les mines est alors le cas typique d'une "pratique", tandis que l'on parlera de "situation d'intervention" dans les locaux d'habitation ou de travail. Mais cette frontière n'est pas toujours facile à définir et il reste en outre à proposer des objectifs en termes d'exposition acceptable. Un groupe de travail de la CIPR a donc été créé dans ce but, afin d'établir à quel moment il est souhaitable d'agir pour réduire les expositions du public, et parallèlement, quand l'exposition doit

être considérée comme "professionnelle".

Il est à noter que la cohérence n'est pas à rechercher seulement au sein du système de radioprotection. Un récent groupe de travail de l'OMS a rappelé que les dispositions relatives au radon doivent être cohérentes avec celles qui concernent la maîtrise des autres polluants à l'intérieur des locaux [WHO 1993]. C'est par exemple la position de l'Instituto Superiore de Sanita en Italie, c'est aussi l'approche des Pays-Bas où il existe des recommandations visant à la maîtrise de tout risque, indépendamment de sa nature. Bien que ce dernier pays ait des expositions faibles (29 Bq.m⁻³ en moyenne), le Ministère de l'Environnement recommandant que la limite supérieure du risque pour un individu, toutes sources confondues, soit inférieure à 10⁻⁵ pour 1 an d'exposition, l'exposition au radon avec un risque de l'ordre de 2.5 10⁻⁵ pour 1 an d'exposition pose un problème si l'on veut respecter cette logique.

1.2. Les catégories de situations

Pour la CIPR, la situation est relativement simple. Il s'agit, on l'a vu, de définir la frontière entre les lieux où l'exposition doit être considérée comme "professionnelle" et ceux où l'exposition doit être traitée quand les règles générales concernant le public s'appliquent. D'ores et déjà, les mines d'uranium relèvent de la première catégorie [CIPR 1991]. Des niveaux de l'ordre de 500 à 1500 Bq.m⁻³ (gaz radon) sont envisagés, au-dessus desquels la règle générale pour la radioprotection des travailleurs devra s'appliquer. La valeur est logiquement plus élevée que celle pour laquelle des actions doivent être recommandées dans les habitations, car les durées d'exposition sont plus faibles pour les travailleurs que pour le public.

Cette distinction n'est cependant pas universellement reconnue, et d'aucuns préfèrent s'appuyer sur le caractère "industriel" d'une exposition au radon pour classer les lieux de travail (cf. OMS); ils souhaitent appliquer aux lieux de travail de type bureaux et commerces, les règles pertinentes pour les habitations et pour

les lieux publics, ce qui est tout aussi logique puisque les deux types d'utilisation peuvent co-exister dans le même immeuble, voire les mêmes locaux. On retrouve cette situation dans d'autres lieux où un "public" résidant est mêlé aux travailleurs exposés huit heures par jour ouvré. C'est le cas des hôpitaux, et, en ce qui concerne les lieux où la concentration est forte, de certaines stations thermales.

Mis à part le cas précédent, bien que certaines organisations mettent en avant des distinctions entre les types de bâtiments, il y a consensus pour appliquer des règles similaires. On doit en effet distinguer les immeubles de bureau (avec la contradiction relevée ci-dessus), les établissements recevant du public, y compris ceux où ce public réside (certaines écoles, hôpitaux, prisons...) et les logements, loués ou non. Il ne semble pas qu'il y ait eu des propositions pour tenir compte de la durée relativement faible passée en certains lieux (notons toutefois que la réglementation hongroise s'applique aux lieux dans lesquels on réside plus de 1000 heures par an, mais dans tous les cas aux écoles). En revanche, même si les principes généraux sont similaires, il est clair que la mise en application de ces règles pourra varier avec la destination des locaux car les contextes réglementaires en dépendent fortement.

Une dernière distinction doit être mise en lumière, à savoir l'opposition entre les habitations existantes et celles qui sont à construire. Les pays ont des attitudes divergentes sur cette question; la CIPR et les Communautés Européennes ont recommandé cette distinction, sur la base du fait acquis et parce qu'il est plus facile, et donc plus "coût-efficace" d'agir a priori. La distinction est d'ailleurs faite aussi pour d'autres risques, notamment dans la législation néerlandaise évoquée ci-dessus. Il semble que la tendance actuelle soit de ne plus faire de distinction. Le recours à des niveaux d'action différents pour les deux cas s'est en effet révélé difficile à gérer. La discussion reste cependant ouverte.

I.3. Les niveaux d'action

Beaucoup de pays, les Communautés Européennes et la CIPR, considèrent que la définition d'un niveau d'action est une étape clé de la gestion du risque. Les principaux niveaux sont fournis ci-après (Tableau 1).

Tableau 1: niveaux d'action dans différents pays (concentration en gaz radon - Bq.m⁻³)

Pays	Habitat existant	Habitat futur
Suède	400	140
Finlande	400	200
Norvège	400	200
Canada	750	non spécifié
Etats-Unis	150	non spécifié
Allemagne	250	250
Luxembourg	250	250
Royaume-Uni	200	200
Irlande	200	200
République Tchèque	200	100
Communautés Européennes	400	200

La notion de niveau d'action, quand on l'analyse de près, apparaît comme très floue, tant sur le plan de ses fondements que sur celui de sa portée réglementaire. Ce niveau est établi parfois comme une valeur limite d'exposition au rayonnement, c'est-à-dire une valeur au-dessus de laquelle le risque est intolérable, parfois comme une contrainte qu'il faut appliquer dans un processus d'optimisation et qui peut donc varier avec l'avancement des programmes et selon les lieux, ou enfin comme une valeur guide optimisée, au-dessous de laquelle la

communauté n'a plus intérêt à agir. Selon les pays et les organisations, toutes les interprétations sont possibles. Corollairement, la portée réglementaire varie. Ainsi, il peut s'agir d'un niveau au-dessus duquel le logement sera considéré comme insalubre. C'est le cas de la Suède où une intervention de la société est jugée justifiée au-dessus de 400 Bq.m^{-3} . La Suisse étudie une approche dans laquelle les logements seraient déclarés insalubres au-dessus de 1000 Bq.m^{-3} . Plus souvent, le niveau est celui au-dessus duquel des contre-mesures sont recommandées, soit de toute façon, soit lorsqu'elles sont aisées à réaliser. Aux Etats-Unis, le niveau n'est pas un "plancher" et les actions méritent d'être envisagées au-dessous. Enfin, certains pays proposent simultanément deux niveaux d'action de statut différent. En Suède et en Norvège, le seuil pour lequel il faut agir sur une habitation nouvelle, a aussi une valeur d'objectif pour les habitations actuelles. L'OMS, pour sa part, n'envisage qu'un seuil, basé sur le risque (risque de décès par cancer du poumon consécutif à une année d'occupation des lieux, fixé à 10^{-3}) et qui est clairement la "frontière de l'inacceptable" [WHO 1993]. Ainsi, la discussion sur les valeurs des niveaux d'action devient sensiblement plus complexe quand on cherche à examiner leurs implications et les politiques nationales restent très diverses. Toutefois, ces nuances risquent d'échapper aux habitants qui pourraient ne voir dans le seuil que la frontière entre un logement sain et un logement dangereux.

1.4 Les zonages

Le recours à la définition de "zones affectées par le radon" permet de fournir un cadre à de nombreuses actions administratives allant des campagnes d'information à la recommandation de dispositions constructives. La CIPR envisage de recommander la définition de zones, suivant en cela les exemples suédois et britanniques. Peu de pays s'opposent à ce système qui constitue un outil de gestion commode. En revanche, les critères de classification peuvent susciter de nombreuses réserves. Ainsi, il a été suggéré de "classer" les zones où plus de 1% des habitations présentent des concentrations supérieures à 200 Bq.m^{-3} alors qu'au plan mondial déjà 1,5 % des habitations sont dans ce cas selon

l'UNSCEAR [UN 1988]. En France, ce seuil de 1% est dépassé dans la grande majorité des régions étudiées ainsi que dans des enquêtes "non territoriales" (comme celles concernant les membres d'une entreprise). Un tel niveau servirait plutôt à définir quelques îlots ou îles "non affectés par le radon".

I.5. Les choix éthiques

Certains choix relèvent autant de jugements éthiques que d'analyses scientifiques. Un premier choix concerne l'individualisation des populations à risque. Ainsi les fumeurs sont-ils plus exposés car une exposition au radon entraînera chez eux plus de cancers que chez les non-fumeurs. Certains pays où l'incidence de base du cancer du poumon est plus forte devraient être dans une situation similaire, et ainsi en est-il aussi des hommes par rapport aux femmes, et des jeunes par rapport aux personnes âgées. Il est admis de ne pas faire de distinction dans les politiques appliquées, sauf éventuellement, dans les campagnes d'information. D'ailleurs, une modification du critère du risque, comme par exemple utiliser la fraction étiologique (probabilité qu'un cancer soit dû au radon s'il apparaît) au lieu de l'augmentation de la probabilité de décéder d'un cancer, peut modifier les hiérarchies précédentes.

Les priorités en matière de réduction du risque sont aussi à discuter. Généralement, les politiques affichées visent à éliminer les situations inacceptables en agissant prioritairement sur les logements où la concentration est très élevée. Une autre stratégie consiste à réduire l'impact sanitaire global du radon dans le pays en allouant des ressources là où elles sont les plus efficaces. Si la première approche, qui privilégie l'équité et la réduction des risques individuels, est toujours mise en avant, les justifications fournies pour le choix des niveaux d'action utilisent souvent le ratio "coût-efficacité" mesuré en terme d'effets évités dans le pays en fonction du coût global. Bref, les "optimisations" portent sur un critère, le risque collectif, qui ne correspond pas à l'objectif visé. Une certaine clarification est nécessaire. La question des responsabilités relève aussi de choix de société, et elle est peu ou pas traitée par les recommandations

internationales. Les obligations réciproques de l'Etat, des collectivités territoriales, des propriétaires, des locataires, des employeurs et des administrateurs de lieux publics restent souvent floues. Les différentes branches du droit des pays permettent de régler la plupart des cas, mais concernant par exemple le travail dans des bureaux loués, les obligations réciproques de l'employeur et du propriétaire peuvent être discutées.

II. LA MISE EN PLACE D'OUTILS DE GESTION

On se focalise ici sur les instruments dont doit disposer la puissance publique si elle veut mettre en oeuvre des politiques de maîtrise du risque radon qui soient opérationnelles. Les nombreuses discussions qui ont eu lieu sur les principes à suivre ont en effet parfois occulté ces aspects pourtant critiques dans ce domaine. La nouveauté du sujet n'est pas uniquement d'ordre scientifique et l'intrusion de l'Etat, même sous forme très peu contraignante, dans la gestion d'un risque privé et domestique n'est pas une opération usuelle. Dans un pays comme la France, il n'y a pas, par exemple, de réglementations en matière d'atmosphères intérieures réellement contraignantes pour les particuliers. Les obstacles juridiques, éthiques, culturels et économiques, sont nombreux. Dans un domaine similaire, le nombre des intoxications au plomb, presque un siècle après l'interdiction des peintures à la céruse, montre bien la difficulté qu'il y a à agir; encore que, dans ce cas, il n'existe aucun doute sur la réalité du risque alors que des controverses peuvent avoir lieu à propos du radon.

Le premier outil est la relation exposition-effet qu'il n'est pas nécessaire de décrire précisément ici dans la mesure où elle n'est pas de la responsabilité des Etats. La Commission Internationale de Protection Radiologique doit incessamment fournir une nouvelle estimation du risque. Le Comité BEIR IV de l'Académie des Sciences des Etats-Unis [NRC 1988], le Comité sur les Effets des Radiations Atomiques des Etats-Unis (UNSCEAR [UN 1988]) et la CIPR elle-même dans une analyse antérieure ont fourni de telles estimations [CIPR

1987]. Les valeurs proposées sont de l'ordre de grandeur suivant : vivre 1 an dans une maison dont la concentration est de 200 Bq.m⁻³ augmente le risque de cancer du poumon de 1% environ par rapport à la probabilité "naturelle". Même si certains choix sont de nature plus éthique que scientifique (ex. le choix du critère de risque, celui d'un coefficient de risque pour les femmes égal à celui des hommes, celui d'une incidence naturelle "standard", etc...), les Etats n'interviennent pas dans ces processus.

II.1 . Identification du risque

La première phase de la mise en place d'une politique doit être la réalisation d'enquêtes sur les expositions. Où sont les habitations exposées, jusqu'à quel niveau peut-on aller, quelles sont les distributions des expositions? Une première approche basée sur la géologie, puis une étude pilote et la mise sur pied d'une enquête nationale sont les principales étapes. La Suède et le Royaume-Uni ont suivi intégralement ces étapes. Dans ce dernier pays, l'objectif est actuellement l'identification de toutes les habitations dont la concentration dépasse 200 Bq.m⁻³. Des pays comme la France, l'Allemagne, la Suisse, l'Italie, la Belgique, le Danemark, les Pays-Bas, l'Irlande et le Luxembourg, ont réalisé des études pilotes et sont avancés dans la couverture nationale du territoire. En France, la moitié des départements sont couverts, et l'enquête aura un taux de sondage de 400 logements par million d'habitants ([RANNOU 1992], [SEGR 1993]). Le coût de ces opérations est généralement important et l'intendance en est lourde. Elles sont donc souvent étalées sur plusieurs années, ce qui complique encore les synthèses à effectuer. De plus, leurs objectifs ne sont pas aussi simples qu'il y paraît. Il peut s'agir de repérer les zones où de nombreuses habitations sont au-dessus d'un seuil, les types d'habitation les plus exposées, les zones où une nouvelle maison risque d'avoir une concentration forte, et enfin d'estimer les doses à la population. Dans chaque cas, le plan de sondage idéal diffère et des redressements sont nécessaires [VERGER 1993]. Indépendamment des difficultés techniques et organisationnelles, les campagnes nationales ne peuvent plus être conçues sans une politique de communication, sans que soient pris en

compte les problèmes soulevés par les mesures fortes, et sans qu'un soutien minimum ne soit apporté aux enquêtés dont la maison est exposée à des valeurs élevées. En France, des mesures au-dessus de 200 Bq.m⁻³ sont fréquentes (de l'ordre du %, selon les départements) et des mesures au-dessus de 1000 Bq.m⁻³ existent. Un protocole de réponse a été mis en place avec l'Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire et le Ministère de la Santé qui effectuent ces campagnes. Il faut noter que les enquêtes ne sont pas l'unique moyen de définir les zones et que la géologie peut être à la base du système de zonage. En France, notamment au Bureau des Recherches Géologiques et Minières et à l'Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire [ROBE 1992], l'approche par la géologie est aussi utilisée et le Ministère de l'Environnement compare les deux approches.

II.2. Les instruments réglementaires

Le bilan des instruments réglementaires disponibles fait apparaître, malgré les difficultés, un certain nombre de moyens d'action, dont tous ne sont pas contraignants. Des similarités peuvent être trouvées avec d'autres risques domestiques donnant lieu à la contamination des atmosphères intérieures: la fumée de tabac, les fibres d'amiante, les micro-polluants (bactéries, acariens, etc...) ou plus classiquement, les gaz de combustion comme le monoxyde de carbone, et enfin, certains polluants chimiques comme le formaldéhyde que l'OMS avait originellement traité avec le radon [WHO 1986]. Un autre type de comparaison met en jeu les règles de construction des habitations dans les zones soumises à des risques naturels (séisme, inondation, avalanche, etc...). Aucun de ces exemples n'est réellement pertinent pour le radon, mais ils fournissent une première idée des angles d'attaque possibles du problème. On remarque ainsi que ces types de risque sont plus faciles à régler dans le cadre des expositions professionnelles (cf. l'amiante avec les valeurs limite d'exposition) ou pour les établissements recevant du public que pour les habitations particulières.

Certaines actions relèvent donc de l'urbanisme et de la construction. Il s'agit des approches basées sur les zonages, sur le recours à des normes de construction et

à des prescriptions sur les matériaux. Dans tous les cas, de multiples précédents existent. En pratique, les dispositions sont surtout efficaces quand le constructeur est concerné. Leur non-respect soumet en effet celui-ci à un risque de litige souvent coûteux. En revanche, les sanctions appliquées au propriétaire sont peu dissuasives. Il est assez rare, en France, qu'une habitation soit détruite pour non-respect du permis de construire. Un autre aspect important est la destination du bâtiment. Ainsi, le risque de séisme dans certaines zones de France conduit à des règles techniques obligatoires pour les bâtiments collectifs, mais seulement incitatives pour les maisons individuelles. Enfin, le cas de la pollution en général est traité (Article R119-9, décret n° 82-269 du 26 Mars 1982) et il est stipulé que "les logements doivent bénéficier d'un renouvellement de l'air et d'une évacuation des émanations, tels que les taux de pollution ne constituent en aucune façon un danger pour la santé...". Il existe ainsi un jeu d'instruments réglementaires assez complet, mais associés à des moyens de contrôle et des sanctions plutôt limités, sauf dans certains cas particuliers. La transposition de ces dispositions à la gestion du risque radon est assez naturelle pour l'interdiction de matériaux de construction. De même, des normes et des guides de bonnes pratiques en matière de construction peuvent être établis dans ce cadre, elles peuvent être obligatoires ou simplement conseillées. Bien qu'elles soient relativement faciles à concevoir, il n'existe pas à ce jour de jeux de normes radon. Ces dernières dispositions peuvent être modulées en fonction du niveau d'exposition "a priori" grâce à des systèmes de zonage. On remarque à ce propos que la notion de "zone affectée par le radon" développée par la CIPR et le National Radiation Protection Board du Royaume-Uni ne doit donc pas être considérée comme une innovation dans le champ réglementaire de l'urbanisme (cf. séismes, zones inondables...). Elle est plutôt un outil classique qui permet de proposer une gradation dans une gamme de mesures assez étendue allant de la simple recommandation d'une norme technique à des dispositions plus contraignantes. L'obligation de prendre des mesures est toutefois très rarement possible dans le cadre du droit de l'urbanisme.

En revanche, la quasi-totalité des pays possède un outil très contraignant, le

classement d'une habitation en "logement insalubre". Bien que la Suède ait retenu cette approche (pour 400 Bq.m^{-3}) et que la Suisse l'envisage, peu de pays souhaitent s'engager dans cette voie. Il s'agit en effet d'une disposition très brutale, coûteuse et assez difficile à légitimer compte tenu à la fois des incertitudes sur le risque radon et de l'absence de précédents. En France, le champ réglementaire concerné est celui de la santé.

D'autres domaines ouvrent la voie à une maîtrise du risque radon. L'obligation de mesurer le radon et sa publicité dans les actes de vente d'un logement s'insèrent encore dans des processus existants et ont été utilisées en Suède. Peu contraignante sur le plan réglementaire (la seule obligation est la communication de l'information), d'un coût direct très faible pour le particulier (elle est à peine discernable au sein du coût d'une transaction), d'un coût nul pour l'Etat, une telle mesure peut être en réalité très efficace dans le contexte d'une opinion très attentive à ce risque et c'est alors sûrement l'une des mesures les plus strictes. Ce type d'approche peut être étendu aux contrats de location où la réduction des concentrations peut être mise à la charge du propriétaire. Là encore, si des "niveaux d'action" sont publiquement mis en avant, cette mesure peut être très efficace, voire assez conflictuelle. Même si les rapports entre propriétaires et locataires ne sont pas explicitement décrits, une jurisprudence pourrait bien s'établir sur la base de la réglementation actuelle, qui conduirait au même résultat.

En résumé, une panoplie d'instruments assez variés est disponible, dont certains sont déjà implicitement "actifs" en ce qui concerne le radon. Toutefois, hormis quelques règles sur la radioactivité des matériaux de construction, il n'y a pas de système de normes ou de zonage mis en place dans un pays comme la France. S'il se mettait en place, il paraît certain que les établissements recevant du public, et en particulier les écoles, seraient les premiers concernés.

II.3. Les incitations et les instruments économiques

L'offre de mesures gratuites, soit au plan national, soit pour une zone potentiellement affectée, est la plus simple des incitations. Elle a été pratiquée en Suède, au Royaume-Uni et en Allemagne, au niveau local (zones affectées). Cette mesure est relativement efficace à condition d'être bien ciblée et de s'appuyer sur des campagnes d'information cohérentes. La tendance actuelle n'est pas au développement du mesurage gratuit. La situation est un peu similaire en ce qui concerne l'aide financière directe aux travaux de réduction du risque radon. La Suède, qui avait une politique large dans ce domaine en 1983 (prêts bonifiés spéciaux), réserve aujourd'hui les subsides aux fortes concentrations ($> 800 \text{ Bq.m}^{-3}$). C'est le cas aussi de la Hongrie; l'aide peut être demandée mais au cas par cas. Les pays considèrent souvent que le développement de recherches appliquées et le soutien à la mise en place d'une logistique dans le domaine de la mesure du radon et dans celui des techniques de réduction des concentrations est un moyen plus efficace d'atténuer la charge financière des particuliers. Il faut enfin signaler la possibilité de diagnostics gratuits (cf. Royaume-Uni pour les habitations très exposées). On a déjà fait remarquer que les responsables de campagne de mesure se trouvent souvent, même informellement, obligés d'apporter un minimum de conseils lorsque des concentrations élevées sont repérées.

Les incitations fiscales ne semblent pas avoir été utilisées fréquemment. Dans un pays comme la France, les travaux d'amélioration et d'isolement des habitations conduisent à des réductions d'impôt. On peut aisément imaginer que l'amélioration de l'état sanitaire d'un logement entre dans ce cas. A l'heure actuelle, les incitations sont plutôt contre-productives puisqu'elles favorisent l'isolation plutôt que la ventilation et aboutissent donc à une augmentation des concentrations en radon. De plus, les pays n'ont pas tous des traditions fiscales similaires.

Des instruments économiques moins directs peuvent être très puissants. La

publicité des mesures lors des transactions immobilières a déjà été citée. Aux Etats-Unis, la concentration en radon a été suggérée comme facteur de risque à prendre en compte pour les assurances vie, à ce jour sans succès. En Europe, cette approche paraît bien loin des pratiques admissibles.

II.4. Le développement d'une logistique

L'habitant d'un pays comme la France, qui souhaite connaître et maîtriser son risque associé au radon, se trouve encore assez démuné. L'accès à des mesures de "dépistage" est relativement facile, soit par l'intermédiaire d'associations, soit par des sociétés commerciales. L'organisation de campagnes nationales par l'Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire a permis le développement de techniques de mesure et leur viabilité commerciale. Le soutien de l'Etat à des associations a complété ce dispositif. La mesure est ainsi accessible pour une somme de 100 à 300 FF., ce qui reste modique. Plusieurs pays ont eu des politiques similaires, à divers niveaux, notamment le Royaume-Uni avec les agréments de dosimètres effectués par le National Radiation Protection Board.

La Communauté Européenne a soutenu ces efforts, en particulier grâce à la mise en place de programmes d'intercomparaison [OLAST 1992]. S'il n'est pas courant en Europe de trouver des dosimètres dans les grandes surfaces comme aux Etats-Unis, l'accès à la mesure est désormais facile.

La question de mesures plus fines, permettant un diagnostic des voies d'entrée du radon dans une habitation, est plus difficile. Là encore, des programmes de recherche, des études pilotes ont eu lieu et des équipes compétentes existent. La formation et la qualification d'entreprises commerciales restent encore peu développées. En France, le nombre des entreprises compétentes est très limité et il n'y a pas de procédure de qualification. Les autorités considèrent qu'il s'agit là d'un domaine prioritaire dans la mise en place de politiques. En Suède et aux Etats-Unis, cet aspect est bien traité ainsi qu'au Royaume-Uni où le Department of the Environment fournit des listes d'entreprises. La définition de

contre-mesures a aussi fait l'objet de nombreux travaux, associant généralement spécialistes du radon et instituts de recherche du bâtiment [ROBE 1989] [WOOLISCRAFT 1992]. Les techniques sont donc identifiées et les ordres de grandeur des coûts sont connus. Comme précédemment, la question est surtout celle de la formation des entreprises, car chaque maison doit être analysée spécifiquement. Dernier point, la définition des responsabilités au sein de l'administration, et sa répartition entre les niveaux nationaux, régionaux et locaux, doivent être résolues pour que toutes les actions précédentes puissent être appliquées.

II.5. Les campagnes d'information

La plupart des pays ont maintenant développé des campagnes d'information. Une première série de campagnes vise le grand public. Massives aux Etats-Unis, ces actions sont aussi très importantes depuis de nombreuses années en Suède ou en Grande-Bretagne, bien que plus ciblées vers les populations exposées. En France, l'information du public est réalisée par l'IPSN depuis 1992 (mise au point et distribution de plaquettes d'information). L'objectif est à la fois de faire prendre conscience au public de l'existence d'un risque, sans en exagérer l'importance, et de faire savoir qu'il est possible d'agir de façon simple pour le diminuer. Cette information ne vise pas que le "grand public", mais aussi la pléiade de responsables nationaux et locaux qui sont concernés par la maîtrise de ce risque (ou vers qui vont se tourner les personnes sensibilisées -responsables des ministères de la santé, de l'environnement, de l'équipement, mais aussi maires,... enseignants et médecins). Ces responsables doivent pouvoir avoir accès à des informations plus complètes. Des dossiers spéciaux ont été constitués [SEGR 1993] et un numéro d'appel existe au Centre de Documentation sur la Sécurité Nucléaire. La démarche française n'est pas ici différente de celle des autres pays. Elle se heurte aux mêmes difficultés de fond: comment concerner sans faire peur, comment traiter l'incertitude scientifique, voire les controverses sur les effets du radon ?

Les campagnes d'information doivent être doublées par des formations et informations plus techniques sur les mesures de réduction du risque, qui viennent d'être évoquées. L'édition de documentations techniques et le recours aux organisations professionnelles sont alors les outils privilégiés [CSTB 1991].

II.6. L'évaluation

Une série d'actions très variées, et hétérogènes, vient d'être décrite. La mise en oeuvre d'une politique reste cependant incomplète si une évaluation du développement de ces actions n'est pas mise en place. Il peut s'agir de l'impact des campagnes d'information, de l'information des responsables, des plans de formation, et en fin de compte, de la réduction des expositions. Si le retour d'expérience sur le déroulement des campagnes de mesure est généralement satisfaisant, le suivi des mesures prises par les particuliers, et la réestimation des niveaux moyens reste peu fréquente et difficile.

III. CONCLUSION

La définition de politiques nationales peut s'analyser au niveau des principes. La fixation de niveaux d'action et l'arbitrage entre des approches incitatives et des approches contraignantes apparaissent comme les choix principaux. Ces choix sont difficiles, ils ont été différents selon les pays, ne serait-ce qu'à cause de contradictions entre les cadres juridiques et les traditions culturelles. Une même notion, celle du seuil d'action, peut prendre un sens très différent selon le pays où elle est utilisée. Ces choix sont aussi soumis à la nécessité de respecter la cohérence avec les approches de la radioprotection et celles de la maîtrise de l'exposition à d'autres nuisances.

Mais les politiques nationales peuvent aussi être examinées sous l'angle des outils pratiques à mettre en place. Il apparaît alors que, si tous les pays ne sont pas aussi avancés, ils ont à construire des outils similaires et qu'ils se heurtent aux mêmes difficultés. Quels que soient les principes retenus une infrastructure

doit être construite et les efforts d'institutions diverses doivent être coordonnés. De l'examen qui précède, il ressort en effet qu'une politique incomplète est vouée à l'échec. Il s'agit là d'une tâche de fond que les discussions sur les principes ne devraient pas faire oublier.

REFERENCES

[UN 1988] UNSCEAR 1988. Sources, effects and risks of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 1986 Report on the General Assembly, with annexes. United Nations, New York.

[HUBERT 1993] HUBERT Ph., Exposition de la population française à l'irradiation naturelle, Actes de la 4e Conférence Acomen, Radioprotection et Santé Publique, 6-7 Mai 1993, Grenoble, pp. 69-83, Numéro spécial du bulletin de l'Acomen, Ed. Acomen.

[LUDEWIG 1924] LUDEWIG P., LORENZER E. Untersuchungen der Grubenluft in den Schneeberger Gruben auf den Gehalt an Radium-Emanation. Z. Physik, 22, 178.

[NRC 1988] Health risks of radon and other internally deposited alpha-emitters. US National Research Council Report BEIR IV, National Academy Press, Washington DC.

[CIPR 1991] 1990 recommendations of the international commission on radiological protection. ICRP publication 60. Annals of the ICRP 21 (1 -3). Pergamon Press, Oxford.

[CIPR 1981] Limits for inhalation of radon daughters by workers. ICRP Publication 32. Annals of the ICRP 6 (1). Pergamon Press, Oxford.

[CIPR 1984] Principles for limiting exposure of the public to natural sources of radiation. ICRP Publication 39. Annals of the ICRP 14 (1). Pergamon Press, Oxford.

[CIPR 1987] Lung cancer risk from indoor exposures to radon daughters. ICRP Publication 50. Annals of the ICRP 17 (1). Pergamon Press, Oxford.

[WHO 1986] World Health Organization, "Indoor air quality, radon and

formaldehyde", Environmental Health Series, N° 13, Copenhagen, 1986.

[EURATOM 1990] Recommandation de la Commission du 21 Février 1990 relative à la protection de la population contre les dangers résultant de l'exposition au radon à l'intérieur des bâtiments, Euratom 90/143, 1990.

[WHO 1993] Indoor air quality: a risk based approach to health criteria for radon indoors. Summary report on a WHO working group. Eilat, Israël, 28 March, 4 April 1993. World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen, 1993.

[RANNOU 1992] RANNOU A., GAMBARD JP., BRENOT J.. Campagnes de mesure de l'irradiation naturelle gamma et radon en France. Bilan de 1977 à 1990. Note SEGR 92/10.

[SEGR 1993] Campagne nationale de mesure de l'exposition domestique au radon, Dossier d'information à l'usage des ingénieurs sanitaires. Note SEGR 93/34.

[VERGER 1993] VERGER P., HUBERT Ph., CHERON S., BONNEFOUS S., BOTTARD S., BRENOT J. Use of field measurements in radon mapping in France, First International Workshop on Indoor Radon Remedial Action, Rimini, Italie, 27-6/2-7.93. Note SEGR/LEADS 93/28.

[OLAST 1992] OLAST M., SINNAEVE J. The radon research programme of the Commission of the European Communities. Radiation Protection Dosimetry. Vol 42, 185. 1992.

[ROBE 1989] ROBE MC., ZETWOOG P. Techniques de réduction du risque radon dans les habitations. Actes du Congrès SFRP "Exposition au radon dans les habitations, aspects techniques et sanitaires". Paris, 10-11 Janvier 1989.

[ROBE 1992] ROBE MC., HUBERT Ph.. Radon in France, studies carried out by IPSN - Friedrischshagener fachgespräch 92, Berlin, 25-26 Nov. 1992. Note SEGR 92/11.

[WOOLISCRAFT 1992] WOOLISCRAFT M. The principles of radon remediation and protection in UK dwellings. Radiation Protection Dosimetry. Vol. 42, N° 3, pp. 211-216, 1992.

[CSTB 1991] MILLET JR., BIENFAIT D. Bâtiment et santé, les risques liés au radon. Cahiers du Centre Scientifique et Technique du Bâtiment, 1991.

Samenvatting

Recente publicaties (WGO,ICRP) brengen op de voorgrond de problemen van openbare gezondheid gesteld door Radon, en definiëren de beginselen om het risico te beheersen van beroeps en huishoudelijke blootstellingen. Onder de meest belangrijke evoluties merkt men een redefinitie van de relatie blootstellingrisico. De toevlucht tot actie niveaus die berusten op concentraties voor het ICRP, of op het risico voor de WGO wordt aanbevolen, gepaard met het begrip "geaffecteerde zone"

Hier worden praktische problemen van uitvoering van de politiek afgeleid van deze aanbevelingen zonder de geldigheid van de wetenschappelijke gronden van de evaluaties waarop zij berusten in twijfel te trekken.

Op landschaal stelt zich het probleem van het verkondigen van aanbevelingen i.v.m..inwendige pollutie van de woonvertrekken. In dit domein passen dwingende reglementaire schikkingen niet met de juridische tradities van bepaalde landen zoals Frankrijk. Een actieve politiek is nochtans mogelijk. Een overzicht wordt gegeven van de elementen van dergelijke politiek: reglementaire instrumenten (cfr. normen voor bouwmaterialen), economische instrumenten (cfr. fiscale aanmoedigingen), communicatie met het publiek, identificatie v.h.risico (cfr. meetcampagnes), verwezenlijking van een logistiek (validatie van de metrologie, vorming en erkenning van ondernemingen)

Stap voor stap worden de mogelijke alternatieven, de acties uitgevoerd of in uitvoering, meestal steunend op de franse ervaring, en de ondervonden moeilijkheden onderzocht. Uit de ervaring kunnen lessen getrokken worden. Men zal bijvoorbeeld de moeilijkheid aanhalen om risicozones af te bakenen, in het bijzonder op basis van criteria zoals de fractie van de woningen boven de 200 Bq/m³, dit criterium is zeer afhankelijk van het meetprotocol (instrumenten, maar ook plaats van de meting, seizoen enz...) Het gebrek aan gekwalificeerde operatoren om de veranderingen uit te voeren die de blootstelling in een bepaalde woning minderen is een bijkomende moeilijkheid wanneer acties op nationaal niveau moeten gedefinieerd worden.

De huidige programmas alsook hun perspectieven worden beschreven. Zij wensen de nodige instrumenten te plaatsen voor wetenschappelijke evaluaties die een geloofbare keuzen toelaten in de openbare politiek.

Abstract

Recent publications (WHO, ICRP) highlight public health problems due to Radon and set out principles to cope with domestic and professional exposure. Among the most striking changes the redefinition of the exposure-risk relation is noted. Use of action levels based on concentrations (ICRP) and on the risk assessment (WHO) coupled to the notion of "affected zone" is recommended.

The practical implementation problems of the political decisions are based on these recommendations without questioning the scientific background of the evaluations from which they evolved. Country-wide, the problem of publishing recommendations for indoor contamination in dwellings is to be faced. In this connection it is to be said that compulsory regulations are not in line with the juridical tradition in certain countries like France. Active policy making is however possible. An overview of items of such a policy is presented: regulatory means (e.g. norms for building materials), economical means (e.g. fiscal incentives), information of the public, identification of the risk (e.g. through measurement campaigns), setting up the logistics (validation of measurement techniques, training and recognitions of technical excellence of firms). Step by step, possible alternatives, actions taken and under way - generally based on french experience - as well as the difficulties found, are scrutinised. Lessons can be drawn from experience. As an example, the difficulty should be mentioned which is met in setting the boundaries of risk zones, in particular on the basis of criteria such as the fractions of dwellings showing more than 200 Bq/m³, which is very dependent on the measurement conditions (instrument, location of measurement, season, etc...). The lack of qualified craftsmen implementing the remedial actions to reduce the exposure in certain dwellings adds to the problems when action is to be defined at the national level. Present programmes are described with their outlook. They aim at setting up the required means in addition to the scientific evaluations needed for credible policy choices.

PRESENTATION AND DISCUSSION OF THE ICRP APPROACH ON PROTECTION AGAINST ²²²Rn AT HOME AND AT WORK

Vanmarcke H.

SCK/CEN, Radiation Protection Research Unit
Boeretang 200, B-2400 MOL, BELGIUM

Abstract

The ICRP has recently released a draft publication on the protection against radon-222 at home and at work. In deriving the lung cancer risk the commission prefers the epidemiological studies of miners to the study of the survivors of Hiroshima-Nagasaki. Between the two risk estimates there is a factor of 4 difference. This inconsistency should be discussed in the publication in a quantitative way. Radon in dwellings is considered as an intervention also for future dwellings. The action level is fixed at 200 Bq/m³. In workplaces the action level is 1000 Bq/m³. It is the boundary between interventions and practices making the management not responsible for exposures below 1000 Bq/m³. This is not consistent with the ALARA principle. It is suggested to decrease the action level in workplaces to the same value as in dwellings, 200 Bq/m³.

1. Introduction

Until the seventies, it was usual to consider natural radioactivity as a background phenomenon without appreciable health effects except in some exceptional areas where the local population is exposed to high terrestrial radiation. The average exposure to natural ionizing radiation was estimated at about 1 mSv per year on the basis of dose calculations in the gonads or in the bones. With publication 26, the International Commission on Radiological Protection (ICRP) introduced in 1977 a new quantity, the effective dose equivalent, by which doses received in different tissues can be added. Including the lung dose from the decay products of radon, the estimation of the annual

average exposure doubled. Even more important than the average value is the very large variation of the radon exposure within the population which results in a small group receiving doses higher than the limit for professionally exposed workers. The total dose of these individuals overlaps with the miners' dose for which an excess lung cancer rate was demonstrated.

2. ICRP approach of the radon exposure

The ICRP approach of the natural radioactivity and the radon exposure in particular has changed several times.

Publication 26 (ICRP, 1977) distinguished normal exposures from enhanced exposures to natural radiation. In practice, it was found very difficult to separate the contribution due to human activities from that of normal exposures.

Therefore, in publication 39 (ICRP, 1984) this view was abandoned and replaced by the extent to which the exposures to natural sources are controllable.

Controllability was considered to be a major factor in any system of dose limitation. This results in a difference between existing exposure situations, where any actions would have to be remedial, and future situations which can be subject to limitation and control at the stages of decision and planning. The commission recommends different procedures for existing and future situations. Existing exposure situations are for instance living in existing houses and maintaining present production of building materials. Examples of future exposure situations which can be subject to administrative control are building new houses, reducing ventilation in existing houses and producing building materials from new production facilities. In existing situations the commission recommends the use of action levels to initiate interventions to decrease the exposure. In the case of radon in houses, if the remedial action is fairly simple, the recommended action level is 200 Bq/m^3 equilibrium equivalent radon concentration. Assuming an equilibrium factor of 0.5 this corresponds to a radon concentration of 400 Bq/m^3 . For severe and disrupting remedial actions a higher

value might be appropriate.

For future dwellings the commission recommends an upper bound for the equilibrium equivalent radon concentration of 100 Bq/m³. This value is derived from an optimization assessment by application of a maximum acceptable risk for an individual in the future dwelling.

The recommendations in publication 60 (ICRP, 1991) deviate on a number of points from publication 39. Future dwellings for instance are dealt with in the same way as existing dwellings because the concentration of radon cannot be determined with confidence until the dwelling has been completed and occupied for a year or so. Therefore, future dwellings are dealt within the system of protection in interventions rather than in terms of practices. It follows that the building industry is an exception within the industrial activities. This is incomprehensible as also in other industrial activities the exposure is usually only measurable after the realisation of the project.

For existing dwellings the commission makes a distinction between owner-occupied dwellings and rented dwellings. The recommendations to the owner-occupies are only advisory, but it is desirable to establish firm action levels for rented properties. The best choice of an action level is a level which defines a significant but not unmanageable number of houses in need of remedial work. As the distribution of radon concentrations is different from country to country it is probable that different countries will adopt different action levels.

The distinction between owner-occupied dwellings and rented dwellings may conflict with the legislation in some countries. The exposure of children for instance can lead to an intervention by the authorities although their parents own the dwelling (McLaughlin, 1991).

In regard to radon in dwellings the recommendations in publication 60 are not clear. On the one hand it is referred to the advice given in publication 39 while

on the other a different point of view is adopted. For the protection in workplaces only general guidance is given except for exposures in thermal centres, uranium mines, underground workplaces, etc. Other workplaces like schools and offices are not considered. However the commission seems to be aware of the lack of clarity in his recommendations and promises revised recommendations in due course.

3. Draft ICRP publication on protection against radon-222 at home and at work

As indicated in publication 60 the ICRP has written a draft publication on the radon issue. The draft was released for consultation in the spring of 1993. The virtue of the document is to resolve the lack of clarity and the ambiguity of publication 60.

Radon in dwellings is considered as an intervention also for future dwellings. The classification of a workplace is depending on the radon concentration. It is considered as an intervention if the level is below 1000 Bq/m^3 and as a practice if above 1000 Bq/m^3 . The transition from intervention to practice is only for practical reasons with the intention of making the management of the enterprise responsible for radon exposures above 1000 Bq/m^3 .

In paragraph 21 it is indicated that there are two main sources of quantitative information about the risks resulting from the exposure of the lungs to radiation. On the one hand there is the life span study of the survivors of the atomic bombs at Hiroshima and Nagasaki and on the other hand there are the epidemiological studies of miners exposed to radon at work. The life span study provides estimates of the cancer fatality coefficient for exposure principally to gamma radiation, that is fairly uniform over the whole lung. The results can be applied to the non-uniform alpha radiation exposure of the lung due to radon progeny with the help of a dosimetric model of the respiratory tract. The studies on miners provide information on the relationship between the incidence of fatal

lung cancer and the concentration of radon progeny in the mining environment. The commission prefers the direct use of the epidemiology of radon in mines over the indirect use of the Hiroshima-Nagasaki study.

The estimation of the excess risk of lung cancer is derived from 6 epidemiological studies of uranium miners and one study of iron miners. Considering the correlations with the lung cancer risk without radiation exposure a relative or multiplicative model is preferred to an additive model. 740 excess lung cancers were observed among the 31500 investigated miners. The risk coefficients of the 7 studies do not differ significantly. The weighted mean value of the excess relative risk of lung cancer is 3.79 per J h m^{-3} referring to a follow-up period of 20 years and a minimum latency of 5 years. The extrapolation of the risk over the entire lifetime is made by means of a relative risk projection model. Three models are compared: ICRP publication 50 (1987), BEIR IV (NRC, 1988) and GSF (Jacobi, 1992). In spite of the large differences in the age-specific excess rates, the integral lifetime risk values resulting from the three models are in good agreement. The risk of getting a fatal lung cancer is estimated at $7.9 \cdot 10^{-5}$ per mJ h m^{-3} . There are large differences between the occupational environment of underground miners and the indoor environment of the public with a varying impact on the dose per unit exposure so that the commission decided to adopt the same fatality coefficient for the public as for workers. The detriment coefficient of publication 60 is made equal to the fatality coefficient as lung cancer is fatal in 95 % of the cases and the detriment of tissues outside the lung is limited to a few percent of the total effective dose.

The dose conversion factor (convention) is derived from dividing the detriment coefficient by the detriment associated with a unit effective dose. The detriment per unit effective dose is estimated in publication 60 at $5.6 \cdot 10^{-5}$ per mSv for workers and $7.3 \cdot 10^{-5}$ per mSv for the general public. This results in a dose conversion factor of 1.4 mSv per mJ h m^{-3} for workers and 1.08 mSv per mJ h m^{-3} for the public. For all sorts of reasons the commission decided to adopt the same dose conversion factor for the general public as for workers.

Applying the lower values for the detriment per unit effective dose of publication 26 (1977) four times higher dose conversion factors are obtained. A conservative approach as possibly is the case in publication 60 would result in an underestimation of the radon dose.

Assuming an occupancy factor of 80 % or 7000 hours per year and an equilibrium factor between radon and its progeny of 0.4, a radon concentration of 40 Bq/m³ corresponds to an exposure of 1 mSv/year. The dose conversion factor of Vanmarcke (1989) is 1.6 times higher. The action level in dwellings is fixed at 200 Bq/m³ or 5 mSv per year. It is for the national authorities to decide whether to make the action level mandatory or advisory and whether to discriminate between owner-occupied dwellings and rented dwellings. They have the obligation to inform the public about the risks of radon and the various options for radon remedial work.

Areas with a more than average number of dwellings above the action level have to be identified so as to concentrate efforts where it is most effective.

An area is selected as "radon-prone" if 1 % of the dwellings have radon concentrations above the action level of 200 Bq/m³. In radon-prone area restrictions can be imposed for instance on the construction of new dwellings keeping the radon concentrations in the finished dwellings as low as can reasonably be achieved and providing for an easy introduction of remedial measures if the action level is exceeded.

The yardstick of 1 % of the dwellings above the action level is very stringent as half of the world has to be classified as a radon-prone area. Indeed, according to the draft proposal, in the USA the radon concentration exceeds the action level in about 6 % of the dwellings. In Belgium, the Ardennes, the Condroz and the region between Sambre and Meuse have to be classified as radon-prone areas. Enhancing the yardstick to 5 % would make the number of dwellings manageable and would have the added advantage that it is easier to measure.

In workplaces, the action level is fixed at 1000 Bq/m³. It is the boundary between interventions and practices with the result that exposures below the action level are not included in the dose records and that the employer is not responsible for these exposures. Assuming a dose conversion factor of 1.4 mSv per mJ h m⁻³, a residence time of 2000 hours per year and an equilibrium factor of 0.4 the action level corresponds to an effective dose of 6 mSv/year. The commission recommends to identify the areas with a more than average number of workplaces above the action level. In order to avoid confusion it is advisable to define the same radon-prone areas as for dwellings. In workplaces it is strongly recommended to take remedial measures to reduce the radon concentration to a value well below the action level. If nothing is done or if the measures are unsuccessful in reducing the radon concentration below the action level, the recommendations in publication 60 will apply with respect to workplaces where radioactive substances are handled in unsealed forms. This involves the designation of controlled and supervised areas, the systematic assessment of the exposure of the workers and the aggregation of the radon exposure with any other occupational exposure. An exception is made for mines for which the recommendations in publication 47 (ICRP, 1986) remain valid.

The position taken by the commission in regard to radon at work is an all or nothing approach. Below 1000 Bq/m³ the employer is from a legal point of view not responsible for the occupational exposure. Above the action level the workers are considered as professionally exposed to ionizing radiation just as, for instance, the workers of a nuclear power plant.

4. Discussion

The commission takes up clear positions. For instance in deriving the lung cancer risk, the commission prefers the epidemiological studies of miners to the study of the survivors of the atomic bombs at Hiroshima and Nagasaki which constitutes the basis of the improved dosimetric model of the respiratory tract. According to James at the "indoor radon remedial action workshop" in Rimini

(June, 1993) the new lung model predicts 4 times higher dose conversion factors than those adopted in the draft publication. In addition the model divides the tissue weighting factor for the lung of 0.12 in equal parts, 0.06 for the bronchial-bronchiolar tissues and 0.06 for the alveolar tissues. However for uniformly irradiated lungs 95 % of the cancers will occur in the bronchi and in the bronchioles and only 5 % in alveolar tissues (James, 1991). The effect of applying equal weighting factors to both tissues is to dilute artificially the risk from bronchial-bronchiolar irradiation. As the radon progeny dose is concentrated in the bronchi, without the questionable apportion, the difference between the lung model and the miners studies would be even greater. In my opinion this inconsistency should be discussed in the draft publication in a quantitative way.

The evidence to factor down the lung dosimetry model dose from radon progeny is also indicated for other alpha-emitters in the lungs. Indeed, the ^{218}Po and ^{214}Po lung dose cannot reasonably be seen as other than the lung dose of ^{212}Po , ^{210}Po , ^{241}Am and plutonium.

The reason for the significant difference between the two risk estimates is in my opinion an over simplification of the stochastic health effects. Indeed, radiation is not an independent cause of cancer but merely one out of many possible factors in a complex process besides for instance heredity, cancerous substances, nutrition, average life expectancy, sunshine, etc. The weight of the different factors, the interdependency and the synergetic effects are still not well known. Yet the ICRP has considered it useful to isolate radiation out of this complex process in adopting values for the detriment per unit effective dose. In the draft publication the position taken by the ICRP is already undermined by using a multiplicative risk model instead of an additive model. It is assumed that radon increases the baseline risk of lung cancer. This means that for the same exposure smokers have a 10 to 30 times higher risk than non smokers. From this point of view it is not amazing that there is a factor of 4 difference between two independent risk estimates. Besides, in extrapolating the Hiroshima-Nagasaki

exposure to radon progeny exposure the radiation weighting factor (value 20) and the dose and dose rate effectiveness factor (value 2) have to be taken into account. However, the values of these factors are only approximately known.

In the draft publication, the management is not responsible for radon exposures below 1000 Bq/m³ or 6 mSv per year. This is not consistent with the ALARA principle. Indeed, dependent on the geological and meteorological circumstances only 10 to 100 Bq/m³ is unavoidable. Therefore, it would be better to adopt a lower value for the action level in workplaces. I suggest the same value as in dwellings, 200 Bq/m³, because a higher action level in schools than in dwellings would be difficult to explain to the public.

In radon-prone areas high radon concentrations occur both in workplaces and in dwellings so that workers can be exposed at work and at home. According to the proposal they can receive 6 mSv per year at work and 5 m Sv per year at home without any incentive to apply remedial measures. This is an additional reason to decrease the action level in workplaces to 200 Bq/m³.

References

ICRP Publication 26 "Recommendations of the International Commission on Radiological Protection" Annals of the ICRP 1 , 1977.

ICRP Publication 39 "Principles for limiting exposure of the public to natural sources of radiation" Annals of the ICRP 14, 1984.

ICRP Publication 47 "Radiation Protection of Workers in Mines" Annals of the ICRP 16 1986.

ICRP Publication 50 "Lung Cancer Risk from Indoor Exposures to Radon Daughters" Annals of the ICRP 17, 1987.

ICRP Publication 60 "1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection" Annals of the ICRP 21, 1990.

Jacobi W., Henrichs K., Barclay D. "Verursachungs-Wahrscheinlichkeit von

Lungenkrebs durch die berufliche Strahlenexposition von Uran-Bergarbeitern der SDAG WISMUT" GSF-Report S- 14/92 Munich/Neuherberg, F.R. Germany, 1992.

McLaughlin J.P., Snihs J.O. "The implications of ICRP publication 60 for public exposure to natural radiation" Proc. spanish radiation protection society, Salamanca 1991.

James A.C. Personal communication. PNL, Richland, Washington, 1991 .

NRC "Health risks of radon and other internally deposited alpha-emitters" US National Research Council Report BEIR IV (National Academy Press, Washington DC), 1988.

Vanmarcke H., Berkvens P., Poffijn A. "Radon versus Rn daughters" Health Physics 56:229-231, 1989.

Samenvatting

De ICRP heeft onlangs een ontwerp van publicatie vrijgegeven over de bescherming tegen radon thuis en op het werk. Bij de afleiding van het longkankerrisico kiest de commissie voor de epidemiologische studies bij mijnwerkers boven de studie van de overlevenden van Hiroshima-Nagasaki. Tussen de beide benaderingen is er een factor 4 verschil. Deze inconsequentie zou in het ontwerp op een kwantitatieve manier moeten besproken worden. Radon in woningen wordt beschouwd als een interventie ook wanneer het gaat over toekomstige woningen. Het actieniveau wordt vastgelegd op 200 Bq/m³. Op de werkplaats is het actieniveau 1000 Bq/m³. Het vormt tevens de overgang van een interventie naar een praktijk waardoor de werkgever niet verantwoordelijk is voor blootstellingen beneden de 1000 Bq/m³. Dit is in strijd met het ALARA beginsel. Er wordt voorgesteld het actieniveau op de werkplaats te verlagen tot 200 Bq/m³, dezelfde waarde als in woningen.

Résumé

La CIPR a récemment publié un document concernant la protection contre le radon-222 dans les maisons et sur les lieux de travail. Pour dériver le risque de cancer du poumon la commission préfère utiliser les études épidémiologiques des mineurs aux études des survivants de Hiroshima-Nagasaki. Il y a un facteur 4 de différence entre les deux estimations et cette inconsistance devrait être discutée quantitativement dans la publication. Le radon dans les habitations est considéré comme intervention également dans des habitations futures. Le niveau d'action

est fixé à 200 Bq/m³. Sur les lieux de travail le niveau d'action est fixé à 1000 Bq/m³. C'est la transition entre intervention et pratique qui rend l'entreprise non responsable des expositions en dessous de 1000 Bq/m³. Ceci n'est pas consistant avec le principe ALARA. Il est alors suggéré de diminuer le niveau d'action des lieux de travail à la même valeur que dans les habitations, 200 Bq/m³.

RADON IN THE CONTEXT OF INDOOR AIR QUALITY

J.P.Mc Laughlin

Physics Department
University College Dublin, Ireland

Abstract

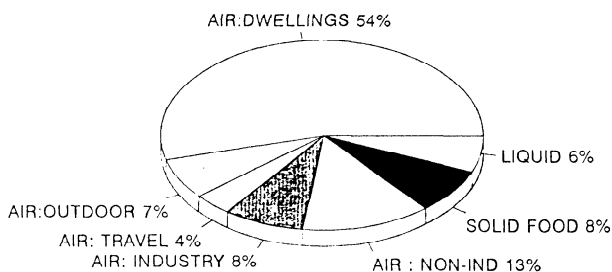
The recommendations and guidelines on indoor radon issued by international and national agencies have until now evolved by considering it almost exclusively within the framework of radiation protection. With the developing interest in EC Member States in Indoor Air Quality (IAQ) in residential and non-industrial working environments there is a growing awareness that an integrated approach to dealing with risks arising from all indoor pollutants is ultimately more desirable than dealing with each pollutant in an individual and unconnected manner. As a guide to the advantages and difficulties involved in working towards an integrated approach comparisons and contrasts are presented here between radon and a number of common indoor air pollutants from such perspectives as health effects and control strategies. A review is also given of relevant work that has been undertaken by the European Collaborative Action on "Indoor Air Quality and its Impact on Man" within the framework of the CEC/JRC (Ispra) Environment Programme.

INTRODUCTION

On the basis of most relevant definitions and criteria it is not unreasonable, though somewhat unusual, to consider air as a food or source of essential sustenance for human life. In principle therefore air is deserving of measures to safeguard its quality comparable to those afforded to solid and liquid foods. The dominant position of air in regard to the mass of intakes to our bodies is clearly shown in

Figure 1 as the air we breathe accounts for about 85% of the mass intake with solid food and liquids only accounting for the other 15% (Sundvall 1993). The importance of the quality of air has become a topic of increasing importance to public health in developed countries in recent decades. This is most apparent in the controls that are imposed on industrial emissions to the atmosphere and on the creation of clean air zones in cities by the use of smokeless fuels. While there may be some disagreement as to the net advantage of particular outdoor air pollution control approaches, such as the use of unleaded petrol, the public at large support generally measures to improve the quality of outdoor air. Largely in implicit recognition of the fact that we spend about 80% of our lifetime in indoor environments the importance of indoor air quality has in recent years becomes more recognized and accepted than heretofore. The indoor environment as discussed here is only meant to include dwellings, schools and normal buildings or places of work such as offices etc. Heavy industry indoor environments are excluded.

FIGURE 1 : LIFETIME EXPOSURE (70 YEARS)
MASS INTAKE OF SOLIDS, LIQUIDS AND AIR
(after Sundvall 1993)



A large number of indoor air pollutants with a negative health impact have now been identified. These range from biocontaminants through a wide range of chemical substances to the natural radioactive gas radon and its decay products which is the subject of this symposium (ECA 1991). Up to the present time recommendations for the control of these indoor air pollutants have largely been made on a substance by substance basis. While the achievement of an integrated

and harmonised approach to the control of indoor air pollutants may present great difficulties it is nevertheless an ideal towards which a number of groups in Europe and other regions are working (De Bortoli et al 1990, WHO 1993). This encouragement towards harmonisation should not be seen purely in the light of administrative and regulatory tidiness but is of practical significance. A remedial technique, for example, applied to control one indoor air pollutant may increase or decrease the concentration of other indoor air pollutants and as a consequence the interaction mechanism which govern eventual health effects.

In the context of the present symposium it may be worthwhile and instructive to consider the problem of indoor radon in relation to some of the other main indoor pollutants and of some of the initiatives that have been taken at European level in regard to indoor air quality. This treatment is not meant to be exhaustive and is primarily intended to allow indoor radon to be viewed from perspectives other than those of traditional radiation protection.

HEALTH EFFECTS AND CONTROL ASPECTS.

There are a number of common indoor air pollutants that are known to cause detrimental health effects. These health effects depend on many factors such as the sensitivity of the exposed person, the duration and magnitude of the exposure and may range from minor irritation of the eyes and throat to death. The following in alphabetical order is a selection of some of these indoor air pollutants: asbestos fibres, biocontaminants, carbon monoxide, environmental tobacco smoke (ETS), NO₂, radon and volatile organic compounds (VOCs).

When comparing the health effects of indoor radon with those of other indoor air pollutants a number of differences, which have control strategy implications may be noted.

Radon is colourless and odourless and at high exposures over prolonged periods

may substantially increase the risk of lung cancer (ICRP 1987, ICRP 1994). The occurrence of lung cancer is characterised by a long latency period of many years and no prompt health effects due to radon are known. In addition to lung cancer risk there is also in the recent literature suggestions that indoor radon may be implicated in increased risk of leukaemia and other cancers (Henshaw et al 1990). Notwithstanding the uncertainties in our knowledge of radon cancer induction risk factors it is generally accepted that radon is a Class I human carcinogen (WHO 1993).

In contrast to radon many of the other indoor pollutants while not known to be human carcinogens can directly stimulate the human sensory system and give rise to prompt unacceptable responses such as irritation of the eyes and of the respiratory system.

While a substance such as formaldehyde can at very high levels ($>60 \text{ mg/m}^3$) in the air cause death, severe eye and nose irritation will occur from short time exposure at much lower levels (approx 1 mg/m^3). These sensory responses to formaldehyde and many other chemical pollutants assist in the process of regulatory control of these substances as the public in effect are sensory detectors of the substances and if subjected to levels which cause even minor irritation will seek their reduction. The lack of direct sensory effects from radon exposure is a factor in the well known public apathy towards its control.

Not all indoor air pollutants cause sensory irritation and in that regard are similar to radon. Carbon monoxide (CO) is a good example of this. Like radon it is also a colourless and odourless gas and may in circumstances of inadequate ventilation of gas combustion products reach unacceptable levels in the indoor environment (WHO 1987). While chronic health effects may be present for low CO levels the health end point at high levels can be sudden death which does not occur with indoor radon even at the highest indoor concentrations likely to occur. It is this major difference between a gas such as radon which may cause death in the far future and a gas such as CO where death may occur in a matter of

minutes that is an important determinant of the control strategy to be chosen for each gas. The most effective strategies to avoid deaths from CO inhalation are source related by the application of stringent controls on the design and uses of the devices, such as gas appliances, which are usually the principal sources of high indoor CO levels. This approach of source control is not generally applicable to indoor radon where usually the main source is the soil subjacent to a dwelling over which little or no control can be exercised. The approach to the control of indoor radon is usually focused on either preventing its entry to the indoor air spaces by the use of barrier techniques or diverting the soil gas radon away from the dwelling by means of sumps coupled to extractor fans (Cliff et al 1992). It is true, however, that in a minority of cases the source of high radon levels may be building materials and as such controls may be exercised on this source (Sciocchetti et al 1992). In a number of countries there is an effective upper limit on radon emission from building materials due to controls on the specific activity of radium-226 in building materials.

Within the agencies responsible for radiation protection there appears to be two main bodies of opinion concerning the issue of indoor radon. In a number of countries such as the U.S., UK and Sweden, while there may be differences in regard to chosen values of action levels and control strategies, it is the declared policy of the appropriate state agencies to reduce high levels of indoor radon (Oge 1992, Green et al 1992, Snihs 1992). In other countries, however, the commitment to initiate effective strategies to control high levels of indoor radon is less apparent. One of the most common rationales behind this latter stance appears to be the reluctance to take action on this issue until irrefutable evidence becomes available of the harmful effects of radon exposure on the general public in their homes. The results of the various miner occupational epidemiological studies and lung dosimetry models are thus not universally perceived to be of sufficient weight to warrant a proactive approach towards the control of indoor radon exposure. If a similar position were to be adopted in the case of artificial radionuclides it would be very difficult to justify many of the controls of artificial radionuclide levels in foodstuffs as little or no human epidemiology (occupational

or otherwise) has been carried out into the effects of most of these radionuclides at the specific activity levels at which the controls are applied. The decision processes leading to the adoption of dose limits in the 1 to 50 mSv/year range in normal radiation protection is quite often ultimately traceable to extrapolations of some orders of magnitude which must be made from risk information obtained at high dose and high dose rate exposure conditions to low dose and low dose rate conditions. In contrast to this, in the case of radon exposures, very little extrapolation is required as the upper range of exposures of the general population in many countries overlaps with the miner exposures. The well established and effective conventional radiation protection approach to the control of doses from artificial radionuclides is not being discussed here in a spirit of criticism but rather to encourage a similar prudent approach to be taken in the case of elevated indoor radon exposures. It is evident from its most recent publication on radon matters that the International Commission on Radiological Protection (ICRP) has moved firmly in this direction, even to the extent of treating radon exposure at work as a "practice" (ICRP 1994).

In terms of public health protection equity the case for taking action to reduce high levels of radon is further strengthened by the manner in which the authorities deal with asbestos fibre in indoor air. It is of interest to note the acceptance of health authorities that the general population should be protected from elevated indoor air concentrations of asbestos fibres. The authorities have adopted this position on the basis of the evidence of risk obtained from epidemiological studies of occupational or occupationally related exposures to elevated concentrations of asbestos fibers in air. To the best of the author's knowledge a risk factor for the inhalation of asbestos fibers has never been established on the basis of an epidemiological study of exposure of the general public in their own homes. The evidence from the asbestos occupational and occupationally related studies is accepted as a reasonable basis on which to take action in the general indoor environment. This contrasts starkly with the aforementioned position taken by some sections of the radiation protection community in regard to elevated indoor radon exposures.

A number of radon exposure case-control studies of the general population are currently in progress in a number of countries. One such study involving Belgian scientists is at present being carried out in the Ardennes-Eifel region (Poffijn et al 1992). A major case-control study of the general population in Sweden completed in 1993, involving 1360 cases and 2847 controls, indicates that risks to the public from indoor radon exposure are compatible with the miner studies (Pershagen et al 1993).

If the present ongoing epidemiological studies on indoor radon were, on the other hand, to show that the risks to the general population are much lower than suggested by the miner studies there may ultimately be far reaching implications for radiation protection in general. Such an outcome might rapidly go beyond the confines of the radon issue and could raise questions in regard to the validity of the linear dose-response hypothesis which occupies a central position in current radiation protection philosophy. In addition in some societies the expenditure of public money by State agencies in the application of, for example, a 1 mSv/year dose limit for members of the public from artificial sources might be difficult to continue to justify if much higher doses from the natural alpha emitters of the radon series are shown to carry a risk below the levels of risk from other causes at which the State normally intervenes in those societies.

In the case of radon and other indoor air pollutants very little is known concerning possible synergistic effects that may occur when more than one these pollutants are simultaneously present. The miner studies appear to show a synergistic effect between smoking and radon exposure such that the overall risk is considered to be greater than additive but less than multiplicative (BEIR 1988). In any future integrated approach to indoor air quality questions regarding possible synergistic effects between radon and other indoor air pollutants will need to be addressed.

EUROPEAN IAQ ACTIVITIES

The last fifteen years has been a period in which a considerable increase in knowledge regarding indoor radon exposure and its effects has occurred. During that period also there was a growing awareness in scientists concerned with other indoor air pollutants that the control of indoor air quality (IAQ) ultimately will have to be considered on an integrated basis. Formal European collaboration in the field of IAQ started in 1986 as a Concerted Action which was part of the EG cost-shared Environmental Research Programme. This action became a COST activity (COST project 613/1) at the end of 1987 which enabled it to be opened up to the participation of EFTA countries (De Bortoli et al 1990, CEC 1993). Since its establishment COST Working Groups have produced a number of reports dealing with specific indoor air pollutants and related topics such as the Sick Building Syndrome and building ventilation. It is interesting to note that the first of these publications, which appeared in 1988, was entitled "Radon in Indoor Air" thereby recognising the importance of this topic to IAQ (REF). A second revised edition of this radon handbook is in preparation and is expected to be approved for publication in 1994 (COST 1988). It will incorporate the latest recommendations of ICRP on the radon issue.

The COST work formally ceased in 1991 but has been continued since then by the establishment of the European Collaborative Action (ECA) on "Indoor Air Quality and its Impact on Man". The ECA work is part of the Environment Programme of the EC Joint Research Establishment in Ispra, Italy (CEC 1993). The purpose of the ECA is to help construct and maintain healthy and energy efficient buildings within the European Community. Its principal points of focus are the actual sources of indoor air pollution, the exposures which result from them and the assessment of health and comfort effects. It incorporates all aspects of the indoor environment such as ventilation, humidity and other factors which may interact with IAQ. In view of the fact that the ECA on IAQ does not have its own research funding it concentrates its efforts towards three principal means of achieving its objectives. These are as follows :

- * the development and validation of guidelines and harmonised reference methods for indoor related investigations and measurements and for measures to improve IAQ.

- * the collation, synthesis and dissemination of IAQ knowledge and data.

- * the organisation of workshops, symposia, seminars and similar venues on IAQ topics.

COLLABORATION POSSIBILITIES

A number of Working Groups of the ECA are presently active or due to commence in the near future. These include Working Groups dealing with the following IAQ topics :

- * Design of intervention studies in cases of Sick Building Syndrome.

- * Procedures for the evaluation of building materials with regard to their emissions.

- * Identification of ways to reconcile good IAQ with a safe and rational use of energy.

- * Methodology for identifying high risk population groups (in collaboration with the EC Concerted Action "Air Pollution Epidemiology").

It is obvious from a perusal of the topics being dealt with by these Working Groups that many of the scientific, sociological and economic aspects which impact on these topics have direct parallels in the area of indoor radon control. This suggests that in a number of areas collaboration between radon and other IAQ investigators might be encouraged to mutual advantage. Four such possible areas are as follows :

- * Joint surveys of radon and other indoor air pollutants.

- * The development of passive detectors capable of measuring simultaneously radon and other indoor air pollutants.

- * Preventative and remedial technology to improve IAQ.

- * Harmonisation of IAQ guidelines, recommendations and regulations.

The first three of these are aimed at the avoidance of duplication of effort

research cost reduction and the achievement of a better scientific understanding of the indoor environment. Collaboration aimed at harmonisation is an ideal of considerable public health importance towards which both radon and other IAQ scientists should aim.

CONCLUSIONS

Radon should increasingly be treated as an integral part of the indoor air pollution spectrum. While quite clearly it is most appropriate that its control should primarily be driven from a radiation protection perspective harmonisation of this control with that of other indoor air pollutants is desirable. This will not be an easy task. A number of basic scientific questions still remain to be answered in regard to the health effects of indoor radon on the general population. Of particular relevance in the context of this paper is the question of possible synergistic action between radon and other indoor air pollutants.

REFERENCES

BEIR IV Report "Health Risks of Radon and other internally deposited alpha emitters". National Acad. Press. Washington D.C. (1988).

Cliff, K.D., Green, B.M.R., Lomas, P.R. Rad. Prot. Dos. 45, 599, (1992).

CEC (Commission of the European Communities). The European Collaborative Action (ECA) "Indoor Air Quality and its Impact on Man" (formerly the COST project 613/1). in: Environmental Research Newsletter no.12 (G. Rossi, ed.), EC publication SP-1.93.43 ISPRA (Varese), Italy, pp. 5-6 (1993).

COST "Radon in Indoor Air" (prepared by J.P. Mc Laughlin), Report N° 1 COST 613.

Indoor Air Quality and its Impact on Man. Nov. 88, Eur 11917 EN, Luxembourg (1988).

M. De Bortoli, H. Knöppel and B. Seifert. "Orientation and action of the European Community in the assessment and prevention of indoor air pollution". In : Indoor Air'90, Proceedings of the 5th International Conference on indoor Air

Quality and Climate, Toronto, (D. Walkinshaw, ed.), Vol. 5, pp. 203-211 (1990).

ECA (European Concerted Action) "Indoor Air Quality and its Impact on Man". Report No. 10: Effects of Indoor Air Pollution on Human Health, EUR 14086, Luxembourg, (1991).

Green, B.M.R., Cliff, K.D., Miles, J.C.H and Lomas P.R. Rad. Prot. Dos. 45, 519-522 (1992).

Henshaw, D.L., Eatough J.P. and Richardson R.B. The Lancet 335: 1008, (1990).

ICRP Publication No. 50. Annals of the ICRP 17, (1987).

ICRP Publication 60. Annals of the ICRP. 21 (1990).

ICRP Publication 65. Annals of the ICRP, 23, No 2,(1994).

Oge, M. Rad. Prot. Dos. 45, 751 (1992).

Pershagen, G., Axelson, O., Clavensjö, B., Damber, L., Desai, G., Enflo, A., Lagarde, F., Mellander, H., Svartengren, M. Swvedjemark, G.A. and Akerblom, G. Radon i bostader och lungcancer. IMM-Rapport 2/93. Stockholm (1993).

Poffijn, A., Tirmarche, M., Kreienbrock, L., Kayser, P. and Darby, S. Rad. Prot. Dos. Vol 45, 651 (1992).

Sciocchetti, G., Bovi, M., Cotellessa, G., Baldassini, P.G., Battella, C. and Porcu, I. Rad. Prot. Dos. 45, 509-514 (1992).

Snihs, J.O. Rad. Prot. Dos. 45 No. 3, 177 (1992).

Sundvall, I., Karolinska Institute Stokholm. (Private communication) (1993).

WHO (World Health Organization) "Air Quality Guidelines for Europe. WHO Regional Publications, European Series No. 23. ISBN 92-890 (1987).

WHO (World Health Organization) "Indoor Air Quality: A Risk-based Approach to Health Criteria for Radon Indoors". Summary report EUR/ICP/CEH 108(S), EUR/HFA target 21 (1993).

Résumé

Les recommandations et directives relatives au radon à l'intérieur des logements promulguées par les agences nationales et internationales ont suivi un développement qui a résulté presque exclusivement du souci de protéger contre les rayonnements ionisants. Eu égard à l'intérêt croissant dans les États Membres de la Communauté Européenne pour la qualité de l'air dans les logements résidentiels et dans le milieu de travail industriel, on peut constater une prise de conscience accrue de la nécessité d'une approche intégrée couvrant l'ensemble des agents polluants intérieurs pour l'évaluation du risque, approche préférée à la prise en compte individuelle et séparée de chacun d'entre-eux. Dans ce rapport, les contrastes et points de comparaison entre le radon et quelques polluants communs de l'air intérieur sont fournis pour servir de guide dans la définition des avantages et difficultés liés à l'approche globale quand on la considère dans une perspective de contrôle sanitaire et de stratégies de contrôle. Le travail effectué par le CCR (Ispra) de la CCE dans le cadre du programme environnement, sur l'action de collaboration européenne "qualité de l'air ambiant et son impact sur l'homme" est passé en revue.

Samenvatting

Aanbevelingen en richtlijnen met betrekking tot binnenhuis Radon die door nationale en internationale instanties gepubliceerd werden hebben, tot hiertoe, een ontwikkeling gekend die bijna uitsluitend op beschouwingen in verband met bescherming tegen ioniserende stralingen berustte. Gelet op het toenemend belang in de EG Lid-Staten voor binnenshuis lucht kwaliteit in het residentiële en niet industrieel werkmilieu, stelt men een groeiende belangstelling vast om een globale aanpak - i.e. voor alle luchtvervuilingen - van het risico probleem te verkiezen boven een aanpak die iedere besmetter los van de andere, op het oog zou nemen. In dit werk wordt beoogd een leidraad te geven die voor- en nadelen van de geïntegreerde toenadering schildert aan de hand van een vergelijking tussen Radon en een aantal gebruikelijke binnenhuis luchtbesmetters, wanneer ze beschouwd worden vanuit het perspectief van gezondheidseffecten en controlestrategieën. Tevens wordt een overzicht gegeven van het werk door de "Europese Collaboratieve Actie" met betrekking tot "binnenhuis luchtkwaliteit en impact op de mens" ondernomen in het kader van het KEG/GOC (Ispra) milieu programma.

PUBLIC HEALTH ASPECTS OF DOMESTIC RADON EXPOSURE

Keith Baverstock

WHO European Centre for Environment and Health
Via Vincenzo Bona 67, Rome, Italy

Environmental exposure to the radioactive gas, radon, and its radioactive daughters is important in two contexts, namely in the home or domestic environment, particularly in areas of uranium bearing rocks at latitudes where home heating is practised, and in the work environment, particularly the mining of uranium ores. In this paper the public health aspects of exposure to radon in the domestic environment are considered and the view advanced that the present framework within which radon risk is considered is inappropriate and unnecessary.

Historically, approach to managing and controlling domestic radon risk has been developed from considerations about radon in the work place. It is only recently, say within the last one to two decades, that the importance of radon exposure in the domestic environment has been emphasised. Radon emanates from the rocks and soils almost universally, the exception being coral atolls where the terrestrial environment is purely coral and contains no rock. Out of doors rapid dilution occurs in the atmosphere and radon concentrations in inhaled air are negligible. Indoors, particularly where ventilation is restricted, radon can build up to potentially health damaging levels. The need to conserve fuel has led to measures to reduce ventilation rates, perhaps the most significant of which has been to block existing chimneys, build houses without fireplaces and fit more efficiently sealed windows and doors. As a consequence levels of radon in the domestic environment have increased, particularly on the ground floors and basements of buildings and it is now realised that radon levels in areas of high natural radon exhalation from soils and rocks can equal those found in some mining establishments and can contribute many times the dose equivalent from

natural background low LET radiation (which is generally of the order of 1 to 3 mSv per year).

The considerable experience gained of the health effects of exposure to radon in the occupational environment leaves no doubt as to the seriousness of these high levels in terms of public health. The principal, and probably only, risk associated with exposure to radon is of lung cancer, which has a high fatality rate. The proportion of the populations in an number of European countries affected by high levels of radon is given in figure 1.

Risks of fatal cancer associated with lifetime exposure to 200 Bq/m³ is derived from studies of miners to be of the order of 350/10⁶ and it can be assumed that risk increases linearly with exposure. The mining environment, however, is very different from that of the home and it seems likely that this risk might be modified somewhat in the domestic environment. Several studies are in progress to assess directly the domestic risk.

A recent convened WHO working group on Indoor Air Quality (WHO 1993) recommended that in considering public health response to radon in the domestic environment individual risk should be the criterion for mitigative action.

The contention advanced here is that the considerations conventionally given to radon in the work environment are inappropriate, or unnecessary, when dealing with the domestic problem and its impact in public health terms. The reason lies in the aims and objectives of the system of management of risk from radiation exposure in the work environment which has developed over the past several decades mainly under the guidance of the International Commission on Radiological Protection (ICRP). In ICRP terms radon is but one of many aspects of radiation exposure in the work environment while being also "natural" rather than "man made" in origin, although elevated levels are mostly a consequence of man made environments (the principal exception being caves in high uranium geology).

Radon has thus been incorporated into a developing framework of planning exposure to radiation in the workplace in such a way as to limit overall radiation risk. In work environments where several types of radiation exposure may be received by an individual worker, i.e. external, internal, low LET, high LET etc. there is clearly a need for additivity of risk so that the overall risk can be limited to an acceptable value. Fundamental to this concept is determining the biologically relevant dose from any source of radiation, which is expressed in Sv, in the tissue at risk. This process of dosimetry underlies, at a fundamental level, all the considerations of the ICRP.

Reliable and realistic radon dosimetry is difficult for a number of technical reasons and the interpretation of the risk vs. dose relationship for lung exposed to high LET radiations is uncertain, so it is reasonable to question whether it is necessary, or even desirable, in the public health context, to employ the ICRP framework for risk estimation. At the higher levels of domestic exposure the risk can be assessed in the domestic environment directly by the study by case control methodology of exposed groups. This being so it remains to decide against what criteria intervention or other risk management actions should be set. The radon acts through the medium of ionising radiation is irrelevant here since the decision to limit exposure is not part of a framework within which total exposure to radiation is being controlled. Radon can simply be viewed as one of many environmental carcinogens to which some groups in the population are exposed to possibly unacceptable levels. What is deemed unacceptable can be seen as a fixed risk (which, in this case, can be directly measured, or interpolated from measurements, using epidemiology) or what can be afforded in the context of other environmental risk priorities. In other words radon may be seen in the context of other indoor air hazards or in the even wider context of all environmental hazards. In these latter contexts the quantification of risk possible in the case of radon is markedly superior to almost any other environmental hazard and it would be wasteful of resources to spend time and effort on refining it further by detailed dosimetric studies.

This proposal raises important questions concerning the comparative detriments of different health effects. Health detriment, in its widest context ranges from death to loss of well-being and clearly these are not directly comparable one to another. The prioritisation of mitigation actions has also to be seen in a social and political context as well as an economic one. It would, however, be useful, as a guide, to have a rough "tariff" on which decisions could be initially based even though it might be overridden by other considerations. That is, however, beyond the scope of this presentation.

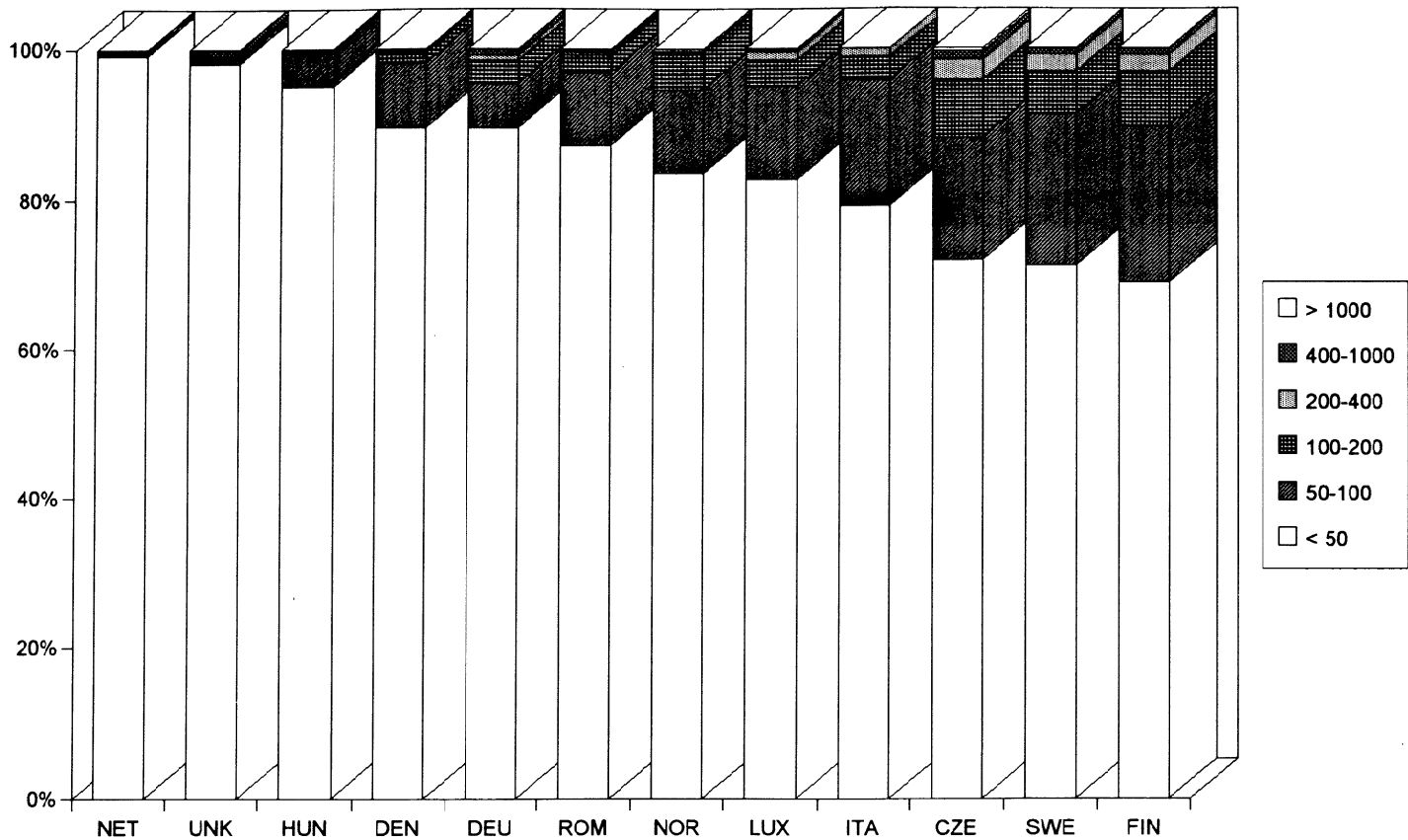
As far as radon is concerned, it is suggested that, in line with the recommendations of the WHO working group (WHO 1993), a mortality rate over a lifetime of 1 in 1000 is taken as "serious" and requiring mitigative action. This translates, on the basis of uranium miner data, to exposure over a lifetime to about 600 Bq/m³. Table 1 summarises some of the recommended action levels operative in Europe at the present time.

Table 1. Recommended action levels to mitigate radon exposure for annual average radon concentrations in air in dwellings

Country	Action level (Bq/m ³)	
	Existing dwellings	New dwellings
Finland	400	200
Sweden	400	140
Norway	400	200
Ireland	200	200
Germany	250	250
United Kingdom	200	200

References

WHO (1993) Indoor Air Quality: A risk-based Approach to Health Criteria for Radon Indoors. Summary Report of a WHO Working Group, Eilat, Israel 28 March-4 April 1993. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen.



Percentage of dwellings with equilibrium radon (EER) (Bq/m3)

L'IMPORTANCE DE LA PROBLÉMATIQUE DU RADON EN BELGIQUE DANS L'ENSEMBLE DES PROBLÈMES DE SÉCURITÉ NUCLÉAIRE

A. Debauche

Chef des Services de Sécurité
INSTITUT NATIONAL DES RADIOELEMENTS (IRE)
6220 FLEURUS

Résumé

La Belgique a développé une industrie nucléaire parmi les plus importantes du monde. Elle se doit de posséder les moyens d'en assurer la sécurité avec toute l'indépendance et la compétence voulues. L'Etat doit donc être capable de garder la confiance des populations en prouvant qu'il appréhende correctement les risques liés à la sécurité des installations et aux problèmes de radioprotection de l'Environnement. Parmi les grands thèmes que relayent les médias, la crainte du Radon figure en bonne place à côté de la problématique des plans d'urgence nucléaires, de l'entreposage des déchets radioactifs, du combustible à Oxyde Mixte (MOX), etc...

Quelle importance faut-il donner à la problématique du Radon dans le contexte général de la radioprotection des populations et en tenant compte des moyens financiers de l'Etat.

INTRODUCTION

Il m'a paru utile, pour ne pas dire indispensable, dans le cadre de ce symposium, de replacer la problématique du radon dans un contexte global: celui de l'ensemble des problèmes de sécurité nucléaire qui se posent à la Belgique et d'une manière générale aux pays occidentaux en cette fin de siècle.

Replacer les grandes questions que pose le Radon dans un tel contexte devrait nous permettre de prendre un peu de recul et de rester raisonnable.

Je serai donc probablement celui qui parlera le moins du Radon, de tous les intervenants de ces trois jours et je précise également que ce qui suit reflète bien entendu mon avis personnel, je ne force personne à partager mon point de vue et j'aimerais que cela suscite une discussion constructive.

*
* * *

D'une manière générale, la Belgique traverse une crise multiple, de structure, d'autorité, crise financière également qui se complique encore dans le domaine nucléaire, d'une crise de compétence au moment où elle doit faire de grands choix comme:

- Faut-il continuer à retraiter le combustible usé ?
- Comment réaliser le stockage définitif des déchets radioactifs ?
- Quelle infrastructure faut-il mettre en place pour assurer et contrôler la sécurité des installations nucléaires, en routine mais également en cas d'urgence ?
- Comment contrôler les populations ?
- Et enfin, comment informer efficacement et objectivement le public et les médias ?

On assiste trop souvent, en matière nucléaire, à une balance entre deux extrêmes.

La vérité n'est bien entendu ni totalement d'un côté ni totalement de l'autre et les querelles d'"experts" vont bon train.

Qu'on soit plutôt d'un côté ou plutôt de l'autre, il est toutefois une réalité à laquelle nous ne pouvons pas échapper.

La Belgique s'est engagée il y a plus de trente ans dans l'Energie nucléaire et même si l'on décidait de s'arrêter aujourd'hui, la plupart des questions que je vais évoquer devraient

quand même être solutionnées.

Nous avons sur notre territoire, la panoplie complète des installations nucléaires allant du réacteur aux installations médicales sophistiquées et il faut les gérer. Et même si tout cela devait s'arrêter, aujourd'hui nous avons du travail pour très longtemps pour en assurer la sécurité. Il en va de même d'ailleurs pour le Radon, on vit avec depuis toujours et on ne peut le faire disparaître.

LES PROBLEMES DU NUCLEAIRE

Examinons succinctement, thème par thème, les problèmes qui se posent à nous. Je les ai classés dans l'ordre qui me paraît le plus logique, il faut bien faire des choix.

1. A mon sens, le premier et le plus grand des défis que nous devons tous relever et dont on ne parle pas assez pour ne pas dire pas du tout est le suivant:

On pourrait le résumer en parlant du problème de compétence posé *par le départ à la retraite des "Brontosaures du Nucléaire"*.

C'était inéluctable. La génération des scientifiques qui ont vécu, depuis la fin de la guerre, les débuts de l'industrie nucléaire et de la radioprotection, a presque complètement quitté ce qu'il est convenu d'appeler la vie active (la pré-pension en a forcé quelques uns à partir encore plus tôt).

Il s'agissait très souvent de véritables encyclopédies, de personnes dont les connaissances étaient très étendues puisqu'elles avaient vécu tout et tout construit depuis le début. Certains auraient dû être remplacé par plusieurs personnes tant il est devenu impossible de tout connaître.

Force nous est de constater que dans de nombreux secteurs dépendant

directement de l'Etat et de ses deniers, la relève a été mal préparée; en tout cas très insuffisante et trop tardive. Je l'ai déjà dit, le recours massif à la prépension et la manière dont elle a été appliquée pourrait être un accident nucléaire un peu particulier, le plus important peut être que la Belgique ait eu à subir.

Si certaines lacunes sont bien en voie d'être comblées, tout n'est pas résolu, loin s'en faut.

D'où l'idée de rassembler les compétences nécessaires au bon fonctionnement de l'état au sein d'*une agence de Sécurité Nucléaire*'. Nous verrons semble-t-il d'ici peu si le résultat est à la hauteur de l'enjeu. Il le faut !

2. Une deuxième réflexion me vient à l'esprit en "vivant" la radioprotection chaque jour et j'aimerais attirer votre attention sur le thème suivant:

Il me semble qu'*un trou se creuse entre les gens du terrain* qui ont besoin de directives concrètes et *les philosophes* internationaux *qui posent les nouvelles bases de la radioprotection*.

La première législation belge a été, sans conteste, une réussite. Elle a bien évolué depuis le début des années soixante car la base était bonne et saine. C'était une des meilleures d'Europe, elle était très opérationnelle, très pratique car mise en place par des hommes à la fois compétents, réalistes et hommes de principe. Il est normal qu'elle doive être adaptée à nos connaissances d'aujourd'hui et à la réalité de l'an 2000.

Tous ceux qui doivent réaliser la nouvelle base réglementaire devraient ne pas perdre de vue le danger suivant: il ne faut pas que sur papier la philosophie et les principes de base (adaptés au niveau de nos connaissances actuelles) soient très minimalistes alors que sur le terrain, un fossé se creuse et que les principes ne soient que peu intégrés dans la radioprotection opérationnelle (souvent pour des raisons financières).

On peut par exemple donner l'illusion de respecter les nouvelles normes alors qu'en pratique on sous-traite les travaux difficiles à des entreprises extérieures dont la dosimétrie est bien réalisée mais dont les résultats n'apparaissent pas dans la moyenne de l'entreprise et dont le personnel est (trop) mobile.

Des risques de déviation en ce sens, existent à l'heure actuelle en Belgique.

Si nous devenons de plus en plus sévères en théorie et que les contrôles deviennent de moins en moins efficaces, au gré des difficultés financières et du vieillissement des installations, on aura l'impression que tout va bien et la réalité pourrait être toute autre .

A cet égard, les traits d'union entre les contrôles physiques des installations et les autorités que sont les *organismes agréés* sont de la plus haute importance. Qu'ils soient privés ou publics importe moins que leur efficacité réelle et leur compétence. Il me semble toutefois que s'ils sont payés par leur client cela pourrait être malsain s'ils sont amenés à trop de prudence pour contenir la concurrence. Cette situation existe surtout en classe II.

En classe I, c'est un autre écueil qui nous guette. Nous devons faire attention au quasi monopole qui existe. Le seul qui peu assurer un monopole c'est l'état! Le rôle des organismes agréés est donc vital pour assurer que les entreprises gardent une culture de sécurité suffisante: l'accident de Forbach s'est produit en France, pas dans le tiers-monde.

3. J'ai parlé tout à l'heure du vieillissement des hommes et je voudrais maintenant logiquement dire que les *installations vieillissent également en se dégradant*.

Il ne faut pas faire un dessin ou un long commentaire: bien que l'Europe de l'Ouest soit très loin - heureusement - de ce que nous avons observé à l'Est, il faut rester prudent.

Nous disposons également d'installations importantes qui ont plus de 30 ans et dans lesquelles la compétence et la sécurité opérationnelle peuvent s'être considérablement dégradées au fil des ans.

4. Cela m'amène logiquement à aborder deux autres grands problèmes de fond: *le démantèlement* et *le stockage* à long terme *des déchets radioactifs*.

La Belgique s'est dotée de toute la panoplie des installations nucléaires allant du réacteur à l'usine de retraitement en passant par les installations de production, d'irradiation industrielle ou de médecine nucléaire.

Un jour, ces équipements vont devoir s'arrêter, certains le sont déjà, et il va falloir s'en occuper sainement alors qu'ils ne sont plus utiles. Il faudra éviter les catastrophes comme Goiana par exemple. Financièrement, c'est déjà un gros problème car on ne sait pas très bien quel sera le coût d'un démantèlement complet ni sa durée. Chaque cas est un cas particulier. L'état qui doit prendre ses responsabilités sera peut être encore plus pauvre à l'avenir qu'aujourd'hui.

Afin d'illustrer ce qui vient d'être dit, l'exemple de l'étude du démantèlement des accélérateurs de particules est assez révélatrice.

Comme vous le savez, le démantèlement doit conduire au déclassement c'est-à-dire le moment où une installation peut être retirée de la liste des établissements classés au sens de la loi.

En cette matière, on parle de "*niveaux de minimis*" (les niveaux sous lesquels les déchets ne sont plus considérés comme radioactifs) et bien que ceux-ci ne soient pas encore fixés, ils sont de l'ordre de grandeur de la radioactivité naturelle de certains aliments qu'il est bon de rappeler:

1 Kg d'épinards: 250 Bq

1 litre de lait: 50 Bq

On parle donc ici de quantité de radioactivité qui s'expriment en Bq/Kg pour les émetteurs alpha et de l'ordre de 100 Bq/Kg pour les émetteurs bêta, gamma.

Autour d'un cyclotron, le poids de l'acier de la culasse s'exprime en centaines de tonnes et le volume des blindages en béton s'élève à plusieurs milliers de m³. Les flux de neutrons qui traversent ces matières ne sont pas négligeables.

S'il s'avère que l'activation de ces structures est suffisante pour qu'il faille les considérer comme des déchets puisqu'elles contiennent un niveau d'activité supérieure aux normes "de minimis", la facture risque d'être fort lourde pour des institutions comme des universités par exemple.

Il est donc indispensable désormais d'étudier le démantèlement dès la construction. Et comme, au point de vue déclassement, chaque installation est un cas particulier, de nombreux problèmes peuvent surgir là où on ne les attendait pas...

5. *Le Stockage "définitif" des déchets radioactifs* est un autre défi important qui se pose à la Belgique.

D'une part, l'entreposage dit "géologique" doit permettre de résoudre le problème des activités élevées, d'autre part, le stockage à faible profondeur doit solutionner le cas des activités faibles ou des courtes demi-vie.

Notre pays ne doit pas tarder à décider des choix qu'il va retenir car en attendant tous les déchets sont entreposés dans des installations de surface.

6. Je ne ferai qu'effleurer le *problème du MOX et du retraitement*, car ils sont à la une des préoccupations actuelles du monde politique. A ce sujet, je voudrais seulement dire qu'il ne faut pas se tromper de cible et prendre la sécurité en otage ou s'en servir comme alibi pour justifier des grands choix économiques ou politiques. Ce n'est à mon avis pas dans son utilisation à Tihange que le MOX

peut poser des problèmes délicats. Les questions qui se posent sont surtout économiques ou politiques. Il ne faut pas se tromper de débat.

7. En matière de *Surveillance des installations et du territoire*, outre la mise en place d'une Agence de Sécurité Nucléaire dont il a été question plus haut, il ne faut pas perdre de vue les *situations d'urgence*.

Il me semble que là aussi, les moyens humains et matériels ne sont pas à la hauteur des installations dont la Belgique dispose.

Un pas important a bien été franchi en décidant récemment la mise sur pied du réseau TELERAD ... dont, soit dit en passant, l'étude a démarré en 1984 (ce qui illustre bien les difficultés de décider en Belgique).

Ce réseau doit être considéré comme un pas capital dans l'aide à la décision en cas d'urgence puisqu'il sera opérationnel en permanence.

Pour que l'état puisse assumer ses obligations complètement, il faut toutefois que plusieurs conditions soient remplies également:

- Les moyens mobiles doivent être disponibles;
- Les laboratoires de métrologie nucléaire doivent rester opérationnels;
- Le personnel doit être suffisant en nombre et en qualité pour faire face au surcroît de travail nécessité par les circonstances;
- Tous ces maillons doivent pouvoir fonctionner simultanément.

Un effort important est actuellement entrepris dans le pays pour combler les lacunes existantes, il doit absolument s'intensifier.

La Belgique ne dispose toujours pas de moyens de contrôle de la contamination interne des populations permettant de mesurer un grand nombre de personnes simultanément.

Nous ne disposons pas non plus de moyens de mesures spécifiques pour détecter les matières fissiles qui seraient transportées illégalement.

CONCLUSION

Et le Radon dans tout cela ?...

Il me semble que c'est à l'**Etat** de prendre les choses en mains afin que des intérêts privés n'exploitent pas la grande peur du nucléaire à des fins mercantiles ou que des scientifiques à la recherche de crédits ne soient pas tentés d'en donner une image un peu alarmiste.

Je ne veux certainement pas prétendre que la problématique du Radon doit être sous estimée mais simplement replacer ce risque dans un contexte plus général.

Je terminerai donc en paraphrasant le Conseiller Scientifique du Ministre de la Santé Publique d'un pays voisin en disant:

"Il y a en radioprotection, des problèmes autrement plus important auxquels il faudrait consacrer des ressources qui risquent, si la psychose du Radon continue à se développer d'être affectés à lutter contre un danger quelque peu mythique".

Le problème de l'information du public, n'est pas technique mais vital. Là également, un effort embryonnaire a déjà été réalisé, mais tout reste à faire. Ce sera le thème des débats de demain. Il doit être possible d'expliquer aux gens de manière compréhensible comment se protéger, etc..

Abstract

The Belgian nuclear industry ranks among the most important in the world. Belgium has to provide for adequate means to guarantee security in full independence and with the required competence. The State must be capable of maintaining the confidence of the population showing that it has a clear understanding of the risks arising in the installations and of radioprotection of the environment. Among the subjects of public concern treated by the media fear for Radon is to be found next to nuclear emergency plans, disposal of radioactive waste, mixed oxide fuel etc... What is the place which should be allotted to Radon in the framework of the radioprotection of the public taking due account of the financial means of the State?

Samenvatting

België heeft een van de meest belangrijke kernindustriën ter wereld ontwikkeld. Dit omvat dat ons land over de nodige middelen moet beschikken om de veiligheid te verzekeren in alle onafhankelijkheid en bekwaamheid. De staat moet bekwaam zijn het vertrouwen van de bevolking te bewaren door te bewijzen dat hij de risico's in verband met de veiligheid van de installaties en de problemen gesteld door de radioprotectie van het milieu correct aanpakt. Onder de grote thema's naar voor gebracht langs de media komt de vrees voor Radon vooraan naast de problematiek van de kernnoodplannen, het opslaan van de radioactieve afval, de Mixed Oxide brandstof (MOX), enz. Welk belang moet men hechten aan de Radon problematiek in de algemene context van de stralingsbescherming van de bevolking, rekening houdend met de financiële middelen van de Staat?

RADON EXPOSURE STANDARDS, A PARADOX IN RADIATION PROTECTION

Eggermont G.X. and Poffijn A.*

Radiation Protection, University Brussels (VUB),
AZ-Cyclotron, Laarbeeklaan 103, B-1090, Brussels, Belgium

* Laboratory of Nuclear Physics, University Gent (UG),
Proeftuinstraat 86, B-9000 Gent, Belgium

Abstract

A review of results of indoor radon exposure, published by different Belgian institutes clearly illustrates a non extraordinary occurrence of individual high risk levels. The mean European radon concentration and collective dose is calculated and compared with recent European data of professional collective exposure. The detriment from radon exposure in Belgium and Europe is the most important public health problem from ionising radiation, as well at work for non-nuclear workers as indoor for the public. A referred optimisation exercise for different scenarios shows that a systematic policy of intervention and state-of-the-art remedial action, as applied in the US, is highly justified in Belgium and cost-effective. The poor risk perception of radon is discussed. It allows the incoherence in radiation protection related to Rn to become a paradox.

1. Introduction

National and international regulatory authorities for ionising radiation are confronted with a serious problem of coherence since the attempt of ICRP-26 to create a coherent dose equivalent concept (IC77).

Lung dose from radon became the dominant contribution in the effective background dose for the population and is of main concern in indoor air quality. Very high individual risk levels were noticed and the estimated public health detriment from radon overshadows completely the potential effects of all kind of radiation's to the public.

Radon became also of main concern in numerous workplaces in nuclear and non-nuclear activities (mines, phosphate industries, waste management, building sector, recycling and even remediation of contaminated sites) (Cr93,Do93).

Such findings could completely change future radiation protection priorities. However the indirect economic costs of a radon protection policy, particularly in Eastern Europe are becoming elements of reflection in the international networks preparing standards. ICRP had to postpone the application to radon exposure of its risk and dose limitation system.

The public perception of indoor radon risk is very weak. Only Radium affects public opinion, as it has a subtle memory that can remind bad human practices from the past. It can easily be measured, and once detected, it becomes a matter of controversy and awareness.

The regulatory progress is slow and dubious. In the new draft for safety standards proposed by the European Commission (CO93), the regulation of phosphate industries was delayed and a de-minimis concept was introduced without housing scenarios, taking into account radon. The optimisation approach, offering rational methods in complex decision making, was not put forward for radon, neither by the ICRP draft recommendation (IC94) neither by CEC initiatives.

The most developed nuclear electricity countries in the world, France and Belgium, are confronted with regional high indoor radon levels and with relics from industrial mining and military activities (Gi91). They have not yet developed any regulation for radon exposure in non-nuclear practices.

Reviewing a number of published field measurements from independent institutes clearly illustrates evidence on the occurrence of high individual and collective radon risk in Belgium. The compilation of Belgian and European data of collective doses to nuclear workers, non-nuclear workers and the public allows insight in the global health impact.

As recommended by the Belgian affiliate association of the IRPA, the potential reduction of radon exposure to ALARA level is taken into account, looking for coherence through risk comparison.

A referred first order optimisation shows how it is possible to eliminate gradually high individual risks, followed by a reduction of a fraction of the collective health detriment at reasonable costs.

The continuing lack of radon regulation could be considered as a paradox in radiation protection policy. It is conflicting with preconceived notions of what is reasonable, seemingly absurd, though a perhaps actually well founded statement.

The degree of potential incoherence was compared with the actual uncertainties on risk, since coherence and uncertainty are dominating factors in the change process of public attitudes.

2. A comparative review of indoor radon data in Belgium

The results of autonomous measurements of indoor radon exposures, published by different Belgian scientific institutions are presenting clear evidence on the real occurrence of areas with site-specific increased cancer-risk levels in different subregions of Southern Belgium: Vanmarcke (Vm87,93), Poffijn (Po91,92,93), Charlet (Ch90), Tondeur (To92) and Flémal (Fl93).

The average indoor radon concentration in 3.6 million Belgian houses is about 50 Bq/m³.

This estimation of Vanmarcke (Vm87) is further characterised by a distribution of maximum values:

100 000 Houses	(3% building stock)	> 150 Bq/m ³	(EPA action level)
10 000 "	(.3% " ")	> 400 Bq/m ³	(CEC " ")
1000 "	(.03% " ")	> 4000 Bq/m ³	

The last group corresponds with yearly effective doses of 100 to 200 mSv and lung doses of the order of 1 Sv. This can be compared to emergency reference levels for nuclear accidental intervention, ranging from 5 to 500 mSv. In order to limit individual and collective detriment at these and even lower levels, optimisation will be considered for intervention.

The dose received after a nuclear accident is except for noble gas cloud exposures, spread over large residence times as for radon and could thus be compared coherently in the development of intervention criteria.

70% of this last group is situated in the southern province of Luxemburg, where only 82000 houses exist (2.3% of Belgian building stock). The average concentration in this province, 160 Bq/m³, as well as 9% of the distribution is above EPA level.

The concentration in the northern part of the country, in Flanders is estimated to be 39 Bq/m³, while the southern Walloon region is characterised by a mean of 77 Bq/m³.

A Belgian radon policy could be focused in first priority on the province of Luxemburg. Radon actions have to be considered through the administrative tissue of provinces and villages, since no managing structure exists for geological regions.

Actions can however not be limited to one province since very high concentrations were found in particular geological sites in other provinces in the south and middle of the country. In the northern part of the country industrial radon problems were found, having potential consequences for indoor air quality in houses. Phosphate industries and a former radium factory have applied waste practices, which could cause health detriment, due to a lack of public regulation in due time.

3. Individual high risk levels

The highest individual radon concentrations, measured by different institutes in five sites are summarised in table 1

As shown in a recent publication of Poffijn (Po93), investigating the radon mapping of the particular area of Visé, on the Maas river, north of Liège, short term measurements are useful for screening a region. Long term integrating track measuring techniques however, remain necessary for individual dose determination and for high-risk case characterisation. The highest radon value found and confirmed in a Belgian living corresponds to a yearly dose of 320 mSv for the concerned family and is 16 times higher than the new dose limit for workers. This corresponds to a risk level higher than 10^{-2} , normally considered unacceptable in risk perception except for stunt-men.

Table 1: High individual exposure levels in Belgian villages (all values in Bq/m³)

REGION	LIVING			CELLAR
	MEAN	MAXIMUM	% > 400	MEAN
Semois village	1200	3000	13	18000
Libramont	760	1740	15	
S.-Brussels	640	6300	7	26000
Visé	90	8000	2	53000
S.-Mons	670	2200	5	

The geological characterisation method, earlier developed by Charlet (Ch90), is a valuable indicator of high risk sites, as shown in villages near the Semois river. A more comprehensive study with long term measurements has shown a lower mean value, as indicated in table (FI93).

In a local study in Court-St-Etienne (south of Brussels), Tondeur(To92) found also unexpected high radon levels.

In the northern region maximum values remain almost always below the CEC action level. The mentioned high risk values in southern Belgium could be eliminated from the general distribution if they exceed 5 times the average, particularly in subregional (FI93) and local distributions (Po93). The high risk values essentially relate to local uranium anomalies such as the calciferous zone in Visé with the presence of phosphates. Chi-square analysis of the Visé distribution with a geographical mean of 90 Bq/m^3 has shown that values above 500 Bq/m^3 didn't fit the general log normal distribution pattern.

This illustrates that separate policies can be developed for reducing high-risk radon cases and for the reduction of the general radon distribution in existing houses. One should however not restrict a policy to local uranium anomalies; Poffijn mentions unexpected high values of more than 800 Bq/m^3 in alluvial zones in the neighbourhood of local anomalies (Po93).

The Netherlands have a completely different radon picture, with an average of 29 Bq/m^3 and only about 600 houses (.01 %) with concentrations above CEC action level (GR93). The only region with potential high indoor values, South Limburg, has not yet been investigated.

Concentrations up to 1500 Bq/m^3 are detected in radon prone areas in Germany, such as the Eifel region, a region of volcanic origin without known uranium anomalies. In regions with uranium anomalies such as Ellweiler, concentrations up to 8000 Bq/m^3 were measured, corresponding to similar observations in Belgium (Ke91). In Germany more recently, very high risk levels were found near Schneeberg and Wismuth in the south-east, where uranium mines were exploited. Concentrations up to 10^5 Bq/m^3 in living rooms and $3 \times 10^5 \text{ Bq/m}^3$ in cellars have been reported (Rö91) with potential doses up to 5 Sv per year. These extremely high values were reestimated recently by long term measurements (10000 à 15000 Bq/m^3), aiming sanitation measures.

In Belgium, Cottens et al. found high radium soil contents on a local site of a former radium factory in Olen, with a mean value in streets of 5.7 Bq/g and

maximum values of 34 kBq/g. The radon levels in houses were rather low, with a maximum of 370 Bq/m³. The dose effective equivalent estimate of 11 mSv/y (Co93) took into account combined occupancy time in different parts of the house. Only few houses are built on dumped waste until now. Around dumping ground's radon levels in open air of 1 to 2 kBq/m³ were found, with concentrations up to 170 Bq/m³ near houses. These estimates are comparable to mine tailing environments.

The Belgian nuclear waste company is confronted with a radon problem in former radium waste. Radium is a difficult problem to manage, once mixed with other nuclides.

Solid wastes of phosphate industries may contain up to 500 Bq/kg. Radon concentrations in houses built on such gypsum wastes could increase to levels exceeding the CEC action level of 400 Bq/m³. A recent publication of RIVM (Mo93) in the Netherlands, reports an increased radium content in harbour sludge, dumped in polders. The river receives liquid releases from phosphate industries. Measured values of 100 Bq/kg can be compared with normal values ranging from 5 to 50 Bq/kg for soils in the Netherlands and with the world average of 25 Bq/kg. Living on 25 Bq/kg Ra in soil could yield a radon concentration of 20 Bq/m³ in houses. This corresponds to a 4×10^{-5} mortality risk level per year.

Living on phosphate waste can increase the risk level to values higher than 10^{-3} per year.

Living on dumped sludge in the river regions with increased radium pollution as Schelde and Maas/Rijn could already increase the risk to 10^{-4} per year.

Special precautions are necessary in order to prevent building on waste dumps as well from industrial uranium activities as from non-nuclear activities enriching radium. The release of radium containing liquid waste in rivers should be limited. Authorities should consider Radium containing waste and sludge with an activity higher than local natural radium activity as nuclear waste in European

standards.

We conclude that high individual risk levels occur in Belgium for workers and for the public due to radon exposure. Large scale long term measurement campaigns could detect the cases.

4. Scaling radon risk

In figure 1 radon concentrations are schematically scaled compared to the resulting effective doses and risk levels. Relevant reference values are inserted. The radon conversion factor developed by Vanmarcke is used (4×10^{-5} Sv/Bq/m³), together with the recent ICRP risk figure of .05 /Sv, discussed by Hendee in a general risk comparison of ICRP figures (He93).

The calculated risk values are higher than average risk perception normally accepts. The high risk levels are higher than applied in risk policies in other sectors of societal life (risk at work, road safety) since values of more than 10^{-3} per year occur for radon exposure even for children. These values are usually a maximum for safety at work and correspond to continuing exposure to new ICRP limits at work. In normal radiation protection practice, optimisation and dose constraints prevent such risk levels.

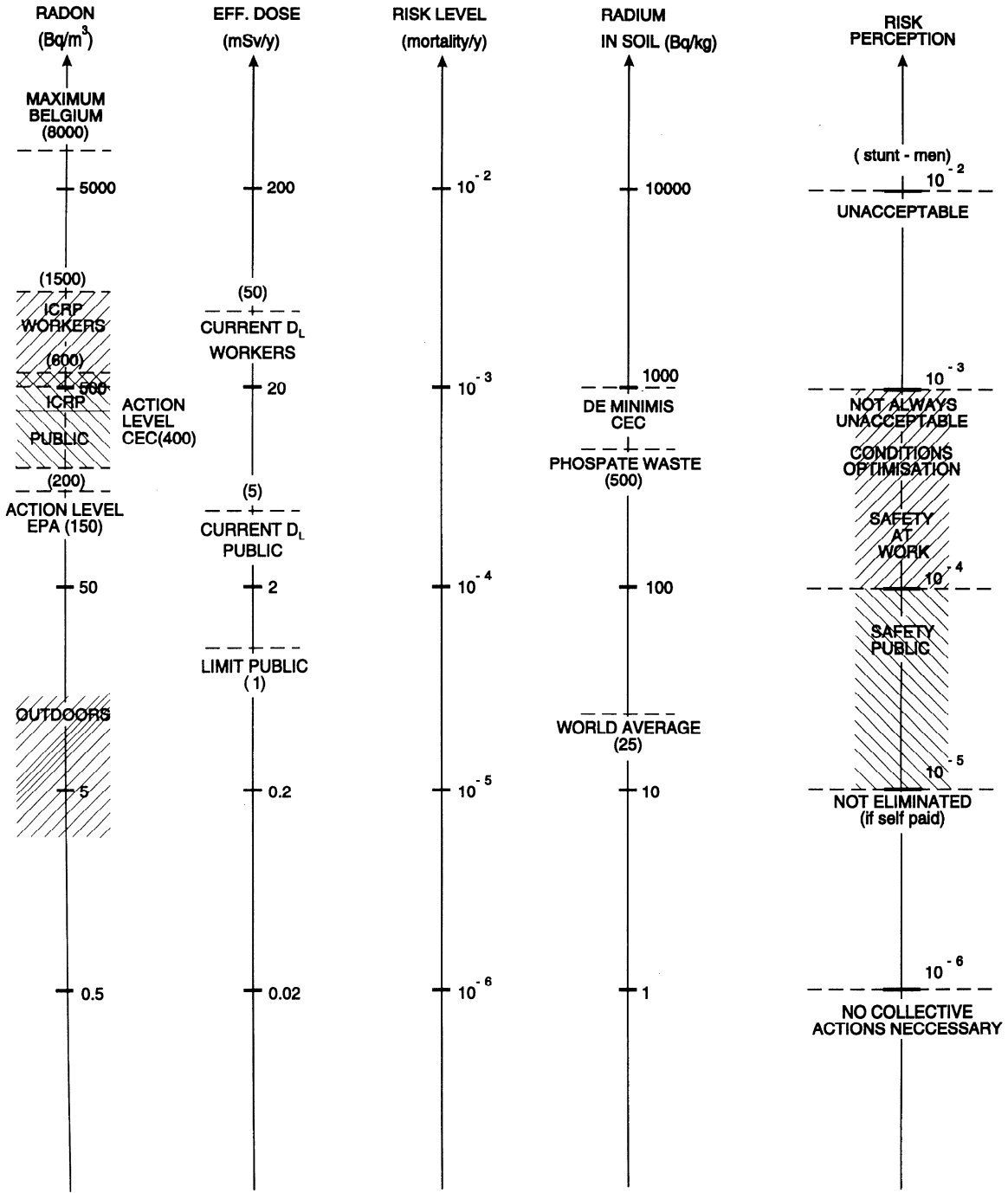


Fig. 1: Radon risk scheme

Risk values of 10^{-3} occur due to radon for more than 30 000 Belgian citizens. 10^{-4} is usually considered as a maximum tolerable risk value for the public.

In this light the action level of EPA cannot be not exaggerated, even taking into account reduced conversion factors as proposed recently by ICRP.

On the contrary, the insertion in figure 1 of the natural analogue risk of living on a world average soil content of radium, even the radon risk of living outside, illustrates that a risk level of 10^{-6} is completely unrealistic.

The proposed de-minimis level of the draft for safety standards (CO93) should not be applied to radium containing materials, since a 10^{-3} risk level could occur due to radon.

For the mentioned industrial risks, assessments are available as well for phosphate industries (Ba91), as for high radium soils to allow a clear CEC policy.

From this risk frame, we conclude that the exposure of workers and of the public at the found high radon risk levels is no longer justified. Clear CEC directives should include radon concern as well for non-nuclear workers, for limits of the public as for de-minimis values. The current exemption from regulation is a major cause of radon exposure and waste incoherence.

5. Collective health detriment

We have estimated the collective dose due to radon for all European countries, based on the most recent available data of mean concentrations in each country. These values vary from 20 to 90 Bq/m³. Applying the conversion factor of Vanmarcke for Rn and using data on population, we found a mean Rn concentration of 51 Bq/m³ for the CEC countries (340 million people, receiving 7×10^5 manSv/y from radon).

Adding the data for the 5 additional West-European countries, the estimate becomes 53 Bq/m³ and 8×10^5 manSv/y.

Using these data, table 2 shows the relative importance of collective dose due to radon and the absolute importance of radon reduction policies.

Table 2 : Collective detriment in W-Europe

	EUROPE	BELGIUM
Population	3.75×10^8	107
Mean Rn Concentration (Bq/m ³)	53	50
Collective Dose (manSv)	8×10^5	2×10^4
Expected Lung Cancers /y	4×10^4	1000
1 % Rn Dose Reduction >400Bq/m ³ (manSv)	8000	200
20 % Rn Dose Reduction	1.6×10^5	4000
Number Nuclear Workers	$(.9 \times 10^6)$	3.3×10^4
Collective Dose (manSv/y)	530	35
Number of Polish non-nuclear miners(Do93)	2.7×10^5	
Collective Dose of Pol. n-nucl. "	1340	

The referred action scenarios for radon, supposing a potential total of 20% collective dose reduction, are cost-effective as a result of a first order optimisation study (Eg94).

The cost and dose calculations include a massive measurement campaign, followed by 3 scenarios for old constructions, applying EPA criteria to remediate at least 3% of Belgian building stock. The total cost for saving a manSv was estimated to be US \$2500. A coherent policy allowing 35-50 Bq/m³ for new constructions is added, costing US \$30000/manSv. This ALARA proposal for Belgium is highly justified, applying the rule of thumb suggested by Bengtsson et al (Be93). The lower preference for spending money to save a life related to radon risk than for other current nuclear and non-nuclear risks is taken into account. Differences in risk perception are discussed below.

The saving of 20% of actual collective dose due to radon is orders of magnitude higher than the total dose of workers in the nuclear industry.

The data given for Belgium are also extended in table 2 to the whole of Europe, Belgium being representative as well for the relative dose for nuclear workers as for radon.

Even a trivial radon dose reduction of 1 % that, can be realised through simple changes in building practices, remains more important for public health than any ALARA dose reduction action in nuclear industry. The new ICRP94 radon risk reference (1.7×10^{-5} Sv/Bq/m³) will not change this conclusion. The scientific uncertainty on Rn risk, which is of the order of a factor 4, has no importance considering the overwhelming impact of the problem.

The collective radon dose at work and the number of exposed workers in Europe could double the current exposure in nuclear activities, particularly in mining and phosphate industries. Nuclear regulation does not yet consider it as an ionising radiation environment.

6. Risk perception

Recent studies on risk perception and on the use of scientific advice by health authorities (GR92) help to explain the low ranking of radon by the public. The major elements for this attitude are:

- . no imposed risk
- . risk under individual control
- . no objectionable risk ethics, no opposition
- . natural risk, familiar risk
- . no scientific controversy
- . emotional component is lacking in the problem concern

Factors that could change this attitude in future are:

- . the Rn problem concern by a local community, such as in the village of Olen
- . the relatively low uncertainty on the risk
- . dose recording at work from enhanced natural exposure exempted (IC94)

. the widespread industrial risk of Rn

7. Conclusions .

This paper illustrates that radon is the most important radiation protection problem for public health.

The developed approach is in accordance with the present US-EPA strategy (Og93):

- Concentration of the efforts on high radon potential areas and smoking related risks.
- Promotion of radon-resistant new constructions, having the potential of reducing risks in a very cost-effective manner.
- Encouragement of testing and mitigation as part of real estate transactions.
- Continuation of the nation-wide public information effort (*Citizen's Guide*).
- Development of a long-term research plan to prioritise and co-ordinate potential future research.

Moreover this paper illustrates that the regulation of Rn practises and the launching of interventions is justified. Optimisation techniques allow to select priorities, referring current public willingness of spending money for improvement of health and safety.

Since radon can also be the most important radiation protection problem at work in Europe, the complete dose limitation system, including licensing, optimisation and limits should be applied.

Radium waste is one of the most difficult problems in nuclear waste management, due to radon emanation. Radium containing waste was an important fraction of nuclear waste dumped earlier in the ocean, without clear specification as a-waste in the international inventories. In some concerned waste companies the lung dose due to radon was not filed in the dose registries of workers. The regulating authorities can no longer consider part of the radium

release to the environment as non-nuclear waste. Postponement is not a solution for the radon problem, since the long living radium is the source. The delay of remediation of industrial relics of uranium, radium and phosphate industries in eastern and western Europe represents a considerable direct and indirect health risk.

Authorities should also pay attention to the risk of non-nuclear heavy metal exposure that accompanies radon exposure in different radium polluted sites (Re93). Radiation protection policy could extend coherently its dose and risk limitation system to all radium/radon problems. Public Health Authorities need a radon policy using rational decision aiding techniques to decrease high individual risks, collective detriment and to prevent waste exposure.

A further lack of coherence in radiation protection measures makes nuclear risk information and communication policies incredible. A strategic management approach of public health authorities should give priority to radon and develop operational regulations without delay.

In the other case a well-founded macro-economic reasoning, related to a low priority for public health could explain the radon paradox. The micro-economic business opportunities for radiation protection of a radon policy are numerous.

References

(Ba91) Baetslé L., Study of the radionuclides contained in wastes produced by the phosphate industry and their impact on the environment, CEC Nucl. Sc. Techn. Report, EUR-13262, 1991.

(Be93) Bengtsson G. and Moberg L., What is a reasonable cost for protection against radiation and other risks?, Health Physics, 64, 6, 1993.

(CE90) Recommendations 90/143/Euratom to protect the population against exposure to radon indoor, Publ. Blad L80, 27/3/90.

(Ch90) Charlet J.M., Coll. Int. Géochimie des Gaz, FP Mons, 1990, Doremus P.(éd).

(Co93) Cottens E. et al, Contamination and possibilities for remediation in the vicinity of the former radium extraction plant in Olen, A case study, Antwerp, 1993, in Re93.

(CO93) CEC COM(93) 349, Modified proposal for a directive for basic standards for protection against ionising radiation, 30/7/93, Publicatieblad 9/9/93.

(Cr93) Croft ,I. et al, Role of Optimisation in the management of worker exposure, 4° Eur. Sem. Rad. Prot. Optim., CEC, Luxemburg, 1993.

(Do93) Domanski T., Radiological recognition and classification of coal mines-Criteria and recommendations for surveillance, in Eur. Sem. (Cr93).

(Eg94) Eggermont G. et al, Optimised radon policy proposals for Belgium (to be published).

(Gi91) Gillon L., L'Approvisionnement en Uranium, Conf. Histoire de l' Energie nucléaire en Europe, des origines au début de l'Euratom, UCL 1991.

(GR92) Beheersen van Milieurisicos. Baat wetenschappelijke raad? Verslag van het jubileum-symposium, gehouden op 5 november 1992, Den Haag: Gezondheidsraad, 1993; Publ. nr.A93/07.

(GR93) Radon, Assessment of an integrated criteria document, Den Haag: Gezondheidsraad, 1993, Publ. nr. 1993/03.

(FI93) Flémal J.M. et al, Etude d'une zone à risque de pollution domestique par le radon, de la géologie à l'habitat: le cas de Bièvre, FP Mons/IHE, Rapport aan de Hoge gezondheidsraad, Brussel 1993.

(He93) Hendee W., Medical Physics, 20, 5, 1993.

(IC77) ICRP Publication 26, Pergamon Press, 1977.

(IC91) ICRP Publication 60, Annals of ICRP, 21, 1-3, Pergamon, 1991.

(IC94) ICRP, Protection against Rn-222 at home and at work, (Report to be published).

(Ke91) Keller G., Mitig.meth.in high rad.areas in Germany, Rad. Prot. Dos., 45, 1/4, 1992

- (Mo93) Moen J. et al, RIVM, Enhanced levels of Ra-226 in polders where harbour sludge was used as landfill, Antwerp, 1993, in CE93.
- (Og93) Ogé M., EPA's Strategy to reduce risk of radon, Working paper, 1993.
- (Po91) Poffijn A. et al, Radon in Belgium, EPA Conf., Philadelphia, 1991.
- (Po92) Poffijn A. et al, Radiation Protection Dosimetry, 45, 1/4, 1992.
- (Po93) Poffijn A. et al, Radon in Belg., mapping and mitig.in the affect.ar.of Visé,in (Ri93).
- (Re93) International Symposium on Remediation and Restoration of Radioactive Contamination in Europe, Antwerp, 1993, Govaerts P.(ed), SCK-Mol.
- (Rö91) Rönsch W. et al, Investigation and evaluation of the radiation exposure situation in uranium mining areas of eastern Germany, Rad.Prot. Dos. 45, 1/4, 1992.
- (Ri93) First International CEC Workshop on Indoor Radon Remedial Action, Rimini, 1993
- (To92) Tondeur F., Répart. géograph.du R en Belg. francoph., ISBN, Bruxelles, 1992.
- (Va92) Vaas L. et al, Integrated criteria document, working paper prepared for (GR93).
- (Vm87) Vanmarcke H., Doctoraatsproefschrift, RUG, 1987.
- (Vm93) Vanmarcke H., Reglementaire benadering van de radon blootstelling, Conf. BVSB/NVS, Breda, 1993 (to be published in Annals BVSB).

Résumé

Le survol des données publiées par différents instituts belges concernant l'exposition au radon dans les logements, démontre clairement l'existence non exceptionnelle de cas individuels d'exposition élevée. La concentration moyenne en Radon en Europe et les doses collectives ont été calculées et

comparées aux données européennes récentes d'exposition professionnelle collectives. Le dommage dû à l'exposition au radon est en Europe et en Belgique le problème de santé publique lié au rayonnement ionisant le plus important, aussi bien pour les travailleurs non nucléaires que pour le grand public. L'étude citée d'optimalisation considérant différents scénarios, montre qu'une politique d'intervention systématique ainsi que l'état actuel des techniques visant à remédier à la situation telles qu'appliquées aux E.U., est hautement souhaitable en Belgique et que son coût en est raisonnable. Le faible niveau de perception du risque lié au radon est discuté. Il permet de voir s'élever l'incohérence en matière de radioprotection au niveau du paradoxe.

Samenvatting

Het overzicht van de gegevens met betrekking tot Radon blootstelling in woningen die door verscheidene belgische instituten werden gepubliceerd wijst duidelijk op een niet zeldzaam voorkomen van hoge individuele risico niveaus. De gemiddelde Radon concentratie in Europa en de collectieve dosis werden berekend en vergeleken met recente Europese gegevens aangaande collectieve beroeps- blootstelling. Het detriment te wijten aan radonblootstelling in Europa en in België is het belangrijkste volksgezondheidsprobleem gebonden aan ioniserende stralingen zowel voor niet nucleaire werknemers als voor leden van het publiek, wanneer ze binnen vertoeven. De vermelde optimalisatie oefening voor verschillende scenario's toont aan dat een systematische interventiepolitiek en de huidige stand van zaken met betrekking tot remediatie zoals in de VS toegepast, in België wenselijk is en prijsgunstig kan doorgevoerd worden. Het zwak risicobesef t.o.v. radon wordt besproken. Het laat toe dat de onsamenhangende stralingsbescherming met betrekking tot radon tot een paradox uitgroeit.

LA PROBLEMATIQUE EVALUATIVE : QUEL APPORT A L'EXPLICATION DE L'EFFICACITE DU PROCESSUS DE COMMUNICATION A PROPOS DU RISQUE DU RADON ?

Catherine ZWETKOFF,

Politologie générale et administration publique,
Faculté de Droit - Université de Liège,
Boulevard du Rectorat, 7, Sart Tilman
4000 Liège - Belgique.

Résumé

L'objet de cet exposé introductif est de proposer l'application d'une problématique évaluative à l'analyse des résultats des recherches empiriques portant sur deux objets connexes. Il s'agit d'abord de la perception du risque en général et de celle du radon en particulier. Il s'agit ensuite de la relation entre les programmes de communication et l'adoption de comportements allant dans le sens de la mitigation du risque.

Le fondement de cette proposition est double. La multiplicité et la diversité des recherches existantes rendent malaisée l'utilisation des résultats par les chercheurs et les acteurs publics responsables de la communication. La problématique évaluative offre un outil théorique facilitant l'exploitation des résultats dans une perspective tant heuristique qu'appliquée.

Cet exposé porte sur la discussion de ce double fondement

1. La problématique évaluative comme méta-analyse: une stratégie méthodologique pour une utilisation optimale des études existantes dans un but de développement théorique.

L'incident Watras, médiatisé aux Etats-Unis en 1985, est le point de départ de nombreuses recherches scientifiques sur la perception du risque du radon et sur la communication à propos de ce risque.

Ces recherches sont non seulement très nombreuses mais aussi très diverses au triple point de vue de leur cadre théorique et conceptuel, de leur approche

méthodologique et technique et de leur finalité épistémologique (recherche fondamentale ou appliquée, exploratoire ou recherche testant empiriquement un modèle théorique)(1).

A ces études qui ont pour champ d'investigation le cas du radon, il convient d'ajouter, dans l'état actuel des connaissances à propos de l'universalisme ou du relativisme des résultats, l'ensemble des recherches comparables sur le plan de leur problématique mais portant sur d'autres risques. A l'évidence, le volume démesuré et l'hétérogénéité de l'information ainsi produite posent un problème du point de vue de l'exploitation de cette information à des fins heuristiques ou d'action publique. La science n'est-elle pas cumulative? Un programme d'action publique ne doit-il pas, pour avoir quelque chance de succès, reposer au départ sur une connaissance scientifique des problèmes qu'il entend résoudre? Ce ne sont là que des règles de bon sens tant l'application de ces principes fait partie à la fois du code de "bonne conduite" des chercheurs -l'exhaustivité des références bibliographiques en est un indicateur- et de la pratique des acteurs publics -la référence à un avis d'expert(s) scientifique(s) est désormais un instrument classique de légitimation des choix opérés et se trouve même institutionnalisée dans bon nombre de processus décisionnels.

Concrètement, une analyse exhaustive des travaux scientifiques concernant le problème du risque, même en se limitant aux études relevant des sciences humaines, se prête difficilement à une exploitation directe à des fins heuristiques ou de politique publique. La connaissance que l'on acquiert est éclatée car hétérogène ou alors parcellaire car influencée par les biais sélectifs du chercheur. Une analyse comparative des résultats s'impose dès lors comme une nécessité. Conscients d'ailleurs de la difficulté, quelques chercheurs ont réalisé (2) ou plaident (3) en faveur d'une telle analyse. Certaines de ces analyses sont exhaustives par rapport au champ de réalité étudié. Elles visent à une taxonomie universelle des propriétés du phénomène observé. D'autres, plus modestement, offrent une synthèse des recherches réalisées par rapport à un même objet ou des objets connexes, sans qu'il y ait une analyse comparative approfondie des

modèles théoriques, des définitions conceptuelles, des méthodes d'investigation empiriques et des conditions de cette investigation.

En ce qui concerne les recherches portant sur les dimensions psychologiques et sociales du risque du radon, c'est une analyse synthétique des résultats de huit années de recherches (4) qui a été réalisée. Elle met principalement en évidence l'inefficacité des programmes de communication par rapport à un objectif de mitigation. Le public "objectivement" concerné -on éludera ici la question de savoir si un risque a une existence objective, indépendamment de son évaluation subjective- se montre très généralement apathique, indépendamment des programmes de communication visant à lui faire adopter des comportements de mitigation.

Ce constat mérite d'être situé dans un contexte plus vaste et d'être relativisé à un double point de vue. Les autres politiques de mitigation (incitation, régulation normative, etc...) sont, dans l'ensemble, également inefficaces, toutes autres choses étant égales par ailleurs. La mitigation des autres risques, notamment ceux pour la santé, n'a guère plus de succès.

La question est donc posée à propos du radon, mais aussi par rapport à d'autres risques pour la santé: pourquoi les personnes concernées se montrent-elles apathiques en dépit des différents programmes d'action et notamment des programmes de communication?

Ainsi formulée, cette question implique l'explication d'associations faibles ou inexistantes entre des variables dont on aurait pu penser qu'elles seraient fortes sur la base des théories existantes dont sont dérivées les hypothèses testées.

Dans un premier temps, une telle explication passe par l'élargissement du nombre de variables expérimentales afin d'identifier la nature et la manière dont interagissent les stratégies mentales individuelles et les processus sociaux dans lesquels s'inscrivent ces stratégies mentales. Une telle démarche suppose une

analyse comparative des modèles théoriques testés, à laquelle s'ajoute, le cas échéant, la nécessité de s'assurer de la comparabilité des données empiriques et du traitement de celles-ci. L'objectif méthodologique est d'éliminer certaines théories ou/et d'introduire dans les théories qui résistent à l'épreuve des faits et de la comparaison avec d'autres théories en terme d'utilité les chaînons de causalité manquants. Certains modèles théoriques proposés peuvent être préférés à d'autres explications rivales, car expliquant plus et plus parcimonieusement. D'autres modèles par contre ne sont pas mutuellement exclusifs mais se complètent au contraire. Les conditions de leur complémentarité, c'est-à-dire les chaînons de causalité manquants, restent précisément à définir théoriquement et empiriquement.

Pour qu'une telle analyse comparative soit réalisable tout en offrant un intérêt maximal à la fois heuristique et pratique, il convient de réfléchir à un choix qui doit être posé au préalable. Les deux principales options méthodologiques sont la stratégie taxonomique et l'analyse causale. Certes, idéalement, ces stratégies sont aussi complémentaires que la construction théorique l'est par rapport à la recherche empirique. Concrètement, une analyse comparative combinant ces deux stratégies n'est guère concevable. Il s'agit d'opérer le choix d'une stratégie méthodologique qui contribue le plus efficacement au progrès théorique en facilitant une utilisation optimale des connaissances scientifiques relevantes. La question est donc: quel est le type de méta-analyse des résultats existants qui produira l'information la plus adéquate comme input au stade de la reformulation théorique?

La contribution heuristique de la méta-analyse, qu'elle applique une démarche taxonomique ou l'analyse causale, dépend de l'efficacité de l'aide qu'elle peut apporter au chercheur dans la sélection du problème qu'il entend étudier et dans la formulation de ce problème. L'objectif ou critère d'efficacité est le raffinement théorique apporté par le nouveau modèle proposé, étant entendu que la théorie la plus satisfaisante est celle qui explique le plus et le plus simplement le phénomène étudié.

Il convient aussi de définir les limites du champ d'investigation, c'est-à-dire les objets empiriques que l'on cherche à identifier et catégoriser (taxonomie) ou dont on cherche à établir les liens de causalité qui les unissent (construction d'un modèle causal). Ces limites sont cependant susceptibles d'être modifiées au fur et à mesure que progresse l'analyse.

Avant de proposer les options et d'explicitier les raisons de ce choix, il reste, pour conclure cette première partie, à répondre à une question dont le bien-fondé n'est que la conséquence de la limitation de ressources disponibles à la fois pour la recherche et la mise en oeuvre d'une politique publique.

Comment justifier, en termes d'efficience, que l'on s'interroge sur les raisons de l'inefficacité d'une politique de communication? Les ressources que mobilise cette démarche ne pourraient-elles être consacrées plus efficacement à d'autres politiques sinon d'un point de vue heuristique, du moins d'un point de vue d'utilité sociale? Cette interrogation porte en fait sur les choix les plus efficaces à faire: chercher à expliquer le pourquoi et le comment de l'inefficacité des programmes de communication en espérant trouver les conditions de son efficacité -il s'agit là d'un pari sur la symétrie de l'efficacité et de l'inefficacité de la communication par rapport à ses objectifs- ou consacrer ces ressources à une politique d'incitation ou de régulation normative, lorsque la nature du comportement de mitigation s'y prête?

L'objet même de cet exposé apporte la réponse que l'on est tenté d'apporter. Encore faut-il expliciter l'interprétation hypothétique de la rationalité de cette démarche. Par ailleurs, expliciter le pourquoi d'une analyse ou d'une méta-analyse répond, au moins en partie, à la question du comment de la démarche.

Tous les problèmes de connaissance qui peuvent se poser ne font pas l'objet d'une étude scientifique. Au sein de chaque discipline se produit une sélection continue, fondée sur l'application d'un certain nombre de critères.

Ces critères portent sur l'utilité de l'étude du problème ainsi que sur la possibilité de réaliser une étude scientifique.

Le problème doit pouvoir, en premier lieu, se prêter à une démarche scientifique. De plus, le problème doit présenter un intérêt théorique. En effet, très souvent, le coût de l'application des techniques permettant à l'étude de respecter les règles de la méthodologie scientifique est tel qu'il suppose un financement. Dès lors, le problème doit aussi avoir une signification sociale.

Ces critères sont-ils rencontrés dans le cas du radon comme objet d'investigation scientifique? L'intérêt théorique est indiscutable. On en verra pour preuve la multiplication du nombre d'études portant sur le radon. Toutes les études débutent par une mise en évidence du caractère spécifique du risque que représente le radon. En effet, ce risque est unique du fait de la combinaison de certaines de ses propriétés. Non décelable par les clés sensorielles, le radon est produit par la nature -la signification de cette relation causale dans la construction sociale du risque est évidemment liée à la représentation sociale de la nature (5)-, sans coupable dans ce cas. Il est par ailleurs lié à l'habitation, prolongement de l'ego (6), et aisément mitigable. Enfin, selon l'opinion scientifique dominante, le fait de s'exposer à une certaine concentration de radon n'aurait aucune vertu curative.

La combinaison des propriétés physiques du radon suggère une première explication au fait que ce risque constitue un champ privilégié pour l'étude des effets de la communication sur la perception de ce risque et sur l'adoption d'une stratégie de mitigation. Il s'agit en effet d'un risque qui est nécessairement construit par celui qui le perçoit et probablement un peu plus construit que d'autres risques. Cette propriété devrait logiquement accroître l'importance du rôle joué par la communication à propos de ce risque dans la genèse des représentations mentales, des attitudes et des comportements par rapport au radon. C'est aussi la raison expliquant que l'on puisse s'intéresser au radon, non plus exclusivement pour lui-même mais parce que les résultats des recherches à propos de ce cas de figure si exemplaire pourraient être généralisables à d'autres

risques et dans certaines conditions dont la détermination constitue un objet possible pour des recherches futures.

L'intérêt des chercheurs s'explique donc à la fois par l'importance causale que revêtent les différentes dimensions du processus de communication dans le modèle explicatif de la perception du risque créé par le radon et des réactions individuelles qu'il suscite. Il s'explique aussi par le fait que les recherches menées dans le contexte du radon peuvent offrir un champ d'études comparatives particulièrement adéquat sur le plan de la parcimonie des modèles et donc de leur testabilité pour étudier l'effet du processus de communication sur d'autres risques dont l'évaluation subjective est vraisemblablement influencée par un processus de communication.

L'importance même du rôle joué par le processus de communication dans la construction des représentations mentales du risque permet de construire un modèle où les causes et les conséquences sont définies essentiellement parmi les différentes dimensions de ce processus, contribuant par là même à se concentrer sur les causes expliquant le mieux et le plus les variations au niveau des conséquences, compte tenu des propriétés du phénomène. Le modèle causal pourrait y gagner en parcimonie et donc en testabilité. Un modèle théorique testable serait d'une très grande utilité aux chercheurs actuellement partagés entre, d'une part, l'hypothèse de l'universalisme des causes expliquant la perception du risque et les réactions comportementales et, d'autre part, l'hypothèse du contextualisme de ces mêmes phénomènes.

L'importance pratique de cette controverse n'échappera pas aux acteurs publics qui ont pour mission de choisir les objectifs de leur programme d'action en tenant compte à la fois des propriétés du problème à résoudre et des moyens qu'ils peuvent y affecter. Si l'hypothèse de l'universalisme était corroborée par l'observation empirique de relations entre des phénomènes plus ou moins spécifiques, leur mission en serait considérablement facilitée. L'application d'une politique de communication efficace en matière de tabagisme par exemple

pourrait être, dans ce cas, valablement généralisée à d'autres risques comme le radon ou le sida, etc... Les faits observés semblent plutôt plaider en faveur du relativisme culturel, notamment en matière de crédibilité des acteurs de la communication (7).

En conclusion, les limites -ou l'absence de limites- à l'universalisme des stratégies mentales et des processus sociaux qui modèlent la perception du risque et les réactions comportementales posent actuellement un problème de connaissance. La relation entre la perception du risque par l'individu et le risque objectif, d'une part, la relation entre cette perception et les réactions comportementales, d'autre part, sous l'effet des différents aspects du processus de communication sont encore peu expliquées. Ce problème de connaissance est aussi un enjeu politique et social. En effet, l'intérêt pratique d'une meilleure connaissance scientifique dans ce domaine vient de ce qu'elle contribuerait à l'efficacité et à l'efficience d'un programme de communication destiné à modifier les attitudes et les comportements dans le sens de la réduction de la probabilité de la concrétisation du risque et/ou de la réduction de la gravité des conséquences d'une telle concrétisation.

La seconde raison qui justifie un élargissement -dans un premier temps- du modèle causal centré sur le processus de communication réside dans le fait que les modèles théoriques fondant la politique de l'incitation ou de la régulation normative n'offrent encore guère de certitudes aux acteurs publics.

Les controverses scientifiques qui portent sur le mode de prise de décision individuelle dans une situation d'incertitude et à propos d'un événement incertain illustrent bien les difficultés d'une politique d'incitation fondée sur un modèle théorique valide.

Le modèle implicite qui sous-tend la politique d'incitation conduit tout d'abord à s'interroger sur la nature et la force respective des facteurs qui orientent la

décision de l'individu, celle-ci étant supposée rationnelle. C'est donc l'individu qui se trouve au centre des préoccupations et non pas le système social, ses structures, ses processus, même si l'analyse des facteurs individuels n'exclut pas a priori leur interprétation sociologique (et inversement).

S'il y a consensus sur l'hypothèse suivant laquelle la décision est rationnelle et que la rationalité commande la comparaison entre deux termes, à savoir: les coûts et les bénéfices de l'exposition à un risque déterminé, le débat reste ouvert à propos de beaucoup d'aspects essentiels à la validité de construction de cette hypothèse. Très synthétiquement, les modèles théoriques construits autour de la rationalité de la prise de décision individuelle sont de trois ordres (8).

Un premier type de modèle, prôné par des économistes et des psychologues cognitifs, est fondé sur le postulat du caractère généralisable de la pensée et du comportement de l'"homo economicus" dans les domaines autres que l'économie. Sur la base de cette inférence, ils proposent d'inclure dans le modèle théorique reproduisant le processus décisionnel à propos du risque les coûts et bénéfices de l'exposition au risque qui sont traduisibles en termes économiques.

Un second type de modèle, fondé sur la rationalité du processus décisionnel, vise à inclure des motivations qui ne sont pas des objectifs strictement économiques en proposant comme mesure commune l'estimation de l'utilité subjective. Celle-ci est traduite dans certaines recherches en termes monétaires. Dans d'autres, l'utilité subjective peut se référer à des motivations non quantifiables sur le plan monétaire. Certaines études vont jusqu'à proposer d'inclure dans un troisième type de modèle toutes les motivations intervenant dans le calcul individuel.

L'enjeu de la controverse entre les partisans de chacun de ces modèles réside, dans une certaine mesure, dans la priorité que l'on accorde à la validité pragmatique d'un modèle par rapport à sa validité de construction. Les modèles théoriques fondés sur la rationalité économique au sens strict présentent

l'avantage d'expliquer simplement une part qui reste certes à déterminer compte tenu de l'effet possible des variations contextuelles sur le processus décisionnel mais que certains auteurs estiment suffisamment importantes pour justifier un modèle par l'efficacité de son explication (9).

Indéniablement, le modèle est extrêmement réducteur par rapport à la complexité des attitudes, des comportements humains. Cette lacune du point de vue de la validité de construction ne manque pas d'être soulignée par les partisans d'un modèle théorique dont la finalité est d'être complète et fermée.

En conclusion, le modèle fondé sur le calcul de rationalité économique est simple et donc testable. Sa validité pragmatique, dans certains contextes, semble reposer sur des bases empiriques. Son caractère généralisable est par contre moins évident. Pour l'apprécier, il convient d'inclure dans le processus les motivations autres que celles qui trouvent une expression économique. Par là même, le modèle devient de plus en plus complexe et donc plus difficilement testable empiriquement.

Cette controverse -et elle n'est pas la seule (10)- illustre la difficulté de fonder tant une politique d'incitation qu'une stratégie reposant sur la régulation normative sur la connaissance scientifique.

En conclusion à cette première partie, la nécessité d'expliquer des associations statistiques faibles même si elles sont significatives implique un développement théorique qui remette en question ces résultats grâce à la complexité légèrement plus grande du réseau de relations entre variables que l'on propose dans la nouvelle démarche pour remplacer la configuration examinée dans les recherches précédentes.

2. La problématique évaluative: un instrument de méta-analyse efficace d'un point de vue heuristique et pratique ?

La question posée est donc celle de la validité de construction des recherches précédentes, c'est-à-dire "le degré d'adéquation entre les relations des mesures entre elles et les prévisions théoriques" (11). Or, "dans la plupart des cas où la validité de construction est mise en question, le problème est de savoir si ce sont les mesures ou la théorie qui sont responsables de l'échec à vérifier empiriquement des hypothèses testées" (12). La tâche de l'analyste, face à des associations statistiques faibles, qui n'étaient pas attendues à l'avance, est de leur conférer une signification. Celle-ci passe par l'analyse comparative des résultats des différentes recherches. Une telle analyse met en jeu une démarche comprenant, d'une part, l'évaluation de la comparabilité des conditions dans lesquelles les associations -quels que soient leur importance et leur degré de signification- ont été détectées et, d'autre part, la mise en évidence de l'existence ou de l'absence d'analogies entre les associations statistiques. Cette analyse peut être fondée, comme on l'a mentionné précédemment, sur deux stratégies de développement théorique: l'élaboration taxonomique et l'analyse causale.

Bien que complémentaires, ces stratégies ne sont guère utilisées simultanément. Les raisons expliquant la préférence qu'un chercheur donne à l'une ou à l'autre de ces stratégies mériteraient un commentaire mais celui-ci dépasserait largement l'objet de cet exposé. Dans le cas présent, le choix de la stratégie causale a été dicté par une double motivation. La première est purement circonstancielle : une familiarité plus grande avec la construction de modèles de causalité qu'avec la démarche taxonomique. La seconde est l'hypothèse suivant laquelle la problématique évaluative définie comme une analyse causale applicable à un programme d'action offre dans l'absolu un outil d'analyse comparative des résultats de recherches efficace par rapport à l'objectif du développement théorique.

Cette seconde partie de l'exposé a donc pour objectif d'apporter quelques réponses, à titre d'hypothèses à la question suivante. En quoi la problématique

évaluative constitue-t-elle un instrument efficace d'une analyse comparative des résultats des recherches, dont le but est d'en apprécier la comparabilité et d'en inférer de nouvelles hypothèses dans la perspective d'un développement théorique ultérieur?

Un bref rappel de la signification de la recherche évaluative d'une politique publique permettra de mieux cerner la problématique théorique, c'est-à-dire la nature et la signification des variables susceptibles de constituer son champ d'étude et des relations entre ces variables.

La recherche évaluative consiste à mettre à l'épreuve scientifiquement l'hypothèse d'une relation de causalité entre l'application d'une politique spécifique et ses effets. Appliquée à la politique de communication à propos du risque que représente le radon visant à faire adopter aux personnes concernées un comportement de mitigation, la recherche évaluative doit permettre d'en estimer les effets.

Ces effets sont mesurés par les différences au niveau des modifications souhaitées, par exemple l'adoption d'un comportement de mitigation, entre au moins deux conditions: celle où il y a intervention d'une politique publique (un programme de communication), celle où il n'y a pas d'intervention ou encore éventuellement une intervention alternative (par exemple une régulation normative), toutes autres choses étant égales par ailleurs.

La problématique évaluative est quant à elle définie par les différents termes dont on cherche à déterminer la relation causale qui s'établit entre eux. Au niveau des variables explicatives, on peut, par exemple, évaluer l'effet des différentes dimensions du processus de communication -le format du message (qualitatif ou quantitatif), le caractère unidirectionnel ou interactif de la communication, la fonction des acteurs de la communication, etc... sur la perception du risque, sur l'attitude ou sur le comportement (évaluation d'efficacité), sur l'efficience du processus ou encore sur la satisfaction de la population-cible par rapport à l'une

ou l'autre des dimensions du processus de communication.

Au niveau de la méta-analyse, la problématique évaluative facilite le traitement d'une information qui devient pléthorique et hétérogène à la suite de la multiplication des études en communication à propos du risque.

La tâche de l'analyste se complique en effet singulièrement du fait qu'il n'y a guère d'études répliquatives, d'une part, et que les modèles testés sont le fruit d'un découpage fort variable opéré à partir des différents maillons de la chaîne de causalité sous-tendant le processus du changement étudié, d'autre part. En effet, les découpages théoriques qu'opèrent les différentes études dans cette chaîne de causalité peuvent être chacun le résultat d'un schéma conceptuel différent ainsi que d'une théorisation différente. L'analyse comparative utilisant la stratégie évaluative offre cependant un cadre conceptuel et théorique qui aide à appréhender les stades du processus d'action publique - les maillons de la chaîne de causalité qui sont l'objet de chacune des études intégrées dans l'analyse et de déterminer les conditions de comparabilité des résultats. En d'autres termes, cette problématique aide à analyser la signification conceptuelle des résultats -quels sont les phénomènes observés? - ainsi que les conditions particulières dans lesquelles une relation donnée persiste, augmente ou diminue.

Cette dernière connaissance s'acquiert par l'introduction d'une ou plusieurs variables dans la relation à deux variables à la base du modèle théorique initial. L'association initiale, quelle que soit son importance, peut rester pratiquement la même dans chacun des tableaux partiels obtenus pour chacune des valeurs de la troisième variable. Elle peut également être plus forte pour certaines valeurs et moins forte pour d'autres. Il y a, dans ce cas, un effet d'interaction qui est symétrique ou non. Cet effet d'interaction peut expliquer un coefficient de relation totale entre les deux variables du modèle initial qui indique une faible covariation entre elles, alors qu'il n'en est rien si l'on affine le modèle. Concrètement, cela signifie qu'il convient de rechercher l'interprétation hypothétique d'associations faibles ou non significatives en isolant les variables

susceptibles d'avoir un effet interactif sur la relation entre les différentes dimensions du processus de communication et les changements que ce processus est supposé induire.

Si l'on met en relation deux variables se situant respectivement au début et en fin de processus, l'éloignement de ces variables dans la chaîne de causalité peut également contribuer pour une part importante à l'affaiblissement de la relation en question, dans la perspective de théories non entièrement déductibles tout au moins (13). Il convient donc de rechercher les variables intermédiaires qui relient plus étroitement les deux variables de la relation initiale. Un facteur tel que le risque objectif correspondant à une certaine concentration de radon, par exemple, ne devient pas une cause du comportement de mitigation, à moins qu'il ne devienne d'abord une motivation. Ainsi, l'interprétation hypothétique de la relation existant entre le risque objectif et le comportement de mitigation peut faire intervenir la perception subjective comme variable intermédiaire, dans la mesure où l'on suppose que ce n'est pas en fonction du risque objectif que l'individu réagit mais en fonction de la signification qu'il lui donne. Si la relation entre le risque objectif auquel l'individu est exposé et l'adoption d'un comportement de mitigation s'avère faible, on peut donc, plutôt que d'abandonner l'exploration de cette relation, rechercher tout ce que l'on peut établir sur les significations -c'est-à-dire sur la perception subjective du risque-, les mobiles, les motivations, de même que les relations de ces variables intermédiaires avec d'autres facteurs causalement antécédents à eux, comme par exemple le risque objectif ou encore l'une ou l'autre des dimensions du processus de communication.

Les arguments fondés sur les effets d'interaction et sur l'aspect "séquence de développement" du processus étudié plaident donc en faveur d'un modèle théorique beaucoup plus complexe, incluant les variables dont on peut supposer qu'elles modifient la relation initiale ainsi que les variables qui interprètent cette même relation.

La faiblesse d'une association statistique peut enfin être attribuée à l'absence de validité logique ou pragmatique de l'une ou/et l'autre des deux mesures. La portée réelle des résultats dépend de ce double aspect de la validité des mesures car aucune théorie n'est testable directement. Toute théorie doit être d'abord interprétée en termes d'indicateurs opérationnels des concepts utilisés. Il n'existe guère de règle logique codifiant la procédure du passage des concepts aux indicateurs et déterminant par là même si un indicateur mesure réellement le concept défini théoriquement. En lieu et place d'un lien logique entre les modèles exprimés en langage théorique et les modèles exprimés en langage opérationnel, c'est la légitimité de l'interprétation que l'on jugera. Cette légitimité dépend du consensus parmi les chercheurs. Celui-ci s'établit sur la nécessité d'appliquer les critères de validité logique et pragmatique. Cela suppose que l'on réponde, de la manière la plus satisfaisante possible, aux questions suivantes: l'interprétation a-t-elle un sens? l'interprétation est-elle utile en pratique?

Les indicateurs sont rarement parfaitement valides en ce sens que la part de réalité qu'ils recouvrent ne correspond pas entièrement à la part de réalité à laquelle se rapportent les concepts. Aussi la solution au problème de la sélection des indicateurs les plus valides est-elle remise en question par tout développement théorique portant sur la relation soit d'identité, soit de causalité, entre le concept et son indicateur. La validité de construction de ces relations fonde en effet l'assomption de validité logique et pragmatique d'un indicateur par rapport au concept.

A cet égard, la problématique évaluative facilite une analyse critique des indicateurs opérationnels dans la mesure où la démarche évaluative contraint celui qui la pratique à formuler et à répondre aux questions suivantes: les données se rapportent-elles aux concepts qu'elles prétendent appréhender? quels sont les indicateurs possibles de la variation à observer? quels sont les indicateurs les plus valides?

La validité des indicateurs par rapport aux concepts qu'ils opérationnalisent

reposant sur le consensus des chercheurs qui travaillent dans le domaine, elle dépendra donc de l'utilisation efficace des résultats des études portant sur les relations d'identité ou de causalité relevantes par rapport à la définition des indicateurs. Ici encore, la problématique évaluative qui présuppose la définition d'indicateurs de moyens, d'objectifs, spécifiés à la fois dans la diversité de leur nature -croyances, représentations mentales, attitudes, comportements- et de leur ampleur -population-cible, pourcentage de la population-cible présentant le changement souhaité, etc.- favorise une analyse approfondie des études existantes afin de sélectionner des indicateurs sur une base empirique.

A ce stade de l'exposé, on illustrera brièvement l'apport de la problématique évaluative à la réflexion théorique portant sur l'efficacité des programmes de communication en prenant comme point de départ la liste des indicateurs d'efficacité appliqués dans une récente recherche sur les effets d'un programme de communication (14).

L'hypothèse implicite de la recherche évaluative, qu'elle s'applique aux résultats d'une étude ad hoc ou à l'analyse d'un ensemble de résultats, est l'existence d'un processus de changement affectant la perception de certaines conditions individuelles ou sociales, certaines attitudes, certains comportements sous l'effet d'une politique publique. Le modèle théorique à tester comprend donc une série d'étapes, reliées entre elles, obéissant à un ordre causal. Ce processus se déroule plus ou moins longtemps. Le modèle sera corroboré si les données empiriques permettent de dégager tout d'abord une association statistique significative et de préférence importante entre la mise en oeuvre d'une politique et un changement d'attitudes ou de comportements, et de s'assurer ensuite de l'ordre causal.

Appliquées à l'évaluation de l'efficacité d'une politique de communication à propos du risque du radon dont la finalité est l'adoption par la population-cible d'un comportement de mitigation, les étapes du processus se présentent dans l'ordre suivant.

- la population-cible du programme de communication interprète correctement le

message: les individus qui en font partie perçoivent qu'ils pourraient être exposés à un risque inacceptable;

- ces individus, parce qu'ils ont interprété correctement le message, décident de mesurer le risque auquel ils sont exposés;

- les personnes qui sont exposées d'une manière inacceptable à ce risque décident d'une mitigation dans un délai déterminé;

- une mitigation crédible et dans le délai prévu est réalisée par les personnes concernées.

Les critères d'efficacité sont multiples, même si les objectifs d'une politique de communication sont rarement explicités complètement, sans ambiguïté et d'une manière testable, c'est-à-dire au moyen d'indicateurs opérationnels. Les objectifs peuvent, par exemple, varier en fonction de la séquence causale visée, de l'ampleur des effets souhaités, de la spécification du délai au terme duquel l'effet souhaité se réalise, etc...

Il convient, par exemple, de s'interroger en premier lieu sur la finalité de la politique de communication de manière à déterminer à quelle étape de la séquence causale se situent les effets souhaités. Selon que l'Etat cherche uniquement à diffuser l'information aux citoyens qui pourraient être concernés, à les aider à prendre une décision -agir ou ne pas agir et si oui, comment-, ou encore à les persuader de ce que le comportement suggéré ou imposé a une légitimité scientifique, l'évaluation portera sur les réalisations, l'impact de ces réalisations ou encore sur la satisfaction de la population-cible.

A titre exemplatif, on commentera brièvement l'application de la liste des critères à laquelle il vient d'être fait référence ci-dessus (15) comme grille d'analyse de l'efficacité d'une politique de communication. Le but de cette démarche est de montrer que l'application des critères de l'efficacité d'une politique présente un

intérêt heuristique en permettant d'isoler d'une manière systématique les variables expérimentales qui sont, dans cet exemple, les variables dépendantes décrites ci-dessous.

La première de ces variables est la compréhension du message, mesurée par la conformité du message reproduit par le récepteur par rapport au message émis. Le critère de conformité peut s'appliquer par rapport à des sous-objectifs tels la nature du risque, sa probabilité, sa gravité, ou encore l'identification subjective -dans le chef du récepteur du message- au groupe à risque. Ces sous-objectifs peuvent être eux-mêmes pondérés ou non en fonction des priorités sur lesquelles repose la politique de communication.

Même perçu et compris, un message dont la finalité n'est pas la seule diffusion, reproduisant ainsi une logique d'action publique fondée sur la rationalité légale, doit recevoir un certain degré d'adhésion de la part du récepteur. En d'autres termes, le récepteur doit être suffisamment d'accord avec les conclusions du message pour que celui-ci rentre dans le système d'attitudes de l'individu. Ce n'est qu'à cette condition qu'il sera peut-être à l'origine d'une attitude suffisamment saillante par rapport à toutes les autres attitudes, et acquerra une dimension motivationnelle.

L'efficacité va être déterminée par la relation qui s'établit entre l'attitude de l'individu par rapport au risque du radon et ses autres attitudes, en particulier celles qu'il a développées en réaction à tous les risques auxquels il se sent exposé. Cette efficacité dépend également de la relation entre l'attitude de l'individu par rapport au risque "objectif" auquel il est exposé du fait du radon.

Autrement dit, si un message est efficace, la réaction qu'il provoque chez l'individu est consistante, proportionnée par rapport aux autres risques auxquels il se sent exposé, toutes autres choses étant égales par ailleurs. L'expérience montre que cette consistance est conditionnée par une multiplicité de facteurs qui peuvent aussi bien être les causes, les propriétés ou les conséquences des

différents risques, mais dont les interactions restent encore à explorer dans leur majeure partie.

La réaction de l'individu à un message efficace est également consistante avec l'ampleur du risque, non pas tellement par souci d'efficience -adopter un comportement de mitigation en deçà d'un certain seuil de concentration de radon considéré comme acceptable serait un gaspillage de ressources- mais afin que l'individu différencie les risques contre lesquels il doit se prémunir de ceux qui sont considérées comme négligeables.

L'uniformité des réactions, dans le sens souhaité, est également un objectif permettant de mesurer l'efficacité de la politique de communication. L'indicateur opérationnel du succès est alors déterminé par le pourcentage de la population "objectivement" concernée qui réagit de la manière adéquate. Selon la séquence causale considérée, l'objectif est que le test du radon soit réalisé par le maximum de personnes faisant partie de la population-cible ou encore que le comportement de mitigation soit adopté par le maximum de personnes exposées à un risque inacceptable et s'identifiant comme telles. Dans l'abstrait, ce critère d'efficacité ne réclame pas de développement théorique. Concrètement, la mesure de l'efficacité s'arrête généralement à la première séquence car l'adhésion aux conclusions du message ne semble guère avoir une force motivationnelle suffisante au niveau des comportements (test du radon).

Enfin, toute évaluation de l'efficacité d'une politique de communication implique une démarche visant à s'assurer de l'absence d'effets positifs ou négatifs dont la cause, la nature, l'ampleur ou les conséquences auraient été imprévues. Si de tels effets sont isolés comme tels grâce à la problématique évaluative, le modèle théorique subséquent pourra y gagner en termes de validité.

Ce bref aperçu de l'application de la problématique évaluative à l'analyse des résultats se rapportant aux différentes séquences causales du processus de communication termine cet exposé introductif. On espère avoir montré pourquoi

et comment cette problématique aide à mieux cerner les objectifs heuristiques des chercheurs mais aussi les stratégies des acteurs publics.

Références

- (1) SJÖBERG, L., Radon Risks. Attitudes, Perceptions and Actions, Risk Communication Series, EPA, 1989.
- (2) DRABEK, Th., Human System Response to Disaster : An Inventory of Sociological Findings, New York, Springer-Verlag, 1986.
- (3) KREPS, G., Future Directions in Disaster Research. The Role of Taxonomy, International Journal of Mass Emergencies and Disasters, 1989, vol. 7, 215-242.
- (4) SJÖBERG, L., op. cit.
- (5) WILDAVSKY, A., Risk Perception, Risk Analysis, vol. 11, 1991, 15.
- (6) SJÖBERG, L., op. cit., p. 74.
- (7) KROGER, F., Aids Risk and Risk Reduction : Communicating about the Unspeakable, Society for Risk Analysis, Annual Meeting, 1991.
- (8) FEATHER, N., Values, Valences, Expectations and Actions, Journal of Social Issues, vol. 48, 1992, 109-124.
- (9) HOLTGRAVE, D., and WEBER, U., Dimensions of Risk Perception for Financial and Health Risks, Risk Analysis, vol. 13, 1993, 553-558.
- (10) A côté de ces modèles dont certains tendent à inclure de plus en plus de motivations individuelles dans la prise de décision, d'autres sont proposés par des chercheurs appartenant à un courant anthropologique. Le modèle anthropologique ou culturaliste développé initialement par Mary DOUGLAS et Aaron WILDAVSKY (Risk and Culture, Berkeley, California: University of California Press, 1982) a également une ambition généralisatrice. Son fondement est l'idée selon laquelle les individus qui prennent des décisions dans des conditions d'incertitude et à propos d'incertitude reproduisent dans leurs décisions les valeurs structurant les décisions des groupes auxquels ils appartiennent. Les recherches inspirées par le modèle anthropologique mettent en évidence le rôle explicatif des processus sociaux qui modèlent la réaction des

individus.

(11) HIRSCHI, T., SELVIN, H.C., Recherches en Délinquance. Principes de l'analyse quantitative, Paris, Mouton, 1975, 200.

(12) Ibid., 203.

(13) Ibid., 69.

(14) WEINSTEIN, N., SANDMAN, P., Some Criteria for Evaluating Risk Messages, Risk Analysis, vol.13, 1993, 103-114.

(15) Ibid.

Abstract

This paper is focusing on the direction of future scientific investigation about risk communication and, more specifically, about a specific health risk communication (radon). The proposal is to apply the evaluative strategy as a methodological tool for a meta-analysis of risk communication research. Evaluative methodology, a causal modelling strategy applied in concrete policy settings, has an important role to play for theory development and for better policing. The aim of the paper is to discuss this role.

Key-words : Risk communication; impact assessment; evaluation research; radon.

Samenvatting

Het doel van deze inleiding bestaat uit een voorstel een evaluatieve problematiek toe te passen op de ontleding van de resultaten van empirische opzoeken op twee connexe onderwerpen. Het gaat eerst om de perceptie van het risico in het algemeen en dat van Radon in het bijzonder. Verder gaat het om de relatie onder de communicatieprogramma's en de adoptie van gedragingen in de richting van mitigatie van het risico.

De grond van dit voorstel is dubbel. Het aantal en de diversiteit van de lopende opzoeken maken het moeilijk de toepassing van de resultaten te gebruiken door onderzoekers en openbare verantwoordelijken voor de communicatie. De evaluatieve problematiek biedt een theoretisch instrument dat de uitbating van de resultaten vergemakkelijkt in een zowel heuristische als toegepaste perspectief. Deze uiteenzetting berust op de discussie van beide fundamenteën.

FACTORS AFFECTING LAYMEN'S PERCEPTIONS OF RADON RISK

R.M. Meertens & T.B. Lenderink

Department of Health Education, University of Limburg,
P.O.Box 616, 6200 MD Maastricht, The Netherlands.

Abstract

Though experts perceive radon as one of the more important environmental health risks, laymen often tend to ignore this risk. This paper first summarizes what is known in the literature about the determinants of radon risk perceptions of the general public. Second, some explanations for the discrepancy in radon risk perceptions between laymen and experts are presented. The most important conclusions are summarized, such as that radon risk perceptions are determined more by subjective factors like perceived likelihood of illness than by objective radon levels. Recommendations are given for the way one should communicate to the public about the health risks of radon.

1. Introduction

The way experts perceive the health risks of radon often differs considerably from the way the public perceives these risks. For example, in a study in New Jersey it was found that nearly all respondents thought their radon risk was less than the risk of living near a hazardous waste site. According to specialists the opposite was true: for most of the sample the radon risk was probably a hundred times greater (Weinstein & Sandman, 1992). This discrepancy in risk perception is particularly striking because the participants in the study had already been tested for radon and were informed of the relatively high radon level in their homes (in all cases the radiation level exceeded the level of 4 pCi/l, i.e. the level for which the U.S. Environmental Protection Agency recommends action).

Of course, radon is not the only case where perceptions of a risk differ

considerably between experts and laymen. Though laymen give fairly consistent rank orderings of a diversity of risks across response modes, they tend to overestimate rare or uncommon risks and risks that have received a lot of attention in the media. Common risks, however, tend to be underestimated (Fischhoff, Bostrom & Quadrel, 1993).

In this paper we will first discuss what is known in the (U.S.) literature of the way the public perceives radon risk, and how radon risk perception is related to behaviours that are relevant to radon risk management (and intentions to perform them). After this overview we list several explanations for the finding that radon risk perceptions differ between laymen and experts. These explanations are based both on the general literature on how the public perceives probabilities and risks and on more specific research on radon risk perception. Then, the most important conclusions are summarized, and recommendations are given for the way one should communicate to the public about the health risks of radon.

2. Radon risk: a special case

Indoor radon is an invisible, odourless gas, that is produced from naturally occurring decay of uranium and radium, which are present in the soil. In the outdoor air, it rapidly dissipates so that its risks are negligible. However, radon becomes entrapped in homes and buildings, and can reach concentration levels indoors that pose serious health risks. The health risks of indoor radon come from the radioactive byproducts of decaying radon gas, known as "radon daughters". These radon daughters attach to dust particles in the air, and when inhaled into the lungs, become lodged in the bronchi, undergo further chemical breakdown, and eject alpha particles into the cells of the bronchial linings. These radioactive emissions may damage the cells and can lead to the development of lung cancer.

Indoor radon is considered the greatest single source of exposure to radiation in the environment, and the average dose of radiation from indoor radon is greater

than from X-rays, nuclear power activities, and from all other natural sources of radiation combined (Clarke & Southwood, 1989). Radon is the second leading cause of lung cancer in the U.S., after tobacco smoke, and is estimated to account for one half or more of lung cancer in non-smokers. Many factors contribute to radon levels in buildings, like geographical location, house construction and ventilation. However, one cannot predict the radon level of a certain home only on basis of knowledge of such factors: to know a home's radon level one should test for it, for example using commercially available test kits.

Because of the serious health risks posed by radon, the U.S. Environmental Protection Agency (EPA) recommends that all U.S. homeowners test their homes for radon (U.S. EPA, 1989). Those with readings above 4 picoCuries per litre of air should subsequently take action to reduce their levels. Mitigation techniques include such measures as sealing basements and foundations to reduce soil gas infiltration, evacuating air from basements or hollow foundation blocks, increasing air exchanges in the home, and using water and air filters.

Radon may be considered a somewhat extraordinary environmental risk perception case, as radon is an example of environmental pollution to which the public tends to underreact. In the eyes of experts, the public generally tends to overreact with respect to environmental pollution, and to worry too much about health effects. This was one of the reasons that early radon risk communication efforts in the U.S.A. were fearful of creating public panic about radon, and designed protocols and materials carefully to create sufficient concern to motivate public response, without creating unnecessary anxiety. However, denial, apathy and calm concern have been the predominant public reactions (Golding, Krinsky & Plough, 1992).

Though there is no direct relation between worry about a risk and performing behaviours that should reduce the risk, research findings on mitigation behaviour may give some insight into the extent to which the public worries about radon risk. A study by Akerman (1988) in Sweden showed that even at levels of

almost 90 pCi/l, 30% of her sample had not mitigated the effects. Doyle, McClelland, Schulze, Elliott & Russell (1991) found that of their sample population in whose houses levels exceeding 50 pCi/l were determined, only half claimed to have taken any steps to reduce their risk. Thus, however much one would often like the public to lower their perceptions of the health risks of environmental pollution, in case of radon one would perhaps like the public to raise their risk perceptions.

3. Research findings on radon risk perceptions

What determines an individual's radon risk perception? First of all, one may expect that for persons who have already tested their home for radon, there is a relation between the measured level of radon and their risk perception. However, findings are rather inconsistent: the correlation is sometimes reported to be near zero (Sjöberg, 1989), sometimes low (Smith, Desvougues, Fisher & Johnson, 1987), and sometimes moderate (Mazur & Hall, 1990). Thus, objective radon risk does not seem to be a major determinant of the layman's radon risk perception. What about more subjective factors? On basis of a definition of perceived risk as the product of perceived likelihood and perceived risk seriousness, one might expect perceived risk to be strongly related to the variables "likelihood of illness" and "seriousness of radon-caused illness". Indeed Weinstein & Sandman (1992) found in various samples strong correlations (ranging from .53 to .74) between risk perceptions and likelihood of illness. Correlations between risk perceptions and illness severity, however, were found to be weaker (ranging from .20 to .40).

As a risk may be considered more threatening the less one can do to manage it, risk perception may be expected to be related to perceived difficulty of reducing radon levels, or effectiveness of mitigation. In line with this expectation, Weinstein & Sandman (1992) reported correlations of about .40 between radon risk perceptions and perceived difficulty of reducing radon levels. However, they found no associations between risk perceptions and perceived efficacy of

mitigation. Furthermore, Weinstein, Sandman & Roberts (1990) found no relation between radon testing and radon testing intentions and perceived difficulty of mitigation.

However important radon risk perceptions may be as such, education efforts that try to stimulate testing or mitigation behaviour should only focus on risk perceptions when these are related to (intentions to) test for radon or (intentions to) mitigate. On basis of the findings in several data sets, Weinstein & Sandman (1992) concluded that intentions to mitigate are fairly strongly associated ($r > .40$) with radon risk perception relevant variables (appraisals of the seriousness of the danger, beliefs about the likelihood of illness if no action is taken, and self-reported concern). The same kind of variables were related to eventual mitigation action. However, in this case the correlations were only around .20 (due to the substantial number of the respondents who did not realize their intentions).

In broad outlines, the same picture emerges when we look at the relation between variables relevant for risk perception, and (intentions to) test for radon: Fairly strong correlations are found between intentions to test and concern about radon, severity of radon problems and likelihood of radon problems. Lower but significant correlations have been found between the mentioned variables and actually ordering radon test kits (Weinstein et al., 1990).

In conclusion, risk perceptions may be determined more by subjective factors like concern and perceived likelihood and seriousness of illness, than by objective radon levels. Furthermore risk perceptions seem to be related clearly to (intentions to perform) radon preventive behaviour, which makes risk perception an important target for education efforts that intend to stimulate testing and mitigation.

4. Explaining the expert-layman discrepancy in radon risk perception

First of all one should realize that in present-day society the individual is almost

continually bombarded with risk messages. Newspapers daily report newly discovered health effects of food components, television and radio report about cancer clusters and about the possible dangers of power lines, commercials warn us on behalf of the Surgeon General that smoking is dangerous. One hardly could expect the general public to worry about every risk they hear of. Indeed, the public tends to select only some risks to worry about, these risks seeming almost randomly chosen in the eyes of the expert. People for example worry about the health consequences of additives in food, of soil contamination and air pollution, in cases where experts consider the risks very small. On the other hand they don't seem to worry a lot about the radon level in their homes, and their smoking behaviour. However "normal" it seems that the people do not worry about every risk they are confronted with by the media, it is not immediately understandable why they have different risk perceptions from those of experts. Some explanations for this discrepancy are presented below. It must be noted that these explanations are not mutually exclusive; on the contrary, they probably are, at least for some people some of the time, all true.

EXPLANATION 1 : Experts' radon risk messages may not reach the general public.

To share the expert's opinion, first of all the public should be exposed to the expert's opinion on the risks of radon. That is, they should read the newspaper where the expert's point of view is reported, or have tuned in on the television station where the interview with the expert is broadcast. Then, they should attend to the message and find it interesting enough to keep on attending the message. However trivial these prerequisites seem, they are frequently overlooked. Too often it is assumed too easily that messages will reach the people they are targeted at, and that the target group will attend to the message to the end. Of course, when the expert's message does not reach the public, the public has no other choice than to rely on their own (and their neighbour's) intuitions concerning the importance of the risk.

Perhaps it may be mentioned here also that, though a message may reach a group of people in an absolute sense, this may not be enough in these times of information overload: when media devote less attention to radon than, say, to radioactive waste, this may lead people to conclude that the risks of radon may not be so high after all. Generally it is assumed that the media play a significant role in public risk perceptions (Nelkin, 1989; Slovic, Fischhoff & Lichtenstein, 1980).

EXPLANATION 2: The public may not believe the experts' radon risk message.

A variable that is of central importance to acceptance of a message is the credibility of the (expert) source. A receiver, trying to form an objectively correct attitude and therefore concerned with the validity of the information, judges the source's credibility from his or her apparent competence and trustworthiness, that is, knowledge of truth and motivation to reveal it (McGuire, 1985). Although perceived source competence increases with general knowledgeability cues such as high level of education, intelligence and professional attainment, source knowledgeability per se (when not reinforced by other characteristics like trustworthiness) has surprisingly little persuasive impact (Kelman & Hovland, 1953; Bochner & Insko, 1966; McGinnies & Ward, 1980). Sometimes it is suggested that the expertise of the source may have, apart from a positive effect on message acceptance because of the source's competence, also a negative effect: the remoteness ordinary inexperienced receivers may feel from expert sources may lead to a lower degree of acceptance of the message.

Thus, having a radon expert talking about the risks of radon, is not enough to convince the public. This is even more the case because the general level of confidence of the public in experts has been falling since the mid-1960s (Lipset & Schneider 1982). Lack of confidence in experts may stem from several sources. For example, experts may have lost their credibility in the eyes of the public because the public knows or believes it knows, of a case where the experts were shown to be mistaken. Sometimes people may even lose their

confidence in experts in general, because of a faulty expert analysis in one area. To take another example, disagreement among experts may also lead to the conclusion that they are not to be believed, as they seem to "not to know either".

Besides seeming expert enough to know the truth, the source must also seem trustworthy enough to report it. The source must be perceived as sincere and having no interest in the matter. The latter may be illustrated by the reasons some individuals give for not testing their homes. They say that, according to them, the whole radon issue is brought about by the (sensation-seeking) media, and by testing and mitigation companies "out to make a fast buck" (Golding et al., 1992).

EXPLANATION 3: Laymen determine probability relations in a heuristic and associative way.

Epidemiologists rely on extensive data sets and advanced statistic techniques to assess the risks of radon, whereas laymen may rely upon much simpler processes. For instance, they use the so-called "availability heuristic" to determine relations, i.e. by taking memories which have some relevance to the problem as a starting point. In the case of radon, use of the availability heuristic would probably lead individuals trying to inventarize the number of people they know have suffered of lung cancer; after that they would try to remember whether their home radon level was high. Most individuals probably will suffer from a lack of data: one hardly knows of the radon levels in other people's homes, and lung cancer is not a very prevalent death cause. Therefore, one might suggest that individuals are likely to conclude that there is no relation between radon and lung cancer, or that the relation is irrelevant.

Of course, the layman approach described above in assessing the relation between radon and lung cancer would not pose any problem if people easily changed their minds when experts informed them of their radon risk estimates. However, psychological research shows that heuristics still have an influence on

risk judgements when objective statistical evidence has been presented (Hendrickx, Vlek & Oppewal, 1989; Van de Kar, Meertens, Kok & Knottnerus, submitted).

Furthermore, it seems plausible that associations play an important role in determining risks or probabilities. As people lack data from their own experience on radon gas, they may try to determine riskiness on basis of their knowledge on the riskiness of other gasses. As dangerous gasses often are coloured and/or smelly (or have been made smelly, as in the case of natural gas), they may tend to conclude that the radon level in their home cannot be high because they don't smell or see any gas. Weinstein, Klotz & Sandman (1988) indeed found that some people argue that their radon level is lower than average because they don't smell or see any gas. Furthermore, laymen may expect the effect of dangerous gasses to be nearly immediately noticeable, resulting for example in headaches or throat irritation (Weinstein et al., 1988).

EXPLANATION 4: People may not differentiate enough between small risks and very small risks.

Psychological research shows that people tend to perceive all probabilities as very similar (e.g. Kahneman & Tversky, 1979). A probability of 30 % is not as viewed as different from a probability of 50 % as one would expect. However, certainty (a probability of 100 %) differs psychologically considerably from a probability of 80 %, though in both cases the difference is 20 %.

The following experiment of Kahneman & Tversky (1979) focused on this issue. One group of subjects was asked to choose between two options, A and B, where option A meant a 20 % chance to win \$ 4000, and option B a 25 % chance to win \$3000. From a rational point of view, subjects should choose option A, because the "expected utility" of option A ($1/5$ of \$4000 = \$800) is more than the "expected utility" of option B ($1/4$ of \$3000 is \$750). Indeed, the results showed that 65 % of the subjects chose option A. However, another group in Kahneman

& Tversky's experiment had to choose also between options A and B ; now option A meant an 80 % chance to win \$4000, option B meant a 100% chance to win \$3000. A subjective utility approach would again predict a preference for option A ($8/10$ of \$4000 = \$3200, a greater sum than \$3000). However, in this case --and that will be intuitively plausible to the most of us-- 80% of the subjects preferred option B: certain wins are preferred to uncertain wins.

People's feeling that all probabilities have a lot in common may lead them to deal with very small probabilities as if they were considerably greater. This may be illustrated by the findings of a study by Kraus, Malmfors & Slovic (1992): about 30 % of the general public, despite being informed that the lifetime risk of dying in a car accident is 1 in 100, disagreed or strongly disagreed with the proposition that a 1 in 10,000,000 lifetime risk of cancer from exposure to a particular chemical is too small a risk to worry about. Lack of differentiation between small and very small probabilities may also be the reason why the public tends to disagree with propositions like "the poison is in the dose", and think that every chemical risk, however small should be reduced (Kraus et al., 1992). In the case of radon this perceived common nature of all probabilities may lead people to reason that it is no use undertaking action against radon, because they have been exposed to the risks of radon for years already; the message that undertaking action would reduce the probability of developing lung cancer will not really come across, because people don't perceive or value the difference between a small probability and a very small one.

An explanation for the public's insensitivity to dose and strong concerns about even minute exposures to chemicals has been offered by psychological and anthropological researchers. According to Frazer (1890) and Mauss (1902), a belief, widespread in many cultures, is that things that have been in contact with each other may influence each other through transfer of some properties via an "essence". This may be referred to as the "law of contagion" (Rozin, Miliman & Nemeroff, 1986): even if a contact is brief (or the exposure low), the rule holds "once in contact, always in contact". Thus, the belief in contagion may lead to a

perception of health risks as having an all-or-none quality, irrespective of the degree of exposure.

In conclusion, lack of differentiation between small and very small probabilities may be one of the reasons why the general public does not differentiate between considerable health risks like those of radon, and neglectable risks. Because they do not see the wood for the trees, they may select the health risks to care about in an intuitive way. Which factors may affect this somewhat intuitive selection of health risks is discussed in the next section.

EXPLANATION 5: Radon is an old and psychologically non-threatening risk.

Risk, as defined by the man in the street, does not seem to be a uni-dimensional, but a multi-dimensional concept. By using multivariate techniques several studies show two basic dimensions that seem to be related to the concept of risk (Slovic et al., 1980; Vlek & Stallen, 1981). The first dimension may be called "dread", the second "familiarity". A third dimension that sometimes shows up is "the number of people that may be affected". The first two dimensions and the characteristics the factors consist of are depicted in Figure 1. For example, activities are perceived to be less risky when one may voluntarily choose to perform the activity, the activity is relatively well-known, and the consequences are controllable and non-global. Also, risks are considered to be more acceptable when there are many advantages attached to them.

If one tries to characterize radon risk on the two dimensions of Figure 1, radon happens to score particularly low on the dimension of "dread". One may characterize it as an individual, controllable, voluntary, without dread, non-global catastrophic, equitable risk which is relatively easy to reduce and has no (cumulative) effects on future generations. The score of radon on the second dimension ("familiarity") is less clear. Although the effects of radon on health may show only after some time, and radon gas is not observable, people may feel reassured by the fact that it is a risk that has existed for a long time (though the

problem has become greater since houses have been better insulated). Furthermore, it will probably be seen as reassuring that scientists seem to be well informed about the risk, and that efforts have been made to inform the public about it. In conclusion, the probable scores of radon on both dimensions seem to lead to relatively low radon risk perceptions.

	*not observable	
	*unknown to those exposed	
	*effect delayed	
	*new risk	
	*risks unknown to science	
*controllable	F	*uncontrollable
*without dread	A	*dread
*not global catastrophic	M	*global catastrophic
*consequences not fatal	I	*consequences fatal
*equitable	L	*not equitable
*individual	DREAD	*catastrophic
*low risk to future generations	I A	*high risk to future generations
*easily reduced	R	*not easily reduced
*risk decreasing	I	*risk increasing
*voluntary	T	*involuntary
*doesn't affect me	Y	*affects me
	*observable	
	*known to those exposed	
	*effect immediate	
	*old risk	
	*risks known to science	

Figure 1: Underlying dimensions of risk perceptions (results of a factor analysis); each factor is made up of a combination of characteristics, these characteristics are also shown in the Figure (source: Slovic et al., 1980).

EXPLANATION 6: People can think of so many reasons why the radon level in their home is lower than average.

An interesting characteristic of individual risk perception is that in general individuals think that they are less susceptible to negative events like disease, divorce and robbery than the average person (which is logically implausible). This so-called "unrealistic optimism" has also been shown with respect to perceptions of radon risk: in general individuals claim for example that their own risk of having a home radon problem is smaller than the risk faced by their neighbours (Weinstein et al., 1990; cf. Sandman, Klotz & Weinstein, 1987; Weinstein et al., 1988). One explanation for the phenomenon of unrealistic optimism is that people, to protect their ego, only believe what they like to believe. Another explanation is that individuals only think of what they themselves undertake to reduce the risk, or what circumstances diminish the risk in their individual case. They do not realize, however, that others also take measures to reduce the risk, or that risk factors also may reduce the risks of others (Svenson, 1981; Weinstein, 1984). This last explanation finds some support in study findings on the reasons respondents give for believing that their home radon level is above or below average (Weinstein et al., 1988). People report more factors that decrease their own risk than factors that increase their own radon risk. People seem to use information about dubious determinants of radon risk (the only way to know one's home's radon level is to test for it) to conclude that their risk is relatively low. As there are relatively many of these determinants in the case of radon, people may be more unrealistically optimistic (and more confident about this optimism) in this case than in the case of other kinds of environmental pollution. (For example, one has probably less reason to think that one is confronted with less outdoor air pollution than one's neighbour).

EXPLANATION 7: Radon is a "natural" risk.

Radon is, contrary to most other environmental risks, a natural risk. It seems to be commonly assumed that the public believes natural products or processes to

be safer than synthetic products or processes. Food industries, for example, seem eager to qualify their products as "natural". Indeed, the public seems to have more confidence in the safety of natural (as opposed to synthetic) chemicals than do experts (Kraus et al., 1992). Furthermore, the results of a study by Sandman et al. (1987) suggest that the general public perceives the risks of industrial radon to be considerably higher than those of geological radon. When inhabitants of New Jersey were confronted with radon coming from a site containing the waste of a paint fabric, this led to great commotion. The inhabitants judged the risks of the industrial radon as much higher than the risks of geological radon, although experts thought the opposite was true. One explanation for the different reactions that are elicited by natural risks as opposed to technological risks is that in the latter case an institution, government or individual may be held responsible (and may be subjected to one's anger), whereas this is hardly possible in the case of natural risk (Fischer, Morgan, Fischhoff, Nair & Lave, 1991).

EXPLANATION 8: To reduce radon levels, one should act oneself

A last explanation for the relatively low radon risk perception is that people may underestimate radon risk because they themselves have to act to reduce the risk. In the case of most environmental risks, it is often the government or industry that should take action to reduce the risk. However, in the case of radon responsibility is put by the public; homeowners should test and -when needed- mitigate the effects in their house themselves. In other words, when individuals are themselves burdened with the troubles and costs of risk reduction, they may often prefer to neglect the risk. In fact, individuals may even conclude that the risk cannot be that high, because "the state hasn't been here" (Weinstein et al., 1988).

5. Discussion and conclusion

The present paper discussed the major determinants of radon risk perception and

the relation of radon risk perception to radon preventive behaviour and intentions to perform the behaviour. Furthermore, several explanations were offered for existing discrepancies in radon risk perception between experts and laymen. In our view, the important conclusions are that radon risk perceptions are determined more by subjective factors like concern and perceived likelihood and seriousness of illness, than by objective radon levels. Thus, one may not expect the public to take the right actions by informing them of their radon level only. However, information on the severe consequences of radon (lung cancer is almost always fatal) may raise radon risk perceptions so that they become more realistic.

Another important conclusion is that risk perceptions seem to be related clearly to radon preventive behaviour and to intentions to perform it. Thus, it makes sense to try to influence radon risk perceptions, as this may result in more testing of homes, and more mitigation action when needed. The explanations that are given in this paper for discrepancies in radon risk perception between experts and the public may give cues for the way one should educate the public about radon risk.

First of all, one should make sure (and test) that messages about the risks of radon reach the public, and that one has no obvious reasons to discard the message as untrustworthy (for example because the source may be considered to have an interest, financial or otherwise, in exaggerating radon risk, as when the source is related to a testing or mitigation company). Then, in view of the little difference people see between a small and a very small probability, one should make clear to the public that, though that the probability of developing disease as a consequence of radon may be small in an absolute sense, it is a considerable higher risk than the many "very low probability of disease" environmental risks one hears about nowadays. Comparing the risks of radon to other, more familiar risks may help, but should be applied only with caution: comparisons to qualitatively very different risks will only lead to confusion. Furthermore, because of the tendency to be unrealistically optimistic, one should stress that

everybody in a certain region is about as likely to have too high a home radon level, and that no one should conclude that he or she has a below average radon level before testing: radon levels can never be derived from factors like geographical location and house construction only.

We should draw attention to at least two important drawbacks to the conclusions. The research cited in this paper has mainly been carried out in the United States. The results presented may therefore not be generalizable to radon risk perceptions in Europe, as radon seemingly has received more media attention in the U.S. than in for example the Benelux. Most people in the U.S. seem to have heard of radon, and to have good general knowledge about the origin and nature of the radon problem (Golding et al., 1992). This is probably not the case for the general European population at this moment. However, we expect the European public's reaction not to be very different from the reaction of the U.S. public, once they have acquired the same level of knowledge of radon. Furthermore, we sometimes extrapolated from findings of a different area of research (general risk perception and decision making literature) to come to conclusions about radon risk perceptions. Of course we cannot be sure that general principles of risk and probability perception also may be applied directly to radon risk perception.

Notwithstanding the limitations to the analysis presented here, we have given some insights in to how the public perceives the health risks of radon; insights which are valuable for designing interventions that should communicate the risks of radon to the public.

References

Akerman J, EFI Research Report 91 -7258-266-9, (1988), Stockholm: Stockholm School of Economics.

Bochner S & Insko CA , *Journal of Personality and Social Psychology*, 4, (1966), 614-621.

Clarke RH & Southwood RE, *Nature*, 338, (1989), 197- 198.

- Doyle JK, McClelland GH, Schulze WD, Elliott SR & Russell GW, Risk analysis, 11, (1991), 121-134.
- Fischer WG, Morgan MG, Fischhoff B, Nair I & Lave LB, Risk Analysis, 11, (1991), 303-314.
- Fischhoff B, Bostrom A, Quadrel MJ, Annual Reviews of Public Health, 14, (1993), 183-203.
- Frazer JG , The new golden bough: a study in magic and religion, (1890, 1959), Macmillan, New York.
- Golding D, Krimsky, S & Plough, A. Risk Analysis, 12, (1992), 27-35.
- Hendrickx L, Vlek C, Oppewal H, Acta Psychologica, 72, (1989), 41-63.
- Kahneman D, Tversky A, Econometrica, 47, (1979) 263-91.
- Kelman HC & Hovland CI, Journal of Abnormal and Social Psychology, 48, (1953), 327-335.
- Kraus N, Malmfors T & Slovic P, Risk Analysis, 12, (1992), 215-232.
- Lipset SM & Schneider W, The confidence gap: business, labor and government in the public mind, (1982), New York: Free Press.
- Mazur A & Hall G, Sociological Inquiry, 60, 274-284.
- Mauss M, A general theory of magic, (1902, 1972), Norton, New York.
- McGinnies E & Ward CD, Personality and Social Psychology Bulletin, 6, (1980), 467-472.
- McGuire, WJ, Handbook of Social Psychology, Volume II (eds.: Lindzey, G & Aronson, E), (1985), 233-346, Random House, New York.
- Nelkin D , Annual Review of Public Health, 10, (1989), 95-113.
- Rozin P, Miliman L & Nemeroff L, Journal of Personality and Social Psychology, 50, (1986), 703-712.
- Sandman PM, Klotz ML & Weinstein ND, Journal of Communication, 37,

(1987), 93-108.

Sjöberg L, EPA-230-07-87-029, (1989), Washington DC: Office of Policy, Planning and Evaluation, U.S. Environmental Protection Agency.

Slovic P, Fischhoff B, Lichtenstein S, (1980). Facts and fears: understanding perceived risk. In R Schwing, WA Alberts Jr, eds. Societal risk assessment: how safe is safe enough? New York: Plenum.

Smith VK, Desvousges WH, Fisher A & Johnson FR, EPA-230-07-87-029, (1987), Washington DC: Office of Policy, Planning and Evaluation, U.S. Environmental Protection Agency.

Svenson O, Acta Psychologica, 47, (1981) 143-148.

U.S. Environmental Protection Agency, Press release: EPA urges nation to check homes for radon, (1989, October 18), Washington DC: Author.

Van de Kar A, Meertens RM, Kok, G & Knottnerus A (submitted). Determinants of visiting the general practitioner: An observational and an experimental study compared.

Vlek C & Stallen P. Organizational Behavior and Human Performance, 28, (1981), 235-71.

Weinstein ND. Health Psychology, 3, (1984), 431-457.

Weinstein ND, Klotz ML & Sandman PM. American Journal of Public Health, 78, (1988), 796-800.

Weinstein ND & Sandman PM, Journal of Social Issues, 48, (1992), 63-83.

Weinstein ND, Sandman PM & Roberts NE, Journal of Applied Social Psychology, 20, (1990), 783-801.

Résumé

Bien que les experts voient le radon comme un des plus important risques environnemental pour la santé, le public a souvent une tendance à ignorer ces risques. Ce papier résume ce qui se sait dans la littérature sur les déterminants de la perception du risque de radon. Deuxièmement, quelques explications sont présentées sur la différence de la perception du risque de radon entre le public et les experts. Après, les conclusions les plus importantes sont résumées. Par

exemple, il a été conclu que les perceptions de risque de radon sont plus déterminées par les facteurs subjectifs comme la probabilité de maladie, que par les niveaux objectifs de radon. Finalement quelques recommandations sont données sur la manière dont il faudrait renseigner le public sur les risques de radon.

Samenvatting

Alhoewel experts radon zien als één van de meer belangrijke milieugezondheids-risico's, hebben leken de neiging om dit risico enigszins te negeren. Dit paper geeft eerst een samenvatting van de literatuur over de determinanten van de risicoperceptie van radon. Daarna worden een aantal verklaringen gegeven voor de discrepantie in risicoperceptie tussen leken en experts. De belangrijkste conclusies worden samengevat. Er wordt bijvoorbeeld geconcludeerd dat perceptie van de risico's van radon meer door subjectieve factoren wordt beïnvloed, zoals de waargenomen kans op ziekte, dan door het objectieve radon niveau. Tenslotte worden een aantal aanbevelingen voor risicocommunicatie over radon gegeven.

PLANNING EDUCATION ACTIVITIES TO STIMULATE RADON PREVENTION BY THE PUBLIC

R.M. Meertens & T.B. Lenderink

Department of Health Education, University of Limburg,
P.O. Box 616, 6200 MD Maastricht, The Netherlands.

Abstract

Though the U.S. Environmental Protection Agency advises all U.S. homeowners to test their house for radon and to take mitigating action where necessary, the majority does not seem to follow up this advice. Therefore, more and better education seems warranted. This paper first describes how health education interventions can be designed in a systematic way. Then, an overview is given of what is known in the literature of the determinants of radon preventive behaviour. On basis of this overview and evaluations of earlier radon education interventions, we formulate some recommendations for radon education. For example, we conclude that education efforts at this moment should be directed at overcoming barriers, and at neutralizing reasons people have for denying the health threats of radon.

1. Introduction

The U.S. Environmental Protection Agency (EPA) estimates that each year between the 5,000 and 20,000 Americans die of lung cancer caused by indoor radon exposure (EPA, 1986). In the Netherlands the RIVM (Vaas, Kal, de Jong & Slooff, 1991) estimates that between 500 and 2,000 lung cancer deaths are caused by radon (though other sources argue that the uncertainty in the estimates is greater, (Gezondheidsraad, 1993)).

Responsibility for protecting the citizens against the negative health effects of

radon is mainly held by the citizens themselves. The U.S. EPA advises all home owners to test for radon in their house(s) (U.S. EPA, 1989). Homeowners can have the test done by a professional testing company or can use commercially available test kits. Those with readings above 4 picoCuries per litre of air should subsequently take action to reduce their levels. Even though a level of 4 pCi/l is still a substantial risk, the EPA believes attempting to reduce radon levels below this level would be often impractical. Mitigation techniques include such measures as sealing basements and foundations to reduce soil gas infiltration, evacuating air from basements or hollow foundation blocks, increasing air exchanges in the home, and using water and air filters. These actions can be carried out with help of professional mitigation firms.

However clear this advice may seem, most citizens do not seem to follow it. Only a minority of people in the U.S. seem to have tested their home, even though most people in the U.S. are fairly knowledgeable on radon (Golding, Krimsky & Plough, 1992). For example, Kennedy, Probart & Dorman (1991) found that only 7% of their Alachua County (Florida) sample had tested their home for radon. Furthermore, when people have tested their home for radon and found levels that would warrant mitigation action, they do not seem to take it. Doyle, McClelland, Schulze, Elliott & Russell (1991) found that only half of their sample, in whose houses levels exceeding 50 pCi/l were determined, claimed to have taken any steps to reduce their risk. Such findings are not limited to the U.S.: Akerman's (1988) study in Sweden showed that even at levels of almost 90 pCi/l, 30 % of her sample had not taken mitigating measures.

As the responsibility for testing and mitigation lies with the citizens, the lack of radon preventive behaviour among citizens can be called a challenge to health educators. As long as governments do not decide to take regulatory action (for example making testing and mitigation obligatory), efforts should be directed at trying to motivate people to test their house for radon and to take mitigation action when necessary. This paper discusses several issues that are relevant for education efforts directed at promoting radon preventive behaviour. First we

describe how health education interventions can be designed in a systematic way. Then, an overview is given of what is known in the literature of the so-called determinants of radon preventive behaviour. On basis of both this overview and evaluations of earlier radon education interventions, we formulate some recommendations for radon education.

2. Designing health education efforts systematically

Radon may be considered somewhat extraordinary among the environmental education cases: it is one of the few cases where an environmental pollution poses a considerable health threat to individuals, and where the individuals should act themselves to reduce the risk. Education efforts thus should be designed to change the peoples' behaviour, i.e. to have them behave in a healthier (radon preventive) way. This contrasts with most other environmental education efforts, which may aim to (1) reassure the public about environmental risks (and to avoid panic), or to (2) change people's behaviour in a way that is better for the environment in general. In other words, radon education is one of the few cases where environmental education has (or should have) the characteristics of health education, meant to change people's behaviour.

In health education theorizing, it has often been argued that health education interventions should be designed in a planned and systematic way (Green & Kreuter, 1991; Kok & Bouter, 1990). A planned approach to designing health education interventions is schematically depicted in Figure 1 (Kok & Bouter, 1990). First one should make a detailed analysis of the problem: how important is the problem? what groups are specifically at risk? etcetera. In the case of radon such an analysis would, for example, contain information on estimated lung cancer deaths as a consequence of radon, and information on the areas where the highest levels of natural radon occur. Furthermore the problem analysis should report on the probable synergistic effects of smoking and radon on the development of lung cancer. An adequate problem analysis should

prevent an attack being made on what are only minor problems. Moreover, a detailed problem analysis may lead to preliminary suggestions about the identity of special education target groups, like smokers or people living in areas with high geological radon concentrations.

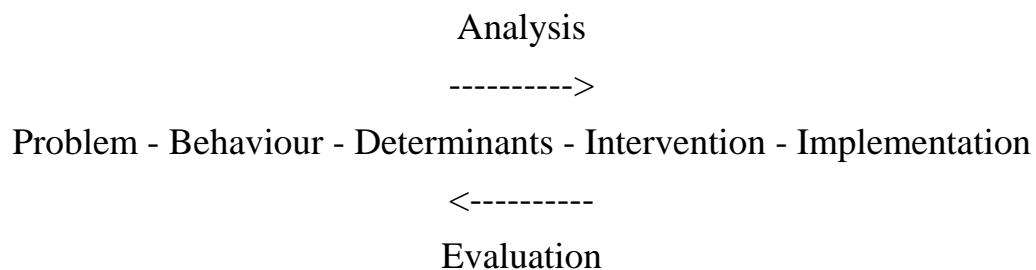


Figure 1: Schematic presentation of the steps one should undertake to design and evaluate health education programmes

After a full analysis of the problem, an analysis of the behaviour that plays a role in the prevention of the problem should be made. One should analyse whether human behaviour plays an important role in the existence of the problem, and when the answer is "yes", what behaviours are most relevant. The rationale behind this analysis is that education can only lead to the solution of the problem when human behaviour is related to the problem. In the case of the health risks of radon, human behaviour seems to play an important role: as has been stated before, citizens can first test their house for radon to know whether they are at risk, and where necessary take subsequent mitigation actions.

A next step is to assess the determinants of the relevant behaviour(s): what are the main reasons or backgrounds for people to act or not to act as desired? Such an analysis should provide insight into the way the education intervention should be designed (the next step): when one knows, for example, why some people have tested for radon and others have not, one may use such information in trying to change the ideas, and thus the behaviour, of non-testers. After the development of the intervention programme on basis of the analysis of determinants, the implementation of the programme should take place on a larger

or smaller scale.

Evaluation procedures should target at all the planning steps taken, starting with the last phase (implementation), back to the first phase (problem analysis).

Complete evaluation should answer the following questions in turn: Was the implementation successful? Did the intervention programme meet its goals? Did the behavioural determinants change? Did the behaviour change? Did the problem diminish?

It is important to note that qualitatively distinct stages may be recognized in an individual's progress towards a behaviour change (e.g. Prochaska & DiClemente, 1983). For example, the variables that determine whether people decide to test for radon may not be the ones that determine whether people who have decided to test actually do so (Weinstein & Sandman, 1992a; Sandman & Weinstein, 1993). Stage theory differentiates between a stage of precontemplation (no consideration of changing the behaviour in question), a stage of contemplation (considering the behaviour change), a stage of action, and a stage of behaviour maintenance (e.g. Prochaska & DiClemente, 1983). According to stage theory, campaigns to encourage health-protective action need to change over time as their intended audiences move through different stages. Weinstein & Sandman (1992a) have adapted these ideas to the case of radon testing. They differentiate between the following stages: (1) never heard of radon, (2) never thought about testing, (3) trying to make a decision about testing, (4) planning to test, and (5) testing.

In the next section we will elaborate on the analysis of determinants of radon preventive behaviour. It must be noted that we were strongly dependent on the available literature in making this analysis, which led to somewhat different presentations of results for testing and mitigation behaviour. The results of the analysis of determinants of mitigation behaviour focus mainly on the correlates of mitigation action or intentions to take it. The presentation of the determinants for radon testing also contains information on the variables that are associated with

transitions from one stage to another.

3. Determinants of radon preventive behaviour

In describing what is known about the backgrounds or determinants of radon preventive behaviour we use a simplified model of behaviour, in order to categorize the correlates of radon preventive behaviour found in the literature in a meaningful way. The model (see Figure 2) makes a distinction between external variables, behavioural determinants, behavioural intentions, barriers and behaviour. It is assumed that behavioural intentions will translate into actions, except when unexpected barriers come in between. Furthermore, behavioural intentions may be related to determinants that are directly relevant to the behaviour in question, and perceived as such by the person (like: radon poses a considerable health threat to me). This category is called here "behavioural determinants". However, behavioural intentions may also be related to variables that have no direct relevance to the behaviour (like: environmental concern), or variables that give no account of the perceptions of the person (like: objective radon level). This category is called here "external variables".

External variables->Behavioural determinants->Intentions->Barriers->Behaviour

Figure 2: Schematic presentation of the behavioural determinants model used.

Although the model used here has some characteristics of models that are widely used in (social) psychology to explain behaviour (e.g. Fishbein & Ajzen, 1975; Ajzen, 1991), it is not one of those. We would have preferred to use such a well-known and empirically validated model, but this was not possible because the empirical studies reported in the literature did not contain the information to complete such a model. Therefore we chose a pragmatic solution, and opted for a simplified model that could be substantiated by the literature.

The following paragraphs give an overview of what has been reported in the literature about the determinants of testing for radon and the determinants of mitigation action. It must be noted that probably not all variables actually related to radon preventive behaviour are described, as not all possible variables have yet been investigated. Furthermore, it must be noted that the literature sometimes contained more detailed information (for example results of regression analyses) than is provided here. For the sake of clarity, the data presented are somewhat simplified: the main focus will be on the most important correlates of intentions to take radon preventive behaviour.

Testing for radon

Figure 3 gives an overview of the variables related to radon testing behaviour and intentions to take it. It must be noted that in the studies reported here the testing behaviour was operationalized as the ordering of a test; however, not all persons who order a test send it back for analysis.

In several studies evidence was found that "perceived threat" is an important predictor of the intention to test for radon (Weinstein, Sandman & Roberts, 1990, 1991; Weinstein & Sandman, 1992a). In fact, perceived threat is a conglomerate of factors, like "seriousness of illness", "perceived likelihood of high levels in own home" and "concern about radon" which are all strongly correlated with threat (Weinstein et al., 1990). Weinstein et al.(1990) report correlations between .39 and .55 of such variables and intentions to test for radon, and correlations between .19 and .31 of these variables and ordering of tests. Furthermore, the "perceived concern of acquaintances" seems to have a positive relation to testing intentions, even if other relevant variables were already included in the model as predictors (Weinstein & Sandman, 1992a).

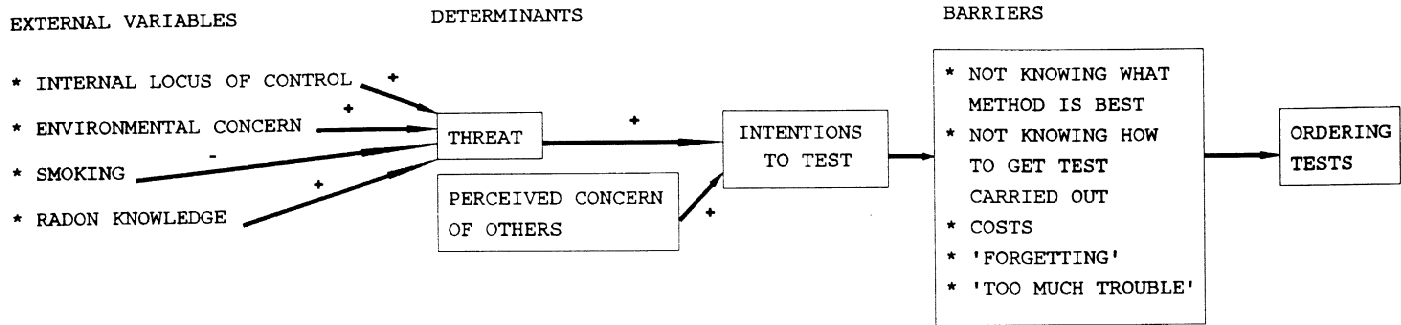


Figure 3: Schematic overview of the determinants of radon testing, as reported in the literature.

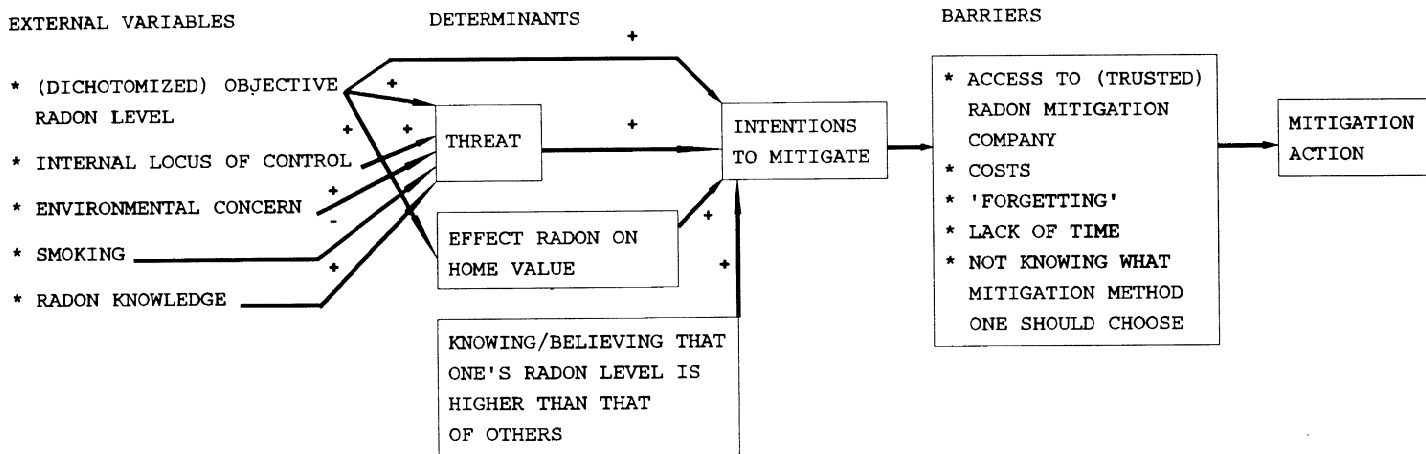


Figure 4: Schematic overview of the determinants of mitigation action, as reported in the literature.

Perhaps one would expect that perceptions of mitigation difficulty also will affect testing intentions: when people believe that mitigation will be too costly, too much effort or simply impossible, they may not bother to test for radon because they think nothing can be done to reduce the radon level. However, in studies of Sandman, Klotz & Weinstein (1987) and Weinstein et al. (1990) no empirical evidence was found for this line of reasoning. Perceptions of mitigation difficulty were not related to testing intentions.

A study by Kennedy, Probart & Dorman (1991) gives information on some correlates of the perceived threat of radon. Respondents with a high internal health locus of control (i.e. people who believe the control over health resides mainly internally with the self as opposed to externally with others or due to chance or fate (Waliston, Waliston, Kaplan & Maides, 1976)), a high level of radon knowledge and/or a high level of environmental concern had greater concern about radon than respondents who scored low on these dimensions. Furthermore, smokers seemed to be less concerned about radon than non-smokers¹ (cf. Sandman & Weinstein, 1993), which is an interesting finding in the light of synergistic effects of radon and smoking on the development of lung cancer.

The barriers mentioned in Figure 3 speak for themselves. However, the list of barriers is based on the reasons people give for not having tested their home for radon (Kennedy et al., 1991; Weinstein, Sandman & Roberts, 1991). In such cases one should keep in mind that the reasons people give for acting or not acting, may not point to the factors that really correlate with their behaviour. This may be illustrated by study findings on costs of mitigation. In studies by Weinstein et al. (1991) and Kennedy et al. (1991) the costs of mitigation were mentioned as a barrier to action by a substantial number (8 to 16%) of the respondents. However, the estimated costs of mitigation were not shown to affect mitigation intentions or actions in a study by Weinstein & Sandman (1992b). Although one could explain these different findings in other ways, one possibility is that people do not give (or are not aware of) their real reasons for

not undertaking action.

Sandman & Weinstein (1993) analysed several data sets to determine the variables that are associated with transitions from one stage relevant for radon testing to another stage.

The stages that they investigated were "thinking about testing", "deciding to test" and "testing", which globally are the last three stages they differentiated in their theoretical model (the stages "never heard of radon" and "never thought of testing" (Weinstein & Sandman, 1992a) were not examined). They conclude that general radon knowledge, believing that others are concerned, and knowing others who have tested may be most important in getting people to think about testing. The most important variable in the decision to test may be the belief that high levels are likely in one's own home. Furthermore, Sandman & Weinstein (1993) suggest on the basis of their findings that lowering situational barriers may be the most effective strategy in bringing about the transition from intention to action.

As might have been expected, the analysis of Sandman & Weinstein, based on stages of change theories, leads to the more or less same conclusions

as the earlier, more static, analysis: both analyses stress the importance of threat (mainly perceived likelihood of finding high levels), the influence of others and situational barriers. Furthermore, the analysis in terms of stages of change makes clear that providing general information about radon may be an important early goal in education campaigns.

¹ One explanation for this finding may be that in early education efforts the health risks of radon were compared to the risks of smoking; as smokers may have a stronger tendency to deny the risks of smoking, they also may tend to deny the risks of radon.

Mitigation action

Figure 4 gives an overview of the variables related to radon mitigation action and intentions to take it. As in the case of testing for radon, threat-related variables seem to be strong predictors of mitigation action and intentions to mitigate. Weinstein & Sandman (1992b) for example, found in the pooled data of several data sets a correlation of .54 for "seriousness of own radon level" and "intention to mitigate" and a correlation of .44 for the "likelihood of illness if no action is taken" and "intention to mitigate". Furthermore, the Weinstein & Sandman (1992b) overview showed that the perceived effect of the observed radon level on the value of one's home, and believing that one's own radon level is higher than that of others were consistent and significant predictors of the intention to mitigate.

An interesting finding of the Weinstein & Sandman (1992b) study is that intention to mitigate was more strongly related to the measured radon level dichotomized at 4 pCi/l than to the radon level per se: there was a sharp increase in people planning to mitigate at the 4 pCi/l level. This dichotomized measure of objective radon level seemed to have a direct effect on the intention to mitigate, in addition to its indirect effects as mediated by the perceptions of danger and perceived reductions in home value. According to Weinstein & Sandman (1992b) this effect is probably almost entirely due to the existence of the EPA's 4 pCi/l action guideline. They argue that the guideline served as a bench mark to which homeowners could compare their own radon levels without having to reach an independent judgement about the seriousness of the risk. It must be noted, however, that the discontinuity at 4 pCi/l seemed to be far less clear at the action level.

There seems to be a clear, but far from perfect, relationship between intention to mitigate and eventual mitigation action (Weinstein & Sandman, 1992b). The findings of Weinstein & Sandman furthermore suggest that not realizing one's intention to mitigate may be more a function of situational factors than of the

radon level or the individual's beliefs and demographic characteristics. Weinstein & Sandman (1992b) contrasted on beliefs and demographic characteristics people who had planned to mitigate but had not yet done so with people who had already mitigated. They found no significant and consistent differences between these groups. Thus, psychological or demographic variables do not seem to be consistently related to the transition of intentions into actions: barriers seem to be of the situational type.

The conclusions about the variables that are related to mitigation action may seem less self-evident if they are contrasted with a list of variables found to have little relationship to mitigation: general knowledge about radon, beliefs about the need to act quickly, knowing other people who have reduced radon levels in their own homes. As already has been reported, beliefs about costs and effectiveness of mitigation also were not related to mitigation. Furthermore it must be noted that demographic variables too like age, sex, education, income, number of children and length of residence only showed tiny or inconsistent correlations with mitigation.

As the correlates of radon threat found by Kennedy et al. (already reported in the section on the determinants of radon testing) may also be relevant for mitigation behaviour, they are shown in Figure 4. With respect to the barriers in this Figure, it may again be mentioned that these are based on the reasons respondents give for not mitigating their houses (Kennedy et al., 1991; Weinstein & Sandman, 1992b), and not on factors that have been shown to be actually related to mitigation behaviour.

4. Radon education programmes

Early radon risk communication efforts in the U.S.A. were fearful of creating public panic about radon, and protocols and materials were carefully designed to create sufficient concern to motivate public response, without creating unnecessary anxiety. However, denial, apathy and calm concern have been the

predominant public reactions (Golding et al., 1992). Since then, several researchers have compared different education strategies or methods. For example, Weinstein et al. (1990) compared the effectiveness of several informational brochures (varying in magnitude of threat induced and description of the difficulty of reducing radon levels) on ordering radon test kits. Weinstein, Sandman & Roberts (1991) compared an education strategy where subjects received a personal telephone call and a personal letter that suggested that they lived in a high risk area with a "minimal treatment" condition that only contained a general suggestion that testing was a good idea in New Jersey. Weinstein, Roberts & Pflugh (1992) compared three different strategies for delivering radon test results to homeowners on their effects on compliance with the mitigation advice. The three strategies examined were a form letter, a personalized letter, and a personalized letter with telephone follow-up. Golding et al. (1992) compared the effects of a journal article with a narrative style to the effects of a journal article with a technical style on test ordering.

However different these studies may be in their design and in the methods they compare, the results are pretty consistent: the type of education strategy did not affect the number of respondents that ordered radon test kits or the number of respondents that followed the mitigation advice. However, in all the studies mentioned there were substantial effects of education per se: In the Weinstein et al. (1992) study about one-third of the respondents complied with the advice concerning mitigation. In the Weinstein et al. (1990) study about 19 % ordered tests, while in the Weinstein et al. (1991) study 15 % ordered tests. In the study of Golding et al. (1992) 5 % of those who read one of the journal articles ordered a test.

Thus, although many U.S. homeowners may not yet have taken radon preventive action, once they are approached with relatively simple education strategies, a considerable number of them **will** take radon preventive action. What may be crucial for the effectiveness of the "simple" interventions is that taking the radon preventive action is made very easy: in all the mentioned evaluation studies it

was very easy to undertake the required action (homeowners for example only had to return a test kit order form to order a test).

5. Recommendations for education programmes that should promote radon preventive behaviour

The educational campaigns reported in the previous section may be considered quite effective (even if one assumes that there was a study selection bias, i.e. the subjects participating in the studies were more interested in or concerned about radon). Even in successful health education campaigns much more energy, time and money is often invested in changing the behaviour of smaller percentages of people. For example, sending brochures will only have very small effects on the public's smoking behaviour, if any effect at all.

One conclusion on basis of these evaluations of education methods might be that at this moment one should start with fairly cheap and simple education methods, containing information on what radon is, who is susceptible, and what one can do about it. Furthermore ordering and executing a test should be made easy. It may be expected that substantial groups of people will react to such interventions. In terms of stage theories, large parts of the population probably consist of precontemplators; making the population contemplate radon will probably lead a substantial part of them to test their homes. Later on, when the groups of people who have not taken radon preventive action may be expected to be more resistant to change, more costly and time consuming education campaigns may be needed. At present, however, it is not possible to identify the groups of people that will not undertake action against radon and/or to determine the reasons they have for not acting against radon.

Furthermore, the analysis of determinants seems to indicate that especially the low PERCEIVED THREAT of radon is a reason why people do not intend to undertake radon preventive action. However, even if people perceive such a

strong threat of radon that they intend to test or to mitigate, there seem to be important SITUATIONAL BARRIERS that make that about half of them not realize their intentions (Weinstein et al., 1992; Weinstein & Sandman, 1992b). Of course one cannot describe the risks of radon as greater than they really are only because a greater perceived threat may result in more radon preventive action. What one can do, however, is try to neutralize the reasons people have for denying the threat. For example, people give as a reason for not undertaking action against radon that they have not smelled anything, that they have not noted any health effects and that "the state hasn't been here" (indicating that they expect government intervention if radon really posed a risk). Education efforts might be directed at such misconceptions --which may be expected to be relatively easy to overcome-- that undermine perceived threat (for recommendations on how one can influence risk perceptions, see also Martens & Lenderink elsewhere in these proceedings).

Barriers people often mention were already summarized in Figures 3 and 4: "forgetting" or "did not come to it"/"lack of time" and not knowing what testing methods are best or what mitigation companies may be trusted, are often mentioned as major obstacles. Again, some of these barriers may be relatively easy to address in health education campaigns. For example, one should make it very easy for people to get a test (described as a good test by a credible source) or to get in contact with a (licensed) mitigation firm.

Furthermore, on basis of the findings discussed in this paper it may be useful to direct some special attention to smokers because of the synergistic effects of smoking and radon on the development of lung cancer, and because especially smokers seem to underestimate the threats of radon. Of course, one should pay more attention to areas where high levels of geological radon are found.

The above recommendations may seem a bit premature. Relatively few studies relevant for radon education have been executed. Furthermore, recommendations are mainly based on studies carried out in the United States.

However, when one would like to educate the public in order to motivate them to undertake radon preventive action, the recommendations provided are the best we can give on basis of the evidence available.

References

Ajzen I, *Organizational Behavior and Human Decision Processes*, 50, (1991), 179-211.

Akerman J, EFI Research Report 91-7258-266-9, (1988), Stockholm: Stockholm School of Economics.

Doyle JK, McClelland GH, Schulze WD, Elliott SR & Russell GW, *Risk Analysis*, 11,(1991), 121-134.

Environmental Protection Agency, *A citizen's guide to radon*, (1986), US Government Printing Office, Washington DC.

Fishbein M & Ajzen I, *Belief, attitude, intention and behavior: an introduction to theory and research*, (1975), Addison Wesley, Reading, Mass.

Gezondheidsraad, *Radon: assessment of an integrated criteria document*, (1993), Gezondheidsraad, den Haag, nr: 1993/03.

Green LW & Kreuter MW, *Health promotion planning*, (1991), Mountain View.

Golding D, Krinsky, S & Plough A, *Risk Analysis*, 12, (1992), 27-35.

Kennedy Cl, Probart CK & Dorman SM, *Health Education Quarterly*, 18, (1991), 319-329.

Kok GJ & Bouter LM, *American Journal of Sports Medicine*, 18, (1990), 600-605.

Prochaska JO & DiClemente CC, *Journal of Consulting and Clinical Psychology*, 51, (1983) 390-395.

Sandman PM, Klotz ML & Weinstein ND, *Journal of Communication*, 37, 1987, 93-108.

Sandman PM & Weinstein ND, Health Education Quarterly, 20, (1993), 471-487.

U.S. Environmental Protection Agency, Press release: EPA urges nation to check homes for radon, (1989, October 18), Washington DC: Author.

Vaas LH, Kal HB, de Jong P & Slooff W, Basisdocument radon, (1991), RIVM, Bilthoven, nr: 710401014.

Wallston BS, Wallston KA, Kaplan SD & Maides SA, Journal of Consulting and Clinical Psychology, 44, 580-585.

Weinstein ND, Roberts NE & Pflugh KK, Evaluation Review, 16, (1992), 235-246.

Weinstein ND & Sandman PM, Health Psychology, 11, (1992a), 170-180.

Weinstein ND & Sandman PM, Journal of Social Issues, 48, (1992b), 63-83.

Weinstein ND, Sandman PM & Roberts NE, Journal of Applied Social Psychology, 20, (1990), 783-801.

Weinstein ND, Sandman, PM & Roberts NE, Health Psychology, 10, (1991), 25-33.

Samenvatting

Alhoewel de EPA (Environmental Protection Agency) in de V.S. alle Amerikaanse huiseigenaren aanraadt hun huis te testen op radon en hun huis te saneren wanneer dat nodig mocht blijken, lijkt de meerderheid van de huiseigenaren deze adviezen niet op te volgen. Goed opgezette voorlichtingsacties zouden daar verandering in kunnen brengen. Deze bijdrage beschrijft eerst hoe gezondheidsvoorlichtingsinterventies planmatig kunnen worden opgezet. Daarna wordt een overzicht gegeven van hetgeen in de literatuur bekend is over de determinanten van radon-preventief gedrag. Op grond van dit overzicht, en op grond van enkele reeds geëvalueerde radonvoorlichtingscampagnes, komen we tot enkele aanbevelingen voor radonvoorlichtingsactiviteiten. Er wordt bijvoorbeeld geconcludeerd dat de voorlichting op dit moment gericht zou moeten worden op het slechten van barrières, en op het neutraliseren van de redenen die mensen hebben om de gezondheidseffecten van radon te ontkennen.

Résumé

Le EPA (Environmental Protection Agency) aux Etats-Unis conseille à tous les propriétaires américains de tester leur maison sur le radon et de l'assainir si nécessaire, mais la plupart des propriétaires ne suit pas leur conseil. Des actions de prévention bien étudiées pourraient donner un changement de comportement. Cette contribution décrit d'abord comment bien monter les interventions de l'éducation de santé d'une manière dirigée. Après, nous donnons un sommaire des connaissances dans la littérature sur les déterminants du comportement radon-préventif. Nous basant sur cette étude, et tenant compte des campagnes éducatives sur le radon déjà évalué, nous donnons quelques recommandations sur les activités de prévention sur le radon. Par exemple on peut conclure que la prévention actuelle devrait se diriger sur l'enlèvement des barrières, et sur la neutralisation des raisons des hommes à dénier les effets de radon sur la santé.

LE RADON, UN EXEMPLE DE LA FORMATION D'UNE POLITIQUE PUBLIQUE

M. Bovy

Chercheur en science politique et administration publique
attaché à la Faculté de Droit de l'Université de Liège
Boulevard du Rectorat, 1, Bât. B 31, Bte 29
SART TILMAN - B 4000 LIEGE .

Résumé

La gestion publique des problèmes soulevés par le radon souligne certaines caractéristiques du processus de formation d'une décision politique.

Les dimensions de l'économie, du droit, de la morale et de la philosophie, les aspects scientifiques et sociopsychologiques peuvent être rencontrés par cette décision. Mais c'est surtout la connaissance du comportement social de la population qui peut conduire à la sensibilisation du phénomène et au dépassement de l'apathie souvent observée.

Introduction.

n°1 A propos d'un objet social pour lequel une intervention de l'Etat est débattue, il convient, du point de vue de l'étude politique (n° 7) de percevoir les éléments pouvant entrer en compte dans les processus de décisions. A cet égard, le radon met en évidence certaines particularités dans l'élaboration d'une politique publique.

Les aspects scientifiques (n° 2), psychosociologiques (n° 3), philosophiques et moraux (n° 4), juridiques (n° 5) et économiques (n° 6) apportent leur contribution respective sans forcément se rencontrer sur le plan des références ontologiques et

épistémologiques validant la nature des normes énoncées.

En outre, la distinction entre jugement de valeur et jugement de réalité est malaisée (1) dans un contexte de pression sociale relatif à la radioactivité (2).

Une décision politique "objective" semble donc impossible à trouver sous la contrainte du choix de la pondération de chaque champ référentiel dans une hiérarchisation nécessaire à une action (ou à une inaction) intégrant la préférence pour certains types d'intérêts.

n° 2 Le phénomène catalyseur de Stanley Watras en 1984 aux U.S.A. a produit un besoin de connaissance approfondie d'un réel méconnu que la norme scientifique (3) a cherché à reconstruire (4).

n° 3 Cependant, les effets sociaux de la diffusion de ce type d'informations auprès du public ont montré l'équivalence de l'utilité de la connaissance scientifique du comportement humain avec le savoir technique émanant des ingénieurs. Les recherches psychosociologiques menées par exemple en 1986 - 1987 dans le New Jersey (5) montrent que l'apathie du public est souvent observée lors de la prise de conscience du danger plutôt que la panique.

Si la dimension de la psychologie de la personnalité explique rarement plus de 10 % de la variance du comportement relatif du radon (6), la dimension sociale (7) ou sociopsychologique (8) est par contre beaucoup plus pertinente comme critère explicatif.

Le déni du risque découle de la difficulté cognitive de représentation du danger et des défenses affectives que cette perception engendre.

Ainsi, seul un technicien peut révéler la présence du radon puisque le gaz ne peut être décelé par les sens (9). Pourtant, les travaux menés en Pennsylvanie (10) montrent que plus de 50 % de la population refusent que leur maison soit testée par les spécialistes, en contradiction avec la littérature relative au rôle accru de l'expert dans la perception du risque (11). Selon les sources, il faut rester entre 15 et 30 ans dans les locaux contaminés pour risquer d'être atteint du cancer des poumons; ce qui souligne l'absence du caractère spectaculaire (12) de ses effets et confirme la tendance subjective à se sentir à l'abri des risques liés à la santé dans sa maison (lieu de confort et d'intimité sur lequel la maîtrise individuelle semble s'étendre sans limite). La présence très variable et très localisée du radon, bref le caractère relativement discret et personnel de la souffrance qui en résulte empêché une prise de conscience collective; ce que la croyance erronée en sa nature volatile et donc facilement évacuable (13) n'atténue pas.

D'autres observations empiriques montrent que la perception du risque lié au radon est accrue chez les non-fumeurs, chez ceux qui ont reçu un plus grand niveau d'éducation que la moyenne de la population (14), chez les parents (et spécialement les mamans) ayant des enfants de moins de 10 ans, chez ceux qui vont acheter ou faire construire, chez ceux qui dorment dans le soubassement de la maison, etc... (15).

Ces considérations étayent la perspective du constructivisme comme approche du réel (16).

n° 4 L'indifférence de la population peut également être expliquée par les aspects philosophiques et moraux qui sous-tendent les attitudes à l'égard du risque du radon. Il n'est plus question ici d'incriminer un "bouc émissaire" (17) ou de contester "le droit de détruire" (18). Les "Khmers verts" de la Deep Ecology américaine n'ont ici aucune croisade à mener contre un utilitarisme sauvage ou un libéralisme irresponsable vis-à-vis des générations futures. Si on me permet l'expression, le radon, c'est la gestion de l'environnement à l'envers

(19).

Face à une "nature polluante" (20), l'anthropocentrisme produit une inertie ne rencontrant que ses propres limites.

Il reste que l'opportunité de l'intervention publique sur base par exemple de la responsabilité de la diffusion de l'information (21) ou de la prise en charge du bien-être social peuvent trouver une résonance dans le droit.

n° 5 Ne faut-il pas constater en effet que dans notre société européenne, la fatalité tend à être repoussée au maximum ? Pour toute atteinte à la santé, on cherchera à identifier un responsable avec, bien souvent, l'idée sous-jacente d'une source d'indemnisation ou on tendra à se protéger par des mécanismes d'assurance (sécurité sociale ou contrats privés). Le développement industriel a engendré un souci corrélatif d'une sécurité maîtrisée, notamment dans le domaine de la production des éléments radioactifs, s'étendant jusqu'à la communication relative au risque (22). Il a également contribué (par réaction) à une vue causaliste des problèmes sociaux qui en découlent et de leur prise en charge par l'Etat.

Une démarche similaire peut être adoptée à l'égard des maladies provoquées par le radon. Mais l'imputation de la responsabilité financière et juridique s'avère être plus délicate vu l'aspect philosophique (voir supra) de la question. On pourrait, à cette occasion, souligner que les textes protégeant le public contre les radiations ionisantes produites par l'activité humaine (23) contiennent des clauses dont le radon est exclu (24) mais qui pourraient s'y rapporter, abstraction faite de son origine.

La solution de l'assurance des dommages causés par la pollution (25) semble devoir être écartée tout en laissant subsister l'assurance de la sécurité sociale. Par contre, la responsabilité découlant du fait de causer fautivement à autrui un

dommage (26) peut être retenue au premier abord en examinant l'attitude des pouvoirs publics.

D'une part, une évolution jurisprudentielle et doctrinale autorise l'application de la responsabilité délictuelle sur base de l'absence de l'exercice du pouvoir législatif (S.L.) en application du droit européen (27). Mais le type de norme (28) se rapportant au radon ne rentre pas dans ce cas de figure jusqu'à présent.

D'autre part, en ne prenant pas les mesures nécessaires pour la prévention (29) et le contrôle et en ne portant pas à la connaissance du public le danger auquel elle est exposée, bref en refusant une politique interventionniste et en pratiquant la rétention volontaire d'informations relatives à la santé, les pouvoirs publics ne violent-t-ils pas "l'obligation générale de prudence" en constituant une faute ?

Mais si ce principe peut être acquis au niveau doctrinal, l'exigence des conditions de la responsabilité aquilienne en rend la pratique impossible (30).

On devra alors se tourner vers une autre base juridique. Ce sera, d'une part, les sources normatives jurisprudentielles et doctrinales défendant le "droit à un environnement propre et sain particulièrement en ce qui concerne les habitats" (31), "la protection de la santé, du milieu de vie" (32), "le droit à un environnement de qualité" (30 b) et, d'autre part, tout l'exercice du droit à être informé (33). Cette dernière voie semble propice à interpeller les responsables publics puisqu'on voit mal comment les refus de renseigner le public prévus (34) par les textes pourraient trouver application dans le cas du radon.

Cette faculté pourrait cependant rencontrer l'obstacle de la qualification juridique et de la répartition des pouvoirs publics. Le radon est-il un problème d'environnement (35) ou de salubrité des bâtiments, ou de protection contre les radiations ionisantes? La dernière réforme (36) attribue à l'autorité fédérale la compétence résiduaire de "la protection contre les radiations ionisantes ..." mais les Régions restent compétentes pour la police des établissements dangereux,

insalubres et incommodes (37). Dès lors, on peut se demander si la proposition de décret déposée au gouvernement wallon le 13 mai 1993 (38) ne va pas être entravée par ce type de difficultés.

Et les problèmes posés en droit sont loin d'être épuisés puisqu'on peut encore envisager avec certaines préoccupations morales et philosophiques, les relations entre bailleurs et preneurs, employeurs et travailleurs, parents et enfants, vendeurs et acheteurs d'un bien immobilier touché par le radon, etc...

n°6 En attendant une réception claire dans le domaine juridique du problème soulevé par le radon, on peut observer que les lois du marché expliquent également l'absence de réaction du citoyen (39) et de l'administration (40).

En outre, les investissements requis pour la mitigation du risque ne font pas appel à des capitaux suffisamment porteurs pour éveiller la pression des bénéficiaires économiques. Bref, à l'exception du milieu de la recherche (41) et des médias, le radon ne produit pas un objet de transactions financières phénoménal en Belgique.

n°7 Des considérations envisagées jusqu'à présent se dégagent l'impression que l'attitude la plus "rationnelle" de la part des pouvoirs publics est de laisser au citoyen informé la responsabilité d'agir (42). Bref, une position contraire à ce qui a été décidé dans le cas du port de la ceinture, de la publicité commerciale relative au tabac ou à propos de la production (humaine) de matières nucléaires.

Cette attitude reporte le coût économique des malades affectés par le radon sur la sécurité sociale plutôt que sur une inscription budgétaire des moyens nécessaires aux aides à la réhabilitation au logement.

Elle fait supporter juridiquement la responsabilité de la maladie au malade. Elle

reflète une absence de pression électorale et traduit une vision éclatée et prudentissime des rapports scientifiques.

Elle souligne à outrance l'urgente nécessité d'intégrer la connaissance de la psychosociologie dans la gestion publique de l'environnement. Sans cela, on en restera à l'indifférence ou à l'imposition de mesures en sus, malgré, mais pourtant au nom du bien-être du citoyen!

Conclusion.

En Belgique, les groupes de pression (43) économiques et politiques n'ont pas jusqu'à présent réussi à modifier fondamentalement la situation antérieure au cas Watras. Les manifestations du type de ce colloque pourraient sensibiliser l'opinion des responsables publics d'une telle manière que le radon soit intégré au programme politique pour les prochaines élections législatives.

Notes et références

(1) a) Les effets du radon sont-ils objectivement différents dans les nouvelles maisons par rapport aux anciennes? En effet, alors que l'O.M.S. recommande une intervention dès 200 Bq/m³ ("**Le radon dans les habitations**", Centre scientifique et technique de la construction et Cabinet du Ministre du Logement pour la Région wallonne, Bruxelles, 1991, p. 25), la Recommandation de la Commission du 21 février 1990 relative à la protection de la population contre les dangers résultant de l'exposition au radon à l'intérieur des bâtiments (J.O.C.E., L 80/26 du 27 mars 1990, 90/143/Euratom 2b et 3b, p. 27) préconise une intervention dès 400 Bq/m³ pour les bâtiments existants et dès 200 Bq/m³ pour les constructions futures.

b) Le taux de radioactivité provenant du radon à partir duquel aux Etats-Unis, l'Agence pour la Protection de l'Environnement (EPA) décide d'informer la population afin que des mesures soient prises n'est pas seulement un seuil déterminé par des critères de santé, mais aussi par des critères de coûts "**raisonnables**". (Lennart SJÖBERG, "Radon Risks Attitudes, Perceptions and Actions", Risk Communication Series, EPA-230-04-89-049, Washington

DC, 1989, p. 12, note de bas de page 1).

c) La C.E.E. emploie un vocabulaire différent ("**exposition**", "**contamination radioactive**", "**irradiation**") selon l'origine et l'utilisation de la radioactivité qui, pourtant, produit scientifiquement les mêmes effets sur le corps humain (cf. la Communication de la Commission au sujet de la mise en oeuvre des Directives du Conseil 80/836/Euratom, du 15 juillet 1980, portant modification des Directives fixant les normes de base relatives à la protection sanitaire de la population et des travailleurs, contre les dangers résultant des rayonnements ionisants et 84/467/Euratom, du 3 septembre 1984, modifiant la Directive 80/836/Euratom publiée au J.O.C.E. n° C 347/9 du 31 décembre 1985, Titre I, art. 1, ii), 85/C347/03). La C.E.E. aura été attentive à la mise en place d'une politique de prévention et de contrôle lorsque cela concerne "**toutes les pratiques faisant intervenir des matières radioactives et à tout équipement créant un risque du fait de rayonnements ionisants**", mais avait écarté du champ d'application le "**radon présent dans les habitations**" (idem, Titre II, art. 2). Seul le fait de l'homme était mis en cause !

(2) **"A l'heure actuelle, tous les gouvernements des pays industrialisés reconnaissent la nécessité d'intégrer les objectifs de protection de l'environnement et de progrès social dans les politiques de développement économique et industriel. Parallèlement, l'entreprise et l'économie de marché bénéficient encore, en général, d'une opinion favorable. Au contraire, l'image de l'industrie nucléaire reste largement négative"**. ("Energie nucléaire; communiquer avec le public", Agence pour l'énergie nucléaire, O.C.D.E., Paris, 1991, p. 8.)

(3) Définie par Karl Popper comme "**ce qui peut être réfuté; ce qui n'est pas réfutable relève de la magie ou de la mystique**" (Guy SORMAN, "Les vrais penseurs de notre temps", Paris, Fayard, 1989, p. 324).

(4) Voir les interventions lors de ce colloque, ainsi que par exemple P. DOREMUS, "Radon et gaz rares dans les sciences de la terre et l'environnement: acte du colloque international de géochimie des gaz", octobre 1990, Ed. L. Dejonghe et J.M. Charlet, Mons, 1992, 322 p.

A. LOSFELD, F. GARCIA, J.M. CHARLET, P. DOREMUS et Y. QUINIF, "Réalisation et exploration d'une campagne de mesures des émanations de radon dans le bassin de Mons: essai d'application à la prévision des risques sismiques", Société géologique de Belgique, n° 112, 1990, p. 381-392.

Daniel Hans FURRER, "Building characteristics, inhabitant behaviour and subsoil geology as main parameters determining the indoor radon concentration", Zurich : Adag Verlag, 1991, 87

Zhou YUNXUAN, "Application of radon transforms to the processing of airborne geophysical data", Technische Universiteit Delft, 1992, 223 p.

(5) Shyamal K. MAJUMDAR, Robert F. SCHMALZ, E. Willard MILLER, "Environmental radon: occurrence, control and health hazards" Pennsylvania Academy of Science, Pennsylvanie, 1990, p. 402.

(6) W. MISCHERL, "Toward a cognitive social learning reconceptualization of personality", Psychological Review, 1980, p. 252-283.

(7) Selon la caractérisation de Ray BIRDWHISTELL: "**Etre membre, c'est être prévisible**"

(8) Les intéressés pourront utilement se référer aux enseignements de P. DE VISSCHER. "La focalisation psychosociale", Sociopsychologie, Tome 1, Université de Liège, 1992-1993, chap. 1 à 6 et particulièrement p. 17 à 214.

(9) Il est insipide, incolore, inodore, inaudible.

(10) Radon Risks: Attitudes, perceptions and actions, op. cit., p. 2.

(11) Michèle RIVASI, "Expertise et contre-pouvoir" in "La terre outragée", Autrement série sciences en société, n° 1, Paris, 1992, p. 223-233; Alain-Gérard SLAMA, "L'angélisme exterminateur" Paris, Grasset, 1993, p. 41-43.; Gilles BAROUCH, "La décision en miettes", Logiques sociales, Paris, L'harmattan, 1989, p. 54 et 72; Denis DUCLOS, "La peur et le savoir", Paris, La Découverte, 1989, p. 74; Niklas LUHMANN, "Ecological communication", Polity Press, Cambridge, 1989, p. 83; R. PAEHLKE et D. TARGERSON, "Managing Leviathan", Belhaven Press, London, p. 59-80; Brian WYNNE and David CROUCH, "Responsiveness of Science and Technology Institution to Environmental Change: a UK study", Centre for the study of environmental change, Lancaster University, Lancaster, 1992, p. 55; C.H. WEISS, "The many meanings of research utilization", Public Administration Review, Washington D.C., volume 39, 1979, pp. 427 et 428; Catherine ZWETKOFF, "Comparaison européenne de la crédibilité des différents acteurs susceptibles de pouvoir donner au public des informations sur les risques technologiques majeurs, la gestion du risque d'accidents majeurs en Belgique; la mise en oeuvre de la Directive SEVESO, programme STEP", Université de Liège, avril 1992, spécialement p. 41 et s.; Marc MORMONT et Christine DASNOY, "L'institutionnalisation du changement climatique: France, Allemagne et Belgique", Fondation Universitaire Luxembourgeoise, Rapport au Comité Eclat du Ministère de l'Environnement, mai 1993, spécialement p. 82 à 152.

(12) "**On n'a jamais vu quelqu'un mourir du radon**" répond-on à l'administration communiquant les informations relatives au danger du radon.

(13) C'est un gaz, donc il est plus léger que l'air et il suffirait d'ouvrir les fenêtres pour en être débarrassé, croit-on parfois (interviews).

(14) C'est ainsi que la part du marché des consommateurs touchés par les revues défendant leurs intérêts a pu être plus fortement sensibilisée que d'autres moins friands de lectures sur la

façon dont les scientifiques et les politiciens ont géré le problème de la radioactivité de l'eau de consommation de Visé en 1973 (Test-Achats Magazine n° 308, février 1989 et Ufidec n° 101, 1974, particulièrement p. 1 à 5).

(15) Radon Risks; Attitudes, perceptions and actions, op. cit., p. 53 et s.

(16) **"En effet, si ce que nous savons dépend de comment nous sommes parvenus à le savoir, alors notre conception de la réalité n'est plus une image vraie de ce qui se trouve à l'extérieur de nous-mêmes, mais elle est nécessairement déterminée aussi par le processus qui nous ont conduit à cette conception"**, in Paul WATZLAWICK, "L'invention de la réalité", Paris, Le Seuil, 1988, p. 9.

(17) René GIRARD, "Le bouc émissaire", Paris, Grasset et Fasquelle, 1982, repris en Livre de Poche en 1991. L'auteur y fait une analyse de la fonction du bouc émissaire comme élément stabilisateur de la norme sociale et de la tension pouvant résulter de sa transgression.

(18) Martine REMOND-GOUILLOUD, "Du droit de détruire", Les voies du droit, Paris, P.U.F., 1989, spécialement p. 161 à 188.

(19) La législation relative aux études d'incidences sur l'environnement conditionne la pratique des sports moteurs conduisant à organiser plus d'une compétition par an à l'étude de l'effet du bruit sur la faune avoisinante, mais n'impose pas la connaissance des effets du radon sur la population humaine concernée par un projet d'école, d'hôpital, d'administration ...

(20) Selon les documents d'information destinée au public, le rayonnement ionisant naturel représente 80 % de la dose radioactive moyenne reçue par chaque personne ("Radon, Le radon dans les habitations, aspects géologiques du risque", réalisé à la demande du Secrétaire d'Etat à l'Energie et de la Faculté Polytechnique de Mons, Ministère des Affaires économiques, Bruxelles, 1991, p. 17).

(21) François OST, "Le juste milieu. Pour une approche dialectique du rapport homme-nature", in "Images et usages de la nature en droit", Facultés universitaires Saint-Louis, Bruxelles, 1993, p. 71. A propos des nuisances de l'activité humaine sur l'environnement: **"...droit à l'information du citoyen, droit de participation à l'élaboration des politiques relatives à l'environnement, droit au recours contre les décisions et les agissements contestables"**.

(22) P.T. ALLEN, T.R. LEE, Nuclear Science and technology, Deviation of neighboring factors for cost and radiological impact for use in comparison of waste management method, Commission of the E.E.C., final report, EUR 13201 EN, 1991, p. 11 et 40-45; D. VAN NUFFELEN, "Risque nucléaire et agriculture", C.S.H., S.P.R.I., Ministère de la santé publique et de l'environnement, Bruxelles, avril 1993, p. 1 à 88.

(23) Par exemple, historiquement, l'article 2 de l'A.R. du 28 février 1963 (M.B., 16 mai, err. 30 juillet), modifié ensuite principalement en 1987 et en 1992, portant règlement général de la protection de la population et des travailleurs contre le danger des radiations ionisantes parle de **"toute substance présentant le phénomène de radioactivité"** .

(24) Art. 1 in fine du même arrêté royal, en 1963. **"... ne concerne pas le fond naturel des**

radiations et notamment l'ensemble des radiations ionisantes provenant des sources naturelles terrestres et cosmiques".

(25) H. BOCKEN, La réparation des dommages causés par la pollution en droit belge. La situation en 1992, in "T.B.B.R. - R.G.D.C", 1992/4 et 5, Story-Scientia, Bruxelles, 1992, note (6), p. 285.

(26) Trouvant sa base écrite dans l'art. 1382 du Code civil.

(27) **"... une corrélation étroite s'est installée entre annulation par excès de pouvoir et responsabilité aquilienne. Les nécessités de l'intégration européenne ont conduit les juges à censurer les manquements aux obligations internationales de la Belgique, même quand ils étaient dus à une loi,..."** (Michel LEROY, in "La responsabilité des pouvoirs publics", colloque, Bruxelles, Bruylant, 1991, p. 311).

Si, en 1983, était considérée comme quittant **"le terrain du droit étatique pour gagner le plan de la morale"** la démarche de M. LEROY en 1978 concernant le travail du parlement comme pouvant être empreint de négligence (Michel PAQUES, "Servitude légale d'utilité publique et indemnisation", in A.P.T. 83, p. 173), la jurisprudence de la Cour de Justice Européenne à partir de 1991 (arrêt Francovich du 19 novembre 1991) apporte de nouvelles interprétations. Il reste qu'une Directive relative au radon devrait encore respecter l'exigence de l'octroi aux particuliers concernés d'un droit suffisamment précis à l'indemnisation. (cfr. Hans GILLIAMS, "Overheidsaansprakelijkheid bij schending van Europees Gemeenschapsrecht", R.W., 1991-1992, n° 26, 29 février 1992, p. 879).

(28) La Recommandation du 21 février 1990 relative à la protection de la population contre les dangers résultant de l'exposition au radon à l'intérieur des bâtiments; op. cit., ne lie pas les Etats membres car elle n'a pas le caractère d'"**actes juridiques obligatoires**". Louis CARTOU, "Communautés européennes", Précis Dalloz, 9e éd., Paris, 1989, n° 130, p. 175.

(29) **"Lorsqu'on s'est rendu compte de l'ampleur des doses possibles par l'exposition au radon dans les habitations (...), la philosophie de la radioprotection a été radicalement remise en cause. L'élément clé n'est plus la nature de l'exposition mais la possibilité de contrôle"**, in "Contribution à l'étude du radon dans les habitations. Cas du Grand-Duché de Luxembourg", par Christine BERNARD, dans le cadre du diplôme européen en sciences de l'environnement à la Fondation Universitaire Luxembourgeoise, avec le soutien de la division de la radioprotection du Ministère de la Santé du Grand-Duché de Luxembourg, mars 1991, p. 114.

(30) a) Il faut attendre que le cancer existe et il ne suffit pas d'être exposé au risque (voir raisonnement a contrario dans cette note subpaginale b)). Il faut que l'indemnité demandée dépasse ce qui sera versé par la sécurité sociale, il faut - et c'est là la principale difficulté - qu'il y ait un lien de causalité fermement établi. Or, dans le cas du radon, on ne peut passer de la probabilité scientifique au lien causal en droit.

"Diverses études épidémiologiques montrent que les effets de l'installation du radon et de ses descendants radioactifs sont clairement des effets stochastiques, puisqu'il s'agit essentiellement de l'induction de cancers du poumon suite à l'absorption de doses qualifiées de "faibles" in "Le radon dans les habitations", op. cit., p. 21; "Certains vont même plus loin et prétendent que les faibles doses administrées à faible débit, comme l'irradiation naturelle, produisent des effets bénéfiques (...)". in J.M. RAUSCH et R.

POUILLE, Rapport sur les conséquences de l'accident de la centrale nucléaire de Tchernobyl et sur la sûreté et la sécurité des installations nucléaires, office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, S-O 1987/1988, Assemblée Nationale (France), n° 1156, Sénat n° 179, déposé le 17 décembre 1987, p. 88.

b) Toujours à propos de l'effet de l'activité humaine sur l'environnement, Maître Alain LEBRUN, obs. sous Bruxelles, 2 novembre 1989, Aménagement - Environnement, Bruxelles, Story-Scientia, 1990. La Cour d'appel: "... **il n'est pas requis que les intimés aient dès à présent subi un dommage; qu'il suffit qu'ils soient sous la menace d'un péril sérieux...**", p. 44 et Maître Alain LEBRUN: "...**la gravité de la menace doit être appréciée, non seulement en fonction de l'atteinte intrinsèque qui est crainte, mais aussi de sa perpétuation dans le temps...**" p 50.

(31) Marie-Caroline COPPIETERS T WALLANT, "Le juge de paix, juge naturel de l'environnement", in "Droit de l'environnement - Questions d'actualité", travail collectif, Jeune Barreau de Liège, Liège, 1993, p. 96.

(32) "Incidences du référé administratif en droit de l'environnement" in "Droit de l'environnement - Questions d'actualité", op. cit., p. 73.

(33) a) François TULKENS, "La liberté d'accès à l'information en matière d'environnement", in "Droit de l'environnement - Questions d'actualité", op. cit., p. 9 à 68.

b) Marc PALLEMAERTS, ""; A.B.D.E., Story-Scientia, Gent, 1991, 370 p.

c) On pourra relever l'effort fourni par la commune de Visé où, à l'initiative de l'Echevin du cadre de vie et de l'urbanisation, une annexe à la demande de permis de bâtir est fournie dans laquelle se trouvent des informations relatives à la nature du radon, son danger, les sources de conseils et les propositions d'interventions techniques (en ce compris l'Echevinat lui-même).

(34) AERW du 6 mai 1993 fixant le modèle de documents à utiliser en exécution du décret du 13 juin 1991 concernant la liberté d'accès des citoyens à l'information relative à l'environnement (M.B. du 7 juillet 1993, p. 16085)

(35) "**L'environnement est la somme de toutes les conditions externes qui entourent un système, organisme, communauté ou objet**", Frank DE ROOSE et Philippe VAN PARIJS, La pensée écologiste, De Boeck Université, Sciences Ethiques Sociétés, Bruxelles, 1991, p. 68.

(36) Voir le nouveau titre II de l'art. 6, § 1, de la loi spéciale du 16 juillet 1993 visant à achever la structure fédérale de l'Etat.

(37) Nicolas DE SADELEER, "La répartition des compétences en matière d'environnement", in "Les accords de la Saint-Michel et la politique de l'environnement", Bruxelles, A.B.D.E., septembre 1993, p. 10.

(38) (GW V/93/13.05/DOC 1224/R.C.) Proposition de MM. G. HOFMAN et J. SANTKIN en vue d'intégrer la prise en compte du facteur radon dans l'A.E.R.W. du 22 février 1990 instaurant une prime à la réhabilitation de logements insalubres améliorables.

(39) Celui-ci exige santé et sécurité mais veut éviter taxes et impôts. C'est une illustration

du phénomène classique du "free rider" en économie publique.

(40) Les restrictions budgétaires sont requises en cas de récession économique.

(41) Y compris dans le domaine économique: v. Kerry SMITH and F. REED JOHNSON, "How do risk perception respond to information ? The case of radon", *The Review of Economics and Statistics*, vol. LXX, février 1988, n° 1, p. 1 à 8.

(42) Contrairement, par exemple, à la Suède où **"dès 1985, le gouvernement publie un rapport dans lequel le radon est considéré comme un problème sanitaire urgent et fixe les lignes directrices d'un programme d'action et les responsabilités des institutions chargées de son application"** in "Contribution à l'étude du radon dans les habitations. Cas du Grand-Duché de Luxembourg", op. cit.,p 119.

(43) **"L'action des groupes de pression sur l'opinion publique est une action indirecte sur les pouvoirs publics: il s'agit au pire d'obtenir la neutralité de l'opinion publique, au mieux son soutien. Pour ce faire, deux méthodes sont utilisées: la contrainte, la propagande"**.

Bernard TOULEMONDE, Manuel de science politique, Presses universitaires de Lille, 1982, p. 212.

Samenvatting

Het openbaar beleid van de Radon problematiek brengt bepaalde kenmerken van het opbouwen van een politieke beslissing aan het licht. De economische, gerechtelijke, morele en filosofische omvang, de wetenschappelijke en socio-psychologische aspecten kunnen met zo een beslissing tegemoet gekomen worden. De kennis van het sociaal gedrag van de bevolking is echter maatgevend om het veelal vastgesteld uitblijven van belangstelling te overwinnen en naar een bewustwording te leiden.

Abstract

The management of the radon public information problem uncovers certain characteristics of the policy making process. Such policy may meet the economic, juridical, moral and philosophic dimensions as well as the scientific and socio-psychological aspects. Nevertheless it is primarily the knowledge of the social behaviour of the population which will help overcoming the apathy and lead to awareness of the phenomenon.

LE RADON, UN MESSAGE INASSIMILABLE POUR LES MEDIAS GRAND PUBLIC?

par Alain Nivarlet¹

Résumé

Le radon appartient à un ordre de phénomènes largement inassimilables pour les médias grand public. En effet, les principes journalistiques de sélection, liés aux attentes du public, n'en font ni un événement remarquable, ni un facteur de succès dans la concurrence interne au champ médiatique, ni un sujet d'information pratique. En outre, les contraintes techniques spécifiques aux médias en font une information potentielle à faible rendement. Enfin, le radon n'est pas, pour l'heure, une donnée susceptible d'engendrer la peur sur laquelle les médias s'appuient fréquemment pour traiter les matières dites "à risques" pour l'environnement et/ou la santé.

Tout le monde s'accorde à reconnaître que la seconde moitié du vingtième siècle a consacré le règne de la communication de masse². Une des caractéristiques de cette époque, pour les pays les plus avancés en tout cas, est l'extrême familiarité que chacun d'entre nous entretient avec les "objets médiatiques". Qu'il s'agisse des journaux et magazines, des transistors radio ou des postes de télévision, nous croyons pouvoir décrire leur production et donner quelque avis sur leur logique de fonctionnement.

Pourtant, en ce qui concerne les métiers de l'information, cette impression de familiarité est largement trompeuse. Peu de gens savent précisément comment

¹ Assistant à l'Université de Liège, en Arts et Sciences de la Communication (département Information et Médias) et collaborateur du journal *Le Soir*.

² Cf. Philippe Breton, L'utopie de la communication, Paris, La Découverte, 1992.

travaillent les journalistes qui, par définition, se trouvent "de l'autre côté" de la plume, se "l'autre bout" du micro. Corrélativement, certaines catégories de professionnels sont de plus en plus sollicitées par les journalistes. C'est tout particulièrement le cas des scientifiques, convoqués comme "experts" des sujets les plus divers³. L'éducation aux médias en général, l'alphabétisation audiovisuelle en particulier, n'étant pas systématiquement organisées dans notre pays, ces experts doivent se fier à leur bon sens ou à leur culture générale (dans le meilleur des cas) pour intégrer à leur discours les contraintes spécifiques imposées par l'accès aux médias.

Nous voilà donc au coeur du problème. En matière d'information tout particulièrement (mais pas exclusivement) les professionnels des médias mettent en oeuvre une série de critères de *sélection*. Selon Michel Mathien, professeur à l'université Robert Schuman de Strasbourg, ceux-ci sont principalement de deux ordres: les uns relèvent du contexte socio-culturel global qui est le nôtre, les autres du fonctionnement même -presque au sens technique- de la presse.

Examinons-les plus en détail, sans distinguer a priori presse écrite et médias audiovisuels.

Comme l'écrit très justement Mathien, les médias se comportent, en matière d'information, comme de gigantesques "machines à *filtrer*"⁴. Et c'est d'abord parce que l'époque (autrement dit l'état de la société) les y pousse. En premier lieu, la problématique de "l'événement remarquable"⁵ paraît assez discriminatoire. En termes presque mathématiques, l'intérêt d'une nouvelle augmente lorsque sa distance psychologique (c'est-à-dire subjectivement perçue) diminue et que son originalité augmente. On trouve là une des origines de la course à la nouveauté, doublée d'un certain goût pour le sensationnel. De la sorte, si le radon venait, de façon indubitable, à provoquer la mort d'une dizaine d'habitants de Bruxelles, l'événement entrerait nécessairement dans cette première catégorie et ferait la "une" de tous les médias. Mais rien de tel ne se produit, heureusement.

³ Cf. notre précédent article: "Informer, déformer, le difficile dialogue de l'expert et du journaliste", Annales de l'Association belge de Radioprotection, Vol.18, n°3, pp.225-237, 1993.

⁴ Michel Mathien, Les journalistes et le système médiatique, Paris, Hachette, 1992, p 161.

⁵ Ibid., pp. 162-164.

La concurrence entre médias est elle aussi un phénomène redoutable et souvent sous-estimé⁶. La télévision en particulier joue un rôle leader: ce qui est primordial au J.T. devient ipso facto important pour tous les autres médias. Les médias sont donc hiérarchisés entre eux en termes d'audience et de prestige, dès lors il est normal que certains assurent pour les autres ce que Mathien appelle, reprenant l'expression retenue pour les agences de presse, une fonction d'"agenda setter". La concurrence joue plus encore entre médias du même type; c'est ainsi que dans presque toutes les rédactions du monde, la première tâche accomplie en commençant la journée consiste à prendre connaissance des nouvelles intéressantes données par "les autres". Globalement, la concurrence entraîne paradoxalement l'uniformisation plutôt que la diversité. Autant le dire de suite: en vertu de cette constatation, moins on parle du radon au jour le jour, moins on en parlera à l'avenir, sauf imprévu ou catastrophe spectaculaire.

Au chapitre de "l'air du temps", mentionnons enfin la fonction de service qu'assument fréquemment les médias à l'égard de la population; services pour lesquels la demande est d'ailleurs forte, comme en témoigne le succès des publications grand public concernant la santé. Or, plus on va vers des médias populaires, plus la fonction explicative et interprétative s'efface au détriment de la fonction prescriptive. Exemple simple: un journal populaire ne glosera guère sur les causes des effets cancérogènes du rayonnement solaire, mais multipliera en revanche les conseils pratiques pour "bronzer sain". Ici encore, le radon se présente handicapé: invisible, inodore, difficilement associable à un type précis d'affections, il n'entre dans aucune typologie du conseil de bon sens.

Les critères de sélection relevant du fonctionnement même des médias, pour être moins spectaculaires, n'en sont pas moins contraignants. Le premier énoncé ici étonnera peut-être par sa tournure économiste, puisqu'il s'agit d'un calcul pur et simple coût/bénéfice. L'information a en effet un prix, qui n'est autre que la somme des coûts engendrés par sa recherche, son traitement et sa diffusion⁷. Par exemple, même si un fait est jugé "plutôt intéressant" par un responsable de rédaction, il risque malgré tout de ne pas être "couvert" si le travail total occupe trois journées d'un média dont la périodicité est quotidienne. On retrouve là, entre autres, toute

⁶ Michel Mahieu, *Les journalistes et le système médiatique*, Paris, Hachette, 1992 pp 166-169

⁷ Ibid., pp. 176-179.

la problématique des envoyés spéciaux; "être sur place" est souvent un avantage (surtout en télévision), à condition que le coût du reportage (au sens le plus large) ne soit pas exorbitant. Si l'intérêt d'une nouvelle est jugé faible, le coût de son obtention et de son traitement en devient ipso facto excessif.

Les rapports des journalistes avec les sources constituent également un facteur filtrant de la plus haute importance⁸. En schématisant, on dira d'une information qu'elle peut être détenue, à un extrême, de façon monopolistique, et, à l'autre extrême, qu'elle est universellement répandue (auquel cas son intérêt diminue évidemment de beaucoup!). Dans le domaine scientifique, le quasi-monopole n'est pas rare; une communauté d'une cinquantaine de spécialistes à l'échelle nationale, c'est très peu, surtout si l'on songe qu'ils ne sont pas tous ni accessibles, ni disposés, ni doués pour figurer dans les médias. Cette rareté fait sans doute tout le prix de l'information scientifique, mais aussi la difficulté de sa pratique pour le journaliste: qui consulter, comment "recouper" l'information fournie et comment, in fine, la transmettre dans un langage clair au public?

Ce dernier point nous offre une transition commode pour aborder la difficulté suivante, celle de la vulgarisation scientifique. Actuellement, la communication de la science fait l'objet d'une demande sociale soutenue dans les milieux scientifiques, qui ressentent à la fois sa grande utilité et leur relative impréparation à la pratiquer. La vulgarisation scientifique, pourtant -et au risque d'en décevoir quelques-uns- ne s'enseigne guère. Ou, si elle s'enseigne, c'est sous forme d'un petit recueil de "trucs et ficelles" dont tout scientifique motivé aura vite fait le tour. De sorte que deux types de situations se rencontrent pratiquement en cas de vulgarisation réussie: soit la qualité du résultat se juge intuitivement, chaque essai ou erreur provoquant un ajustement conséquent, soit le "médiateur" (qu'il soit scientifique ou journaliste) semble se recommander de lui-même parce qu'il possède un certain charisme de la communication. Dans tous les cas, il faut rappeler à chacun une contrainte essentielle: le temps de la recherche scientifique n'est pas le temps des médias ! La durée du moindre projet de recherche est tout à fait incommensurable avec la périodicité des produits médiatiques qui sont frappés d'obsolescence, dans certains cas, en quelques heures. Du reste, le simple traitement d'une problématique dans l'"espace" d'un quotidien ou d'un

⁶ Michel Mahieu, Les journalistes et le système médiatique, Paris, Hachette, 1992 pp 179-181

J.T. exclut d'office toutes les nuances dont les spécialistes tiennent généralement à assortir leurs propos. Or -j'endosse à présent mon rôle de collaborateur d'un grand quotidien-, même une approche superficielle suffit à convaincre le journaliste de l'extrême complexité de la problématique radon et, par conséquent, du temps qui fait défaut pour y consacrer toute l'attention qu'elle mérite.

Si on durcissait notre propos, il faudrait conclure de ce qui précède que le radon est un sujet qui ne pourrait jamais survenir dans les médias grand public. Nous savons qu'il n'en est rien et que le sujet émerge épisodiquement à l'ordre de jour. Comment l'expliquer? Il nous faut chercher du côté de l'intérêt humain dont est inévitablement porteuse une nouvelle, fût-ce de manière très réduite.

Formellement parlant, l'intérêt humain renvoie à un concept dont Flesch a proposé une règle de mesure quantitative⁹. Plusieurs chercheurs, avec ou sans l'aide d'une telle méthode, ont identifié les grandes catégories existentielles qui soutiennent l'intérêt des hommes pour une nouvelle. Une constante domine: *la peur*. La perception d'une menace (qui n'est jamais, elle-même, que le résultat d'une information primaire) engendre un besoin accru d'information. La recherche rationnelle d'une information peut donc être guidée par un facteur par excellence irrationnel. Cette irrationalité, d'ailleurs, n'est pas l'apanage du public; elle peut gagner le journaliste et même, dans certains cas, le scientifique; l'informé transmet alors ses craintes à l'informant, qui s'en fait à son tour le porte-parole légitime et l'amplificateur involontaire. Mais la démonstration vaut aussi en-dehors de ce cas extrême. Il suffit pour cela de songer aux dangereux mécanismes psycho-sociologiques impliqués: le journaliste, même en jouant un rôle volontairement modérateur, peut "enflammer" l'opinion publique sans l'avoir voulu, tant les démentis et les nuances sont susceptibles de susciter des réactions inverses à celles qu'il escompte. Si le temps nous en était donné, il serait sans doute possible de montrer que la peur est le grand registre humain qui sous-tend toute la politique d'information en matière de radioprotection. Qu'il nous suffise de rappeler l'analyse que donne Henri-Pierre Jeudy à propos des articles consacrés par la presse à la diffusion de la rage¹⁰. Il est très difficile d'éprouver le danger réel qu'une épidémie de rage fait courir aux êtres

⁹ R. Flesch, *Marks of readable style. A study in adult education*, Teachers College, Columbia University Press, New York, 1943; cité par A. Moles in Sociodynamique de la culture, Paris, Mouton-Lahaye, 1971.

¹⁰ Henri-Pierre Jeudy, La peur et les médias. Essai sur la virulence, Paris, P.U.F., 1979, particulièrement les pages 75 à 112.

humains: "L'animal enragé existe, mais la rage ne semble jamais vraisemblable, comme si l'homme en était préservé". Les médias participent à leur manière à cette forme d'aveuglement; jouant sur le doute, sur l'alternance des épidémies et des périodes silencieuses, ils entretiennent une équivoque constante. C'est pourquoi le radon, comme la rage, constitue sans doute une "insinuation sans limites spatiales et temporelles, [un] défi qui se déplace et qui renaît malgré les formes d'extermination"¹². Ainsi la peur est-elle un aliment constamment renouvelé des récits médiatiques.

Une conséquence doit encore être mentionnée: par rapport à l'actualité, la peur joue aussi le rôle d'*agenda setter* dont nous parlions tout à l'heure. Qu'un danger soit imminent et il émerge aussitôt au devant des médias. Mieux: il suffit qu'on le *croie* imminent. Orson Welles l'avait bien compris lorsqu'il monta son canular fameux de même que, plus sérieusement, les responsables de la revue *Sciences et Avenir* qui avaient annoncé, au mois d'octobre 1992, la collision "probable" entre l'astéroïde Toutatis et la terre... en l'an 2000! Cependant, le caractère *non événementiel, récurrent* (il n'y a pas plus de raison de parler du radon aujourd'hui qu'hier...) et *invisible* (quelles images pourrait ramener une équipe de télévision?...) de la problématique du radon la rend très difficile à traiter, fût-ce pour la rattacher à une quelconque forme d'appréhension. En termes simples: moins l'objet de la peur peut être circonscrit, plus les médias ont de difficultés à s'en emparer pour en fournir un traitement, satisfaisant ou non.

Le moment est ainsi venu de résumer les difficultés que nous avons mentionnées. Nous affirmons que le radon appartient à un ordre de phénomènes largement inassimilables pour les médias grand public. En effet, les principes de sélection liés aux attentes du public n'en font ni un événement remarquable, ni un facteur de succès dans la concurrence interne au champ médiatique, ni un sujet susceptible de fournir matière à information pratique. En outre, les contraintes techniques des médias en font une information potentielle à faible rendement, difficile à obtenir et à traiter, d'autant plus difficile à vulgariser que le temps manque toujours pour le faire. Enfin, à supposer que tous ces obstacles puissent être surmontés, le radon n'est pas, pour l'heure, une donnée informationnelle susceptible d'engendrer la

¹¹ Henri-Pierre Jeudy, *La peur et les médias. Essai sur la virulence*, Paris, P.U.F., 1979 p 81..

¹² *Ibid.*, p. 98.

peur nette sur laquelle les médias s'appuient fréquemment pour traiter les matières scientifiques potentiellement à risques pour l'environnement et/ou la santé.

Voilà pour l'inventaire des difficultés, où s'arrête d'ailleurs la portée scientifique de cette modeste contribution.

Pour conclure, dépassant le rôle d'observateur et d'analyste qui est le nôtre, on se hasardera à quelques conseils visant à surmonter les difficultés décrites ci-dessus. Nul ne peut sérieusement souhaiter qu'un accident majeur se produise, afin de donner à la problématique du radon le statut événementiel qui lui fait défaut. Plutôt que de spéculer sur le pire, qui reste toujours à venir, on préférera miser sur le certain. Les spécialistes se doivent régulièrement, d'aller au devant du grand public pour attirer son attention sur le radon. Des colloques tel que celui-ci contribuent, à leur manière, à cette tâche difficile. Ce faisant, les scientifiques auront le souci de la *personnalisation*. Que le vécu de certaines familles puisse être affecté par les émissions de radon, c'est là une perspective qui constitue un ressort psychologique puissant, bien plus efficace que les statistiques abstraites qui nous sont le plus souvent fournies. Dans le même esprit de ciblage de la communication, on n'hésitera pas à sensibiliser certaines catégories de professionnels, les architectes par exemple, qui sont des relais privilégiés vers le grand public. Faute de quoi, dans les représentations collectives, le radon demeurera plus évanescent que jamais.

Samenvatting

Radon is één van de onderwerpen die zeer moeilijk door de massa media kunnen overgebracht worden. De gebruikelijke criteria voor nieuwswaarde zijn hier niet van toepassing en Radon is geen populair onderwerp in de strijd om hoge kijk- en verkoopcijfers. Bovendien zijn dergelijke technische onderwerpen moeilijk te behandelen voor een groot publiek. Ten slotte is interesse voor het onderwerp Radon beperkt omdat het niet als een onmiddellijke dreiging voor milieu en gezondheid wordt beschouwd.

Abstract

Radon belongs to a category of topics that are very difficult for the mainstream media to convey. The usual criteria of news value do not apply nor does radon

have obvious practical relevance to the reader. In addition, such technical subjects are difficult to manage within the constraints and processes of popular reporting. Furthermore, radon is not a topic that can be readily treated in the ways favoured for such subjects by the media because it does not present a sudden immediate threat to the environment or to health.

LE NUCLEAIRE : PROPAGANDE, ETHIQUE ET OPINION PUBLIQUE

par Charles FRAJLICK,
President-General Manager
FRAJLICK Communications

Résumé

1898, découverte du radium. L'humanité entre dans l'ère atomique. Pendant près de cinquante années, l'Atome ne suscite pas d'inquiétude. Il véhicule une image de progrès et génère beaucoup d'espoirs.

1945, Hiroshima. Point final de la 2ème guerre mondiale. La guerre froide et une nouvelle course aux armements commencent. Dès lors, tout l'apport positif du nucléaire est oblitéré. Il n'appartient plus à la science, il est le sujet et l'objet de la Propagande.

Dans le même temps, le développement médiatique favorise les stratégies de manipulation de l'opinion.

La complexité de l'univers nucléaire, l'absence de débat réel, le musellement des scientifiques, les controverses technico-politiques et la dissimulation de certains enjeux vont nourrir la méfiance du grand public et accroître son ignorance en le confinant dans des préjugés, des idées sommaires, et des attitudes passionnelles.

La distance entre l'atome et l'opinion se creuse et dans cet espace fertile germent et fleurissent des mouvements de contestation.

1986, Tchernobyl. L'ère atomique pourrait entrer dans une phase nouvelle, celle du débat, de l'information, de la clarté, en fait de la responsabilité. Le rendez-vous est manqué.

Sans doute, cela requiert-il une autre approche, une philosophie et une éthique nouvelle commune à l'humanité qui oserait affronter l'atome et le prendre en compte, tout à la fois comme un vecteur de progrès, un patrimoine à risque collectif et une source de destruction totale.

C'est pourquoi, la communication est un des facteurs essentiels. Mais une politique de communication doit être précédée de décisions. A ce jour, en Belgique en tout cas il semble que dans ce domaine, décider soit particulièrement difficile. Pourtant, il y a urgence et les matières sont nombreuses.

Monsieur le Président,
Mesdames, Messieurs,

Quand Julien Garsou m'a contacté pour participer à ce forum, je me suis senti tout à la fois honoré et embarrassé.

Honoré de vous rencontrer et embarrassé pour la même raison.

Je ne suis pas un scientifique, et dans le métier de la communication, je me considère tout au plus comme un bon mécanicien qui sait où forer les trous pour glisser les boulons et fixer les engrenages afin que la machine tourne.

En d'autres termes, je suis un homme de terrain, formé d'ailleurs sur le terrain. Je demande donc votre indulgence après les brillants exposés que vous venez d'entendre.

En outre, je vous demanderai aussi de ne pas vous formaliser pour mon langage très direct.

En 1898, les Curie isolent le radium. L'humanité entre dans l'ère atomique.

Tranquillement, les seules controverses se déroulent dans les cénacles des spécialistes.

Pendant près de quarante années, l'atome, comme on dit familièrement, ne soulève pas vraiment d'inquiétude.

On le classe dans les grands progrès de la science.

On ira même jusqu'à promouvoir les vertus radioactives d'une lotion cosmétique appelée Tho Radia.

Les enfants étaient fiers de porter une montre aux chiffres luminescents dont les vertus éclairantes étaient dues au radium.

Dans ces années-là, la radioactivité tuait principalement les médecins et infirmières des départements de radiologie.

Ça ne choquait personne. Tout au plus en parlait-on dans certains romans d'amour édités entre les deux guerres.

Et puis, le 6 août 1945, Hiroshima, et le 9 août 1945, Nagasaki.

100.000 morts à Hiroshima dans l'explosion, 75.000 morts à Nagasaki.

Le point final incandescent de la deuxième guerre mondiale.

D'abord le choc de la nouvelle, et tout de suite, l'admiration devant cette formidable performance des Alliés. Une seule bombe avait détruit une ville et ses habitants.

Cela avait frappé plus que le bombardement de Tokyo qui avait eu lieu le 10 mars auparavant et avait tué 197.000 personnes. Mais il est vrai qu'il avait alors fallu 300 bombardiers.

Satisfaction : le feu nucléaire avait arrêté le péril jaune.

Mais en même temps germaient déjà les premiers bourgeons de la guerre froide.

L'Amérique voulait aussi faire peur à Staline qui avait déjà lancé un projet nucléaire. A ce moment-là, le fléau du balancier de la terreur aurait pu pencher en faveur de l'Occident si deux conditions avaient été réunies, mais elles ne l'étaient pas:

- 1) Une intention belliqueuse - Il n'y en avait pas du côté de l'Occident
- 2) L'existence d'une opinion publique en URSS - Il n'y en avait pas non plus.

Par contre, avec la pose du rideau de fer, la guerre de Corée et la construction des blocs Ouest et Est, on assiste au démarrage d'une course aux armements. La guerre froide s'épanouit.

De chaque côté du rideau de fer, le nucléaire devient une matière sensible.

On introduit au fil du temps un principe stratégique, l'équilibre de la terreur. Le fléau de la balance nucléaire devient horizontal. L'URSS a rattrapé les USA, à ceci près que l'opinion publique occidentale est travaillée par la propagande des pays de l'Est et par les discours des autorités politiques de l'Ouest.

La peur ajoutée à la peur. L'apport positif du nucléaire est dès lors largement oblitéré.

Le nucléaire n'appartient plus au scientifique, il est le sujet et objet de la propagande.

A cela vont s'ajouter la médiatisation effrénée et les techniques de manipulation de l'opinion.

En effet, les progrès en sciences humaines ont favorisé la mise en place de stratégies efficaces de manipulation.

La désinformation n'en est qu'un corollaire.

Si j'insiste sur la propagande, c'est qu'elle va influencer toutes les techniques de la communication.

La propagande, à la différence de la publicité, ne s'embarrasse ni d'éthique, ni de vérité. Elle ne connaît qu'une règle, c'est l'efficacité. On peut mentir, biaiser, tromper, seul compte l'objectif. Et son objectif principal est la persuasion par un changement progressif, et si possible inconscient, de la perception que les individus ont du monde.

On peut aussi mentir par omission. Le vraisemblable et le plausible remplace la

vérité.

Dès lors, le nucléaire est un objet et un sujet en or pour pénétrer les esprits par la peur.

La complexité de l'univers nucléaire, l'absence de débat réel, le musellement des scientifiques, les controverses technico-politiques et la dissimulation de certains enjeux vont nourrir la méfiance du grand public et accroître son ignorance en le confinant dans des préjugés, des idées sommaires et des attitudes passionnelles.

Il y a peu de vulgarisateurs du nucléaire. Il est difficile d'en parler sans faire appel à un minimum de connaissances. D'autre part, c'est un sujet sensible et les scientifiques sont soit des salariés, soit dépendant de budgets décidés par d'autres. On peut donc les faire taire.

Les controverses technico-politiques ne sont pas de nature à clarifier la situation. Chaque tendance politique agit en fonction de ses intérêts et de sa perception des enjeux, et notamment, des enjeux électoraux. Les hommes politiques disposent rarement du savoir nécessaire à la compréhension des problèmes scientifiques. Ce n'est pas leur métier. Ils s'entourent d'experts qui ont aussi une perception du monde.

Et dans notre temps, les techniques de la propagande sont parvenues à attribuer des valeurs politiques voire morales aux objets.

Entre nous, quelle différence y-a-t-il entre une bombe occidentale, une bombe communiste et une bombe islamique actuellement en construction ?

Pour le propagandiste, il y en a parce qu'il les crée dans la tête des gens.

A la différence du scientifique, tout en nuances dans ses analyses et ses jugements, les médias et les propagandistes préfèrent les idées sommaires, un monde en noir et blanc, en bon et mauvais.

Pour le grand public, le nucléaire est né à Hiroshima. Et de 1945 jusqu'en 1989, il a été nourri d'un discours angoissant. Même le discours des anti-nucléaires a ajouté à l'angoisse. Tout s'est centré sur la peur. Et trop de gens ont manipulé ce ressort de la peur.

Le pragmatisme à courte vue de l'industrie nucléaire et son impuissance devant ce type de communication se traduisent au fil des ans par une communication sans objet.

Une communication de défense, c'est-à-dire de perdant.

Dès lors, la distance entre l'atome et l'opinion se creuse, et dans cet espace fertile

germent et fleurissent des mouvements de contestation de toutes natures.

1986, Tchernobyl. L'ère atomique pourrait entrer dans une phase nouvelle, celle du débat, de l'information, de la clarté, en fait de la responsabilité.

Le rendez-vous est manqué.

Pourquoi ?

Sans doute cela requiert-il une autre approche, une philosophie et une éthique nouvelle commune à l'humanité qui oserait affronter l'atome et le prendre en compte, tout à la fois comme un vecteur de progrès, un patrimoine à risque collectif et une source de destruction totale.

En fait, Mesdames, Messieurs, en ce XXe siècle, trois éléments sont apparus en même temps, et leur concomitance, sinon leur addition, constitue sans doute le plus grand défi de toute l'histoire de l'humanité :

1) La floraison, l'explosion d'idéologies, d'utopies et de croyances de toutes sortes, politiques et religieuses, qui ont généré des guerres et une barbarie sans précédent, l'écroulement de ces idéologies, une perplexité voire un désarroi considérable des populations. C'est un état général sur la planète.

2) La médiatisation qui a engendré l'ignorance, décoré de l'illusion du savoir rebaptisé information. Vous voyez le monde à travers des images fugaces. On vous présente un événement. Vous ne savez pas réellement ce qui s'est passé avant, ni ce qui s'est passé après.

3) Le nucléaire, avec son extraordinaire potentiel positif, mais aussi sa capacité de destruction totale. Je dirais sa dimension d'absolu.

Il n'y a que les dieux qui sont absolus, et pour l'homme, c'est trop. Trop pour ce qu'il est aujourd'hui moralement, psychologiquement, socialement.

It's too much.

L'absolu implique une responsabilité absolue. Il faut donc décider en connaissance de cause.

C'est pourquoi si un débat sur le nucléaire est nécessaire, de quoi va-t-on débattre ?

Et qui va en débattre ?

Je pense qu'il ne faut pas de débat dans le sens polémique, car l'enjeu est trop grand pour se livrer à un jeu dialectique dans lequel les plus persuasifs persuaderont les autres.

Devant ce défi, les scientifiques ont besoin d'un forum où débattre à l'abri des passions, des pressions, des enjeux quels qu'ils soient, où ils puissent échanger librement, sans restriction mentale.

Nous avons besoin du nucléaire et de son développement pacifique.
Mais aujourd'hui, tout est freiné. Ce forum est donc urgent, et après coup, les autorités pourraient décider.

Je ne crois pas à la valeur de décision issue de l'affrontement d'experts.
Expert étiqueté Greenpeace face à un expert étiqueté société anonyme X.

Comment l'opinion publique peut-elle juger la valeur de l'un ou de l'autre ?

Mesdames, Messieurs,

Les scientifiques doivent se faire entendre. Je n'ai pas dit décider mais entendre en dehors de toute polémique.

Si la science se veut ni morale, ni immorale, comme l'a dit Joliot Curie, il faut que ceux qui s'en réclament créent les conditions de sa neutralité, loin des médias, loin des propagandistes, loin des enjeux et des intérêts, c'est-à-dire tout près de l'humanité.

Je vous remercie de votre attention.

Abstract

1898: Discovery of Radium. Mankind enters the atomic age. During fifty years or so, the atom causes no unrest. It bears an image of progress and hope.

1945: Hiroshsima ends the second world war. Cold war and arms race begin. Positive aspects of the nucleus are put aside. It is no more a scientific matter but subject of and to propaganda. Simultaneously, the progress in mass diffusion by the media sees the birth of a strategy of public opinion manipulation. Public diffidence is fed by a number of factors such as, the complexity of the nuclear field, the absence of public debate, exclusion of the scientists, the technical and political row, hiding the real stake. Ignorance is deepening in the public by maintaining it in its prejudgment, passionate behaviour and primary opinions. The gulf between atom and public opinion grows larger nurturing the protest movements.

1986: Chernobyl. The opportunity to open a new period in the atomic age, one of debate, information and clarity thus of responsibility, is jeopardized.

Beyond any doubt a different approach is required, a new philosophy and ethics valid for the whole of the mankind challenging the atom to serve as a vector of welfare, as common asset with a collective risk and as potential for a total destruction. This is why communication is one of the essential factors. However a communication policy should be preceded by decisions. Today, in any case in Belgium, it seems that decision making is extremely difficult. There is a high level of urgency on a number of issues.

Samenvatting

1898: ontdekking van Radium. De mensheid stapt in het atoomtijdperk. Gedurende zowat vijftig jaren veroorzaakt het atoom geen ongerustheid. Het draagt een beeld van voorspoed en schept veel hoop.

1945: Hiroshima. Eind van de tweede wereldoorlog, begin van de koude oorlog en wedren naar bewapening. Al de positieve aanwinsten van de kern worden weggevaagd. Hij hoort niet meer bij de wetenschap, hij is het voorwerp en het onderwerp van de Propaganda.

Tegelijkertijd schept de ontwikkeling van de media een strategie van opiniemanipulatie.

De complexiteit van het nucleair heelal, de afwezigheid van een reel debat, het muilkorven van de wetenschapsmensen, de technicopolitieke betwistingen, en het verbergen van zekere inzetten zullen het wantrouwen van het publiek voeden en zijn onwetendheid uitbreiden door het te beperken in zijn vooroordelen, summiere opvattingen en passionele houdingen.

De kloof tussen atoom en opinie wordt dieper en op deze vruchtbare bodem broeien en bloeien contestatiebewegingen:

1986: Tchernobyl. Het atoomtijdperk zou een volgende fase kunnen bereiken, die

van het debat, van de informatie, van de helderheid, in feite die van de verantwoordelijkheid: de afspraak wordt gemist.

Zonder twijfel vereist dit een andere benadering, een nieuwe filosofie en ethiek voor de gezamenlijke mensheid die het atoom zou durven uitdagen en er tegelijkertijd beroep zou op doen, zowel als bode van voorspoed, als patrimonium met een collectief risico en als bron van totale vernieling.

Daarom is communicatie een van de essentiële factoren. Maar een communicatiepolitiek moet voorafgegaan worden door beslissingen. Tot op heden, alleszins in België, blijkt beslissen uiterst moeilijk te zijn. Nochtans zijn er talrijke en dringende problemen.

**Eurosymposium Radon
Liège, 4 - 6 November 1993**

Participants

ADF sprl	Rue Pré St.Jean 14, B-5310 Liernu, Belgium
Albering H.J.	Department of Health Risk Analysis and Toxicology, University of Limburg, Maastricht, The Netherlands
Bartsch P.	Université de Liège et Service d'Hygiène et de Médecine sociale de la Province de Liège, Belgium
Baugnet-Mahieu L.	Radiobiologie, CEN-SCK, Mol, Belgium
Baverstock K.F.	WHO European Center for Environment and Health, Rome, Italy
Bisson M.	Laboratoire de Cancérologie expérimentale, STCE/DPTE/DSV/CEA, Fontenay-aux Roses, France
Boniver J.	Anatomo-Pathologie, Université de Liège, Belgium Président de la Société belge de Radiobiologie
Bovy M.	Politologie générale et Administration publique, Université de Liège, Belgium
Braams R.	Vergiliuslaan 16, NL-3581 AM Utrecht, The Netherlands
Breuskin P.	Service Radioprotection, G.D. Luxembourg
Buchillier T.	Radiophysique appliquée, Centre universitaire, Lausanne, Switzerland
Canberra-Packard NV	Pontbeeklaan 57, B-1731 Zellik, Belgium
Cartac SA	Allée R. Benoist 3, F- 78 610 Auffargic, France
Charlet J.M.	Géologie, Faculté Polytechnique de Mons, Belgium
Cohilis P.	Centre scientifique et technique de la Construction, Bruxelles, Belgium
Cottens E.	SPRI, Ministère de la Santé publique, Bruxelles, Belgium
Czarwinski R.	Bundssamt für Strahlenschutz, D- 38226 Salzgitter 1, Germany
Czerwiec-Pote J.	Association belge de Radioprotection, Bruxelles, Belgium
Debauche A.	I.R.E., Fleurus, Belgium

Denooz O. Rue Thomas Edison 22, B-4460 Grace-Hollogne, Belgium

Doremus P. Géologie, Faculté Polytechnique de Mons, Belgium

Dupuis E. CEN-SCK, Mol, Belgium

Eere^Õ F.S. Ege University, Bornova-Izmir, Turkey

Berthold EG. & G. Vaartdijk 22, B-1800 Vilvoorde, Belgium

Eggermont G. Vrije Universiteit Brussel, Belgium

Feider M. Service Radioprotection, GD Luxembourg

Flamand J. Solvay SA, B- 1050 Bruxelles, Belgium

Flemal J.L. Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie, Ministère de la Santé publique, Bruxelles, Belgium

Frajlick Ch. Frajlick Communications, Bruxelles, Belgium

Garsou J. Université de Liège, Belgium
Président de l'Association belge de Radioprotection

Genrich V. Genitron Instruments GmbH, Heerstrasse 149, D-6000 Frankfurt/Main, Germany

Gérardy, Mme Institut Supérieur Industriel de Bruxelles, Belgium

Hubert Ph. IPSN, Fontenay-aux-Roses, France

Hublet P. Ministère de l'Emploi et du Travail, Bruxelles, Belgium

Hallez S. Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie, Ministère de la Santé publique, Bruxelles, Belgium

Janssens H. Apollostraat 9, B-2600 Berchem, Belgium

Kies A. Centre Universitaire, Luxembourg, GD

Koopmans M. RijksUniversiteit Groningen, The Netherlands

Kunz E. National Institute of Public Health, Prague, Czech Republic

Kreienbrock L. Arbeitssicherheit und Umweltmedizin, Univ. Wuppertal, Germany

Landré & Glinderman NV Antwerpse Steenweg 104, B-2630 Aartselaar, Belgium

Lenderink Th. Health Education, Universiteit Maastricht, The Netherlands

Mc Laughlin J. University College, Dublin, Ireland

Maisin J. Radiobiologie, UCL, Bruxelles, Belgium

Masse R. Cancérologie expérimentale DPTE, Fontenay-aux-Roses, France

Meesen G. Nuclear Physics Laboratory, Universiteit Gent, Belgium

Meertens R. Health Education, Universiteit Maastricht, The Netherlands

Monchaux C. Cancérologie expérimentale DPTE, Fontenay-aux-Roses, France

Musilek L. Faculty of nuclear Sciences and physical Engineering, Prague, Czech Republic

Nivarlet A. Arts et Sciences de la Communication, Université de Liège, Belgium

Oberstedt St. SCK-CEN, Mol, Belgium

Passchier W.F. Gezondheidsraad, NL-2509 s'Gravenhage, The Netherlands

Plennevaux -Sevrin F. Place de la Résistance 1, B-6560 Grand Reng, Belgium

Poffijn A. Nuclear Physics Laboratory, Universiteit Gent, Belgium

Quidi T. Prayon-Rupel SA, Rue J. Wauters 144, B-4130 Engie, Belgium

Quindos L.S. Facultad de Medicina, Universta de Cantabria, E-39011 Santander, Spain

Samain J.P. Ministère de la Santé publique, Bruxelles, Belgium

Severijnen M. Provincie Limburg, NL-6202 MA Maastricht, The Netherlands

Simar L. Pro-Vice-Recteur, Université de Liège, Belgium

Smeesters P. SPRI, Ministère de la Santé publique, Bruxelles, Belgium

Stiévenart-Godeau C. Association belge de Radioprotection, Bruxelles, Belgium

Szöcs C. Prayon-Rupel SA, Rue J. Wauters 144, B-4130 Engie, Belgium

Thielemans C. Association belge de Radioprotection, Bruxelles, Belgium

Tirmarche M. IPSN, Fontenay-aux-Roses, France

Tondeur Fr. Institut Supérieur Industriel de Bruxelles, Belgium

Vanmarcke H.	SCK-CEN, Mol, Belgium
Vanbladel Dr.	SPRI, Ministère de la Santé publique, Bruxelles, Belgium
Vanderstricht E.	Association belge de Radioprotection, Bruxelles, Belgium
Verschaeve L.	VITO, Mol, Belgium
Zwigt A.	Universiteit Limburg, Maastricht, The Netherlands
Zhu H.	Géologie, Faculté Polytechnique de Mons, Belgium
Zwetkoff C.	Politologie générale et Administration publique, Université de Liège, Belgique