

田・平

材料及び環境中のラドン濃度

渡邊 拓

1994年1月

名古屋大学図書	
和	1168050

報告番号 甲 第 3001 号

目次

1	緒言	1
2	ラドン、トロンについて	4
2.1	従来の研究	4
2.2	ラドン、トロンの危険性	6
3	理論	8
3.1	放射性核種	8
3.2	気密性能評価	14
3.2.1	換気回数	14
3.2.2	有効開口面積	16
4	ラドン濃度測定	19
4.1	概要	19

4.2	カップ型ラドンモニタ	21
4.3	静電式積分型ラドンモニタ	23
4.4	CN フィルム	25
4.4.1	CN フィルムの現像	25
4.4.2	エッチピットの計数	26
4.4.3	万能投影機による計数	27
4.4.4	標準フィルム作成	27
4.4.5	画像解析装置による計数	29
4.4.6	較正定数	30
4.5	平均ラドン濃度	33
4.6	建材及び土壌のラドン散逸量の測定	34
4.6.1	測定方法	34
4.6.2	水分量及び温度を変化させた測定	35
4.6.3	ラドン散逸量	36
4.7	建造物内ラドン濃度測定	37
4.7.1	測定方法	37
4.7.2	測定期間	37
4.7.3	建造物内ラドン濃度の測定箇所	38

5	住宅の気密性能の評価方法	40
5.1	はじめに	40
5.2	換気回数	41
5.3	有効開口面積	42
6	木材のラドン拡散阻止能の測定	47
6.1	試料	47
6.1.1	カップ型ラドンモニタによる測定	47
6.1.2	静電積分型ラドンモニタによる測定	48
6.1.3	シンチレーションセル法	48
6.2	ラドンの拡散係数	50
7	屋内ラドン濃度 (木造建造物と RC 建造物との比較)	54
7.1	はじめに	54
7.2	住宅	55
7.3	校舎	56
7.4	RC 建造物	56
7.4.1	RC 造図書館	56
7.4.2	RC 造実験室	59
7.5	各種建材のラドン散逸量	61

8	木造住宅内ラドン濃度	64
8.1	ラドン濃度分布	64
8.2	季節変化	66
8.2.1	床下	66
8.2.2	居室	71
9	住宅内ラドン濃度低減	75
9.1	木造住宅	75
9.1.1	床下工法による低減	75
9.1.2	床下換気口	77
9.2	木材による建材からのラドン散逸、拡散阻止能	81
9.2.1	カップ型ラドンモニタによる測定	81
9.2.2	静電式積分型ラドンモニタによる測定	82
9.2.3	シンチレーションセルによる測定	82
10	結論	88
	引用文献	91
	謝辞	97
	発表論文	99

表 目 次

1	Calibration factors of radon monitors	39
2	Details of the buildings for indoor radon measurements.	39
3	Species of softwoods for radon diffusion measurements.	53
4	Species of hardwoods for radon diffusion measurements.	53
5	Indoor radon concentrations in dwelling room.	55
6	Radon emanations out of building materials.	63
7	Radon emanations out of cements, gypsum and annex.	63
8	Radon concentrations in wooden houses.	64
9	Radon emanations out of soil.	65
10	Radon concentrations in wooden houses.	66
11	Radon concentrations in wooden houses.	71
12	Air change rates and effective leakage areas.	73
13	Radon concentrations in the first floor.	77

14	Reduction rate of radon diffusion through softwoods.	86
15	Reduction rate of radon diffusion through hardwoods.	86
16	Comparison of radon sealants.	86
17	Diffusion coefficient of radon through materials.	87

目 次

1	^{238}U decay chain.	9
2	^{232}Th decay chain.	10
3	Cup type radon monitor.	22
4	Electrostatic integrating radon monitor.	24
5	Brass apparatus for standard CN film.	28
6	Etch-pit densities of standard CN film measured by image analyzer.	31
7	Relationships between etch-pit densities measured by universal projector and those by image analyzer.	32
8	CO_2 gas concentration decay in a room.	43
9	Schematic arrangement of apparatuses for effective leakage area measurements.	44
10	Linearity between flow rates and pressure differences.	45

11	Brass fixture for cup method.	49
12	Schematic diagram of apparatus for scintillation method.	51
13	Radon concentrations in the school building.	57
14	Radon concentrations in the library.	58
15	Radon concentrations in the laboratory rooms.	60
16	The relationships between radon emanation and temperature under oven-dried condition.	68
17	Radon emanations affected by discharged moisture.	69
18	Radon emanations affected by discharged moisture.	70
19	Temperature and discharged moisture affecting on radon ema- nation from asbestos cement sheets.	72
20	Relationships between effective leakage areas and air change rates.	74
21	The difference of radon concentrations between crawl-spaces with and without covers on the ground.	76
22	Locations of ventilation openings.	78
23	The difference of radon concentrations between the crawl-space with and without the ventilation openings.	79

24	Seasonal variation of radon concentration in the crawl-space in case of the high air tightness house in northern Japan.	80
25	Diffusion reduction rates of softwoods.	83
26	Diffusion reduction rate of Sitka spruce boards.	84
27	Diffusion coefficient of radon through Sitka spruce boards. . .	85

第 1 章

緒言

日本の住宅は、かつて木製の窓や戸を有するものが多数を占めていた。しかし、ここ 10-20 年の間、急速にアルミニウム製の窓や戸が普及し、その結果、住宅の気密度が高くなった。更に、空調機器の普及にともなう省資源、省エネルギーの点から住宅の気密度は年々高くなる一方である。それに伴って屋内空気の汚染という問題が生じた。

屋内空気汚染の問題としてまず取り上げられたのは塵、カビやダニなどの微生物、あるいはタバコの煙などである。更に、ここ 10 年ほどの間にそれらとは全く異なる問題が取り上げられるようになった。それは、屋内に存在する自然放射性物質のラドンである。

北欧や北米などの住宅は、防寒などの目的からその気密度は高い。従って、

それに関連する屋内ラドン濃度の研究は古くから行われてきた。日本での屋内ラドンの研究はまだ端緒の途についたばかりである。日本の住宅は一般にその気候的特徴である高温多湿を防ぐために、高床構造になっており、1階の床下部分に空間を有している点が、欧米の住宅構造と大きく異なる。従って、日本における住宅を中心とした様々な建造物内の放射能環境の実態、すなわちラドン濃度分布を把握し、その低減策を確立することは、重要な課題である。

ラドンからの放射能が健康に与える影響について、いまだ明らかになっていないとは必ずしもいえない。しかし、住環境に関係する材料と住宅を扱う我々の分野では、生活環境における長時間の放射能被曝による人体への有害性の増大の観点から、住環境において人為的にラドン濃度を高くすることのないように、ラドンの挙動に対する基礎的な知見を得て、これを低減させるための技術的基礎を確立すべきである。本研究ではこれらの点を鑑み、以下のような目的で行った。

1. ラドン散逸量測定のための測定法の確立と改良。
2. 近年、木造住宅において多量に使用される無機建材からのラドン散逸量の定量的把握。
3. ラドンの散逸過程の分析。
4. 木造住宅内でのラドン濃度分布と、それに関連する住環境因子の把握。

5. 木造住宅における気密度の測定方法の確立と、その評価。
6. 木造住宅内ラドン濃度と鉄筋コンクリート (以下、RC 造) 建造物内ラドン濃度との比較による、前者の優位性の評価。
7. RC 造住宅の増加に伴い、木材を内装材料として使う場合のラドン拡散阻止能の評価。

第 2 章

ラドン、トロンについて

2.1 従来の研究

放射性物質の存在が明るみになったのは 19 世紀の終わり頃、フランスの Becquerel がウラン鉱石から放出される放射線を発見したことに端を発する。それから間もなく Curie and Curie がラジウム、ポロニウムを発見した。

ラドンは、1900 年に Dorn によりその存在が認められた。また 1902 年に、Elster と Geitel が洞穴内の電気伝導度の実験からラドン娘核種の存在を明らかにした。

20 世紀初頭から中頃まで、ラジウムとラドン、及びその娘核種は、放射能湿布、時計の文字盤の夜光塗料など、医療や工業の分野で使用されてきた。

しかし、従来の研究によると“ラドン、トロンは人間にとって有害である”と言う結論が明らかにされている。古くは16世紀に遡り、中部ヨーロッパ、エルツ山脈のサクソン側にあるシュネーベルグ鉱山の鉱夫達の間には“山の病気”と呼ばれていた奇病があり、この病気で若くして死ぬことが報告されていた。これは後に肺癌であることが判明したが、その原因は不明であった [小林 89]。ラドンによる肺癌の発症は今世紀になってから指摘された。第2次世界大戦以降各国でウラン鉱夫についての疫学的調査が行われ、ラドンによる被曝量増加と肺癌発症の危険性との関係付けられるようになった。環境におけるラドンの研究は、1982年の国連科学委員会 (UNSCEAR) の報告書で明らかにされ [UNSCEAR82]、また米国環境保護庁 (EPA) やスウェーデン国立放射線研究所¹ はラドンのリスクと他のリスクについて報告した [小林 89]。そして、住宅で使われている建材や様々な地域の土壌からのラドン散逸量についての報告や、屋内ラドン濃度についての報告が多数ある²。

また、屋内ラドン濃度と換気についての報告もあり³、換気が行われると屋内ラドン濃度は顕著に減少する [UNSCEAR82]。

日本では自然環境中のラドン研究の歴史は古く、いわゆるラドン温泉など

¹Swedish National Institute of Radiation Protection

²例えば, ALTER83, CHRUSCIELEWSKI83, CLIFF83, FLEIS-
CHER83, GEORGE83A, GESELL83, INGERSOLL83, JOHN-
SON83, KAHN83, NERO83ab, PRICHARD83, SCIOCCHETTI83, SCOTT83, STEIN83

³例えば, GEORGE83B, NAZAROFF83

については多数の測定や研究が行われてきた。しかし、家屋内ラドン濃度については、日本のほとんど全ての家屋は建造物に放射能を含まず、屋内、外でのラドン娘核種濃度は等しいと考えられていたことから、屋内ラドン濃度についてはこれらの測定、研究があまり行われていなかった。しかし第1章で述べたように、近年、日本の住宅の気密性能の向上にともない、住環境放射能に対する関心が高まりつつあり、1982年のUNSCEARの報告書をきっかけに日本でも本格的な調査が始められた。大気中のラドン濃度の測定は、例えば飯田らによって報告されている[飯田89, IIDA88]。それによると、平野部、海上に比べて山間部のラドン濃度は高い。また、屋内ラドン濃度は季節変化を示すが、それは生活習慣に依存している。全国レベルでのラドン濃度の報告もあり、屋内、外でのラドン濃度の比は約2:1であるとしている[阿部89]。

2.2 ラドン、トロンの危険性

人間が被曝する放射線には自然放射線、医療放射線、核実験や原子力発電による核反応生成物からの放射線などがあるが、そのうち自然放射線が最も大きく全体の83%とされており、その中の約57%がラドン、トロンとそれらの娘核種である[UNSCEAR82]。すなわち、人間が被曝する放射線の約50%は、このラドン、トロンとその娘核種によるものである。

ラドン、トロンが α 崩壊するときに放出される α 線は、4.6–7.69 (MeV) の高いエネルギーをもち、生物体に強い電離作用を及ぼす。特に人間の気管支上皮組織は α 線に直接照射されると染色体異常をひきおこす危険性が高いとされている [EISENBUD79]。ラドンとその娘核種は、その直径が $0.001(\mu\text{m})$ の微粒子状で空気中に漂い、空気中の塵 (エアロゾル) に付着した後、肺に吸入される。その一部は肺の気管支上皮組織にラドンとその娘核種をも含めた実効半減期⁴ 約 40(min) 以上付着し、そこで α 崩壊して至近距離で体細胞を照射するため、肺ガンをひきおこす原因となる。また、その他の長寿命娘核種は骨や腎臓に移行すると考えられている [EISENBUD79]。

ラドンとガンの関係についての報告はいくつかあり [HESS83, MIFUNE92]、ウラン鉱山での調査で労働環境でのラドン濃度と肺ガン罹患率とは正の相関関係が報告されているほか [SOWBY81]、国連の委員会でも“ラドンは人間にとって有害物質である”との結論を出している [UNSCEAR82]。また 1992 年には米国の上院議院で、住宅を販売する際、ラドン濃度の数字を提示することを義務づける法案が可決した。

⁴生体内に存在する放射性同位体の半減期

第 3 章

理論

3.1 放射性核種

自然放射性核種ラドン (^{222}Rn)、トロン (^{220}Rn) は、それぞれラジウム同位体である ^{226}Ra 、 ^{224}Ra の α 崩壊によって生成する不活性希ガスである。ラドン (^{222}Rn) は ^{238}U を始まりとするウラン崩壊系列の中にあり、トロン (^{220}Rn) は ^{232}Th を始まりとするトリウム崩壊系列の中にある (Figure 1, 2)。放射性核種が単位時間内に崩壊する原子数は、そのとき存在する放射性核種の原子数に比例する。これは、崩壊する原子数を N 、時間を dt として、次の 1 階の微分方程式で表現できる。

$$-\frac{dN}{dt} = \lambda N \quad (1)$$

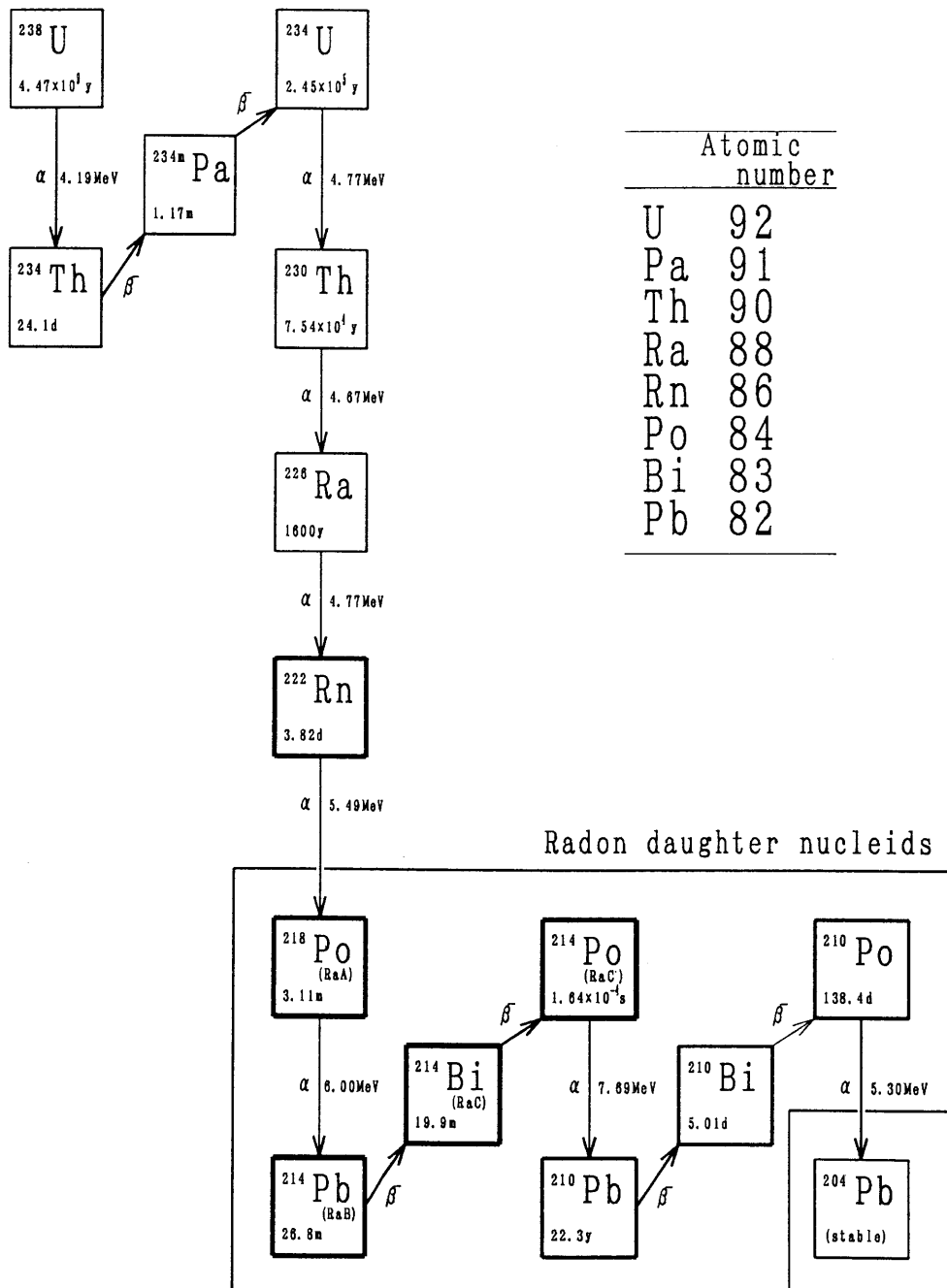


Figure 1: ^{238}U decay chain.

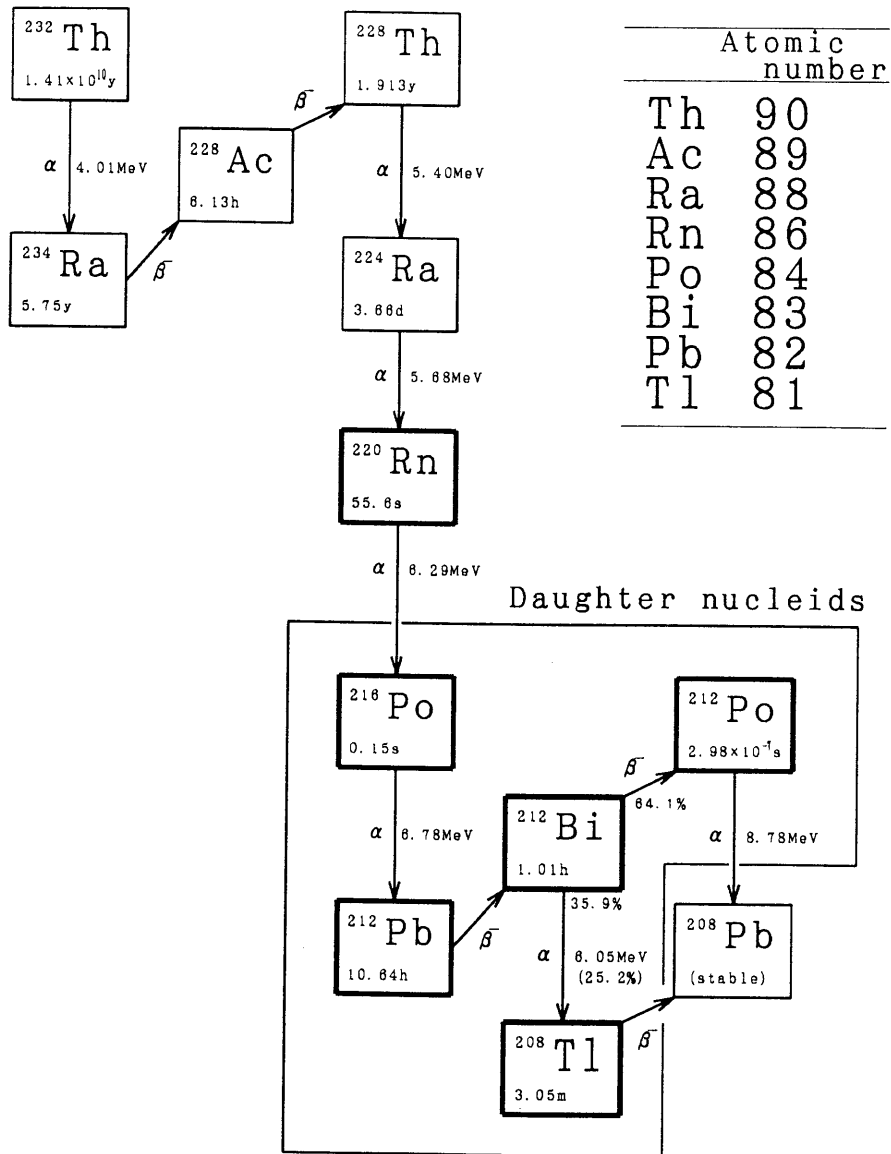


Figure 2: ^{232}Th decay chain.

これを解くと、(2) 式のようになる。

$$N = N_0 e^{-\lambda t} \quad (2)$$

λ : 崩壊定数 (h^{-1})

N_0 : 最初に存在した放射性核種の原子数

放射性核種が崩壊して、最初に存在した原子数の半分になるまでの時間を半減期という。半減期 T は (2) 式より次のように求められる。

$$e^{-\lambda T} = \frac{1}{2} \quad (3)$$

$$\begin{aligned} T &= \frac{\ln 2}{\lambda} \\ &= \frac{0.693}{\lambda} \end{aligned} \quad (4)$$

^{226}Ra は岩石や土壌、建材中に含まれており、 α 崩壊して ^{222}Rn になって一部は大気中に散逸する。 α 崩壊は主に重い原子核にみられ、 α 粒子と呼ばれるヘリウム原子核 (^4_2He) を放出する崩壊である。ある核種 ^A_ZX が α 崩壊して核種 $^{A-4}_{Z-2}\text{Y}$ になることは次のように表すことができる。



A : 質量数

Z : 原子番号

X : 親核種

Y : 娘核種

放射性核種が崩壊して娘核種になり、これも同様に放射性である場合、親核種、娘核種の崩壊定数をそれぞれ λ_1 、 λ_2 、時刻 t での原子数を N_1 、 N_2 とすると以下の式が成り立つ。

$$-\frac{dN_1}{dt} = \lambda_1 N_1 \quad (6)$$

$$-\frac{dN_2}{dt} = \lambda_2 N_2 \quad (7)$$

換気のない空間内のラドン、トロンの濃度増加 (ビルドアップ) は次式で表わされる。

$$A(t) = F_r A_0 (1 - e^{-\lambda t}) \quad (8)$$

F_r : 散逸能で、 ^{226}Ra 、 ^{224}Ra の全放射能 A_0 のうち空間に放出される割合

ラドン、トロンの娘核種 ^{218}Po 、 ^{216}Po の濃度は (6) — (8) 式より以下のようになる。

$$\frac{dN_2(t)}{dt} = \lambda_1 F_r A_0 (1 - e^{-\lambda_1 t}) - \lambda_2 N_2(t) \quad (9)$$

N_2 : ^{218}Po 、 ^{216}Po の濃度

λ_2 : ^{218}Po 、 ^{216}Po の崩壊定数

ラドン、トロンは崩壊して Bi、Pb、Po などの娘核種を経て、最終的に鉛の安定同位体 ^{206}Pb 、 ^{208}Pb になる。その間、 α 崩壊ではヘリウム原子核であ

る α 粒子を、 β 崩壊では電子 (0_1e) である β 粒子を出し続ける。ラドンの半減期は平均 3.8 日であるが、その娘核種を含めた実効半減期は約 40(min) である [EISENBUD79]。トロン半減期は、その娘核種も含めてラドンのそれと比べると非常に短いのであまり問題にはならない。

しかし、ラドンとトロンを厳密に分離して測定するのは困難で、一般にはラドン、トロン双方からの α 線を測定する。

放射能の単位として、崩壊が1秒あたりに起こる回数である崩壊率をベクレル (Bq) または (dps) とする。1 (g) のラジウムの崩壊率を1キュリー (Ci) とよび、これは 3.7×10^{10} (Bq) に相当する。また、単位体積当りの放射能濃度として (Bq/m³) を用いる。この他に、放射線防護の目的として、鉱山労働者の作業環境、作業条件に合わせて設定されたラドン濃度として WL(ワーキングレベルまたは作業レベル) という単位がある。これは、1(cm³) の空気中に存在するラドンの短寿命娘核種の任意の混合物から、崩壊にともなって放出される α 線のエネルギーの合計が 1.3×10^5 (MeV) である時、その空気中のラドン濃度を1(WL) といい、これは娘核種の平衡等価濃度 3700(Bq/m³) に相当する。また、1WLM(作業レベル月) は、1カ月の標準労働時間 170(hr) の間、1(WL) のラドン濃度の環境中にいた場合の被曝積分量である。

放射線が通過している物質の単位体積当りに吸収されるエネルギーのことを

その物質の受ける放射線量という。この単位で比較すると、 α 線が生物に及ぼす効果は、他のどの放射線よりも大きく、X線、 γ 線の20倍、中性子及び陽子の2-10倍大きい[筧86]。

なお、本研究では放射能濃度としてBqを用いる。

3.2 気密性能評価

屋内ラドン濃度は換気率によって大きく変化する。そこで、木造住宅の気密性能を評価するために換気回数と有効開口面積について測定した。

3.2.1 換気回数

換気回数は、単位時間に屋内の気体が入れ替わる回数であり、次式で表される。

$$n = \frac{V}{R} \quad (10)$$

n : 換気回数 (h^{-1})

V : 換気量 (m^3/h)

R : 屋内容積 (m^3)

換気回数の測定には一般に特定のガス濃度変化を観測する方法が使われている。この方法は、一定量のトレーサーガスを継続発生させ、その増加速度を

測定するか、あるいは多量のトレーサーガスを一時に屋内に拡散させ、その減少速度を測定し、これより換気回数を算出する。算出に用いられる式は次のように求められる [堀江 73]。室外へ流出する空気量を V_1 (m^3/h)、屋内空気のトレーサーガス濃度を k_i ($\text{m}^3/\text{m}^3\text{air}$)、屋内へ流入する外気量を V_2 、外気のトレーサーガス濃度を k_a とする。一方、屋内において発生するトレーサーガスを k (m^3/h)、屋内容積を R (m^3) とすれば dt 時間内での屋内のトレーサーガス量は次式で表すことができる。

$$V_2 k_a dt + k dt - V_1 k_i dt = R dk_i \quad (11)$$

屋内の絶対温度を T_i (K)、外気の絶対温度を T_o (K) とすると任意の時刻 t における屋内のトレーサーガス量は次式になる。

$$k - V_1 \left(k_i - \frac{T_o k_a}{T_i} \right) = \left(k - V_1 \left(k_0 - \frac{T_o k_a}{T_i} \right) \right) e^{-\frac{V_1 t}{R}} \quad (12)$$

k_0 : $t = 0$ における屋内トレーサーガス濃度

$T_o/T_i \approx 1$ とすると、 $V = V_2 = V_1$ となり、(10), (12) 式から

$$k - V(k_i - k_a) = (k - V(k_0 - k_a)) e^{-nt} \quad (13)$$

となる。トレーサーガスを発生させて屋内の濃度がある値になったときにトレーサーガスの発生をとめ、この時の濃度を k_0 、時刻 $t = 0$ とすれば次式に

なる。

$$n = -\frac{2.303}{t} \log \left(\frac{k_i - k_a}{k_0 - k_a} \right) \quad (14)$$

ある時刻 t における k_i を実測し、この式に代入すれば、換気回数を算出することができる。

3.2.2 有効開口面積

気体が狭い開口部を流れる場合には、摩擦などによって圧力が失われる。開口部の大きさに対し壁厚が小さい場合、入口の抵抗で流路がせまくなったまま気体が噴出することになるので、開口部内での摩擦による圧力損失はない。しかし、開口部や開口端部の形状などによる圧力損失があり、その係数を ζ とすると、圧力損失 Δp_T (開口前後の全圧の差、 kgw/m^2) は、次式になる [佐藤 78]。

$$\Delta p_T = \zeta \int \frac{\gamma}{g} v dv \quad (15)$$

$$= \frac{\zeta \gamma v^2}{2g} \quad (16)$$

ζ : 圧力損失係数

v : 空気の平均流速 (m/s)

γ : 空気の比重量 (kgw/m^3)

g : 重力加速度 ($9.807\text{m}/\text{s}^2$)

また、流路の長さが無視できない開口部を気体が行れる場合、開口部内の摩擦などにより圧力が失われるので、 ζ は次のようになる。

$$\zeta = \Sigma \zeta_k + f \frac{l}{d} \quad (17)$$

$\Sigma \zeta_k$: 入口、出口、曲がりなどの圧力損失係数の和

f : 開口部内の摩擦係数

l : 開口部の流路長さ

d : 開口部の直径 (開口部が矩形の場合、 d は円相当径になる)

面積 A (m^2) の単純な開口部の両側に圧力差 Δp (kgw/m^2) が加わると、空気流量 Q (m^3/s) との間には次式が成り立つ。

$$Q = \alpha A \left(\frac{2g\Delta p}{\gamma} \right)^{\frac{1}{2}} \quad (18)$$

α : 流量係数 ($\alpha = \zeta^{-\frac{1}{2}}$)

この αA を一般に有効開口面積と呼ぶ。

しかし、建造物に存在する多くの開口部では (18) 式に示されるように、空気流量が圧力差の $1/2$ 乗に比例するという関係は成立しないため、測定値を次式で表す。

$$Q = Q_0 (\Delta p)^{\frac{1}{n_s}} \quad (19)$$

Q_0 : 基準圧力差で開口部を流れる空気流量 (通気量、 m^3/s)

n_s : 隙間特性値

隙間特性値 n_s は実験値で、開口部の大きさ、形状などにより異なる。大きな開口部では $n_s \approx 2$ 、小さな開口部では $n_s \approx 1$ になる。隙間特性値の求め方は、通気量 Q と圧力差 Δp をそれぞれ両対数グラフの X 軸と Y 軸にとり、その傾きを n_s とする。

(18), (19) 式から、 αA は次式になる。

$$\alpha A = Q_0 \left(\frac{\gamma}{2g} \right)^{\frac{1}{2}} \Delta p^{\frac{1}{n_s} - \frac{1}{2}} \quad (20)$$

第 4 章

ラドン濃度測定

4.1 概要

ラドン濃度の測定には、以下のような方法があるが、外部のエネルギーを使用しない受動型 (いわゆる passive 型) と外部よりエネルギーの供給を受ける能動型 (いわゆる active 型) に分類できる。ラドンやトロンの濃度を測定するモニタには前者が、娘核種のモニタには後者が使われることが多い。

1. Grab sampling

ある時刻における濃度を測定し、それを適当な時間間隔で繰り返して長時間の平均値を求める測定方法。気体をポンプなどで循環して測定することから active 法の一つである。例. 電離箱法、シンチレーションセル法

2. 連続測定

^{222}Rn (Rn)、 ^{220}Rn (Tn) 濃度を連続して測定する方法。これもやはり active 法の一つである。例. シンチレーションセル法、二重フィルタ法

3. 積算型モニタ

主として、気体の自然循環によって長時間の積分値を測定する方法であり、passive 法に含まれる。

検出体としては固体飛跡検出器¹である熱ルミネッセンス素子²、活性炭、写真用フィルム、CNフィルム³、ポリカーボネートなどがある。

シンチレーションセルは、100–300(cm^3)の一端が透明な窓になっている密閉容器の内側にシンチレータを塗布してある。シンチレータは、放射線が放出するエネルギーの一部によってシンチレーションと呼ばれる光を発するものである。この光を光電子増倍管によって電気パルスに変換する。シンチレータには、無機、有機及び気体の各種がある。コネクタが1個しかついていないセルを使用する場合には、容器内の空気を真空ポンプで排除し真空状態にした後バックグラウンドを測定し、次に試料空気を容器内に封入して計数する。コネクタが2個ついている容器はポンプによって通気させて試料空気を採取する。光電子増倍管は、シンチレータから入射する光に比例した個数の電子を放出させ、

¹solid-state track detector、略称 SSTD

²thermoluminescence dosimeter

³硝酸セルロース、cellulose nitrate

これを加速して二次電子放出過程による電子数の増倍を何度も繰り返させ、微弱な光をその光量に比例する大きな電子パルスに増幅する電子管である。

本研究では、住宅内などの平均的なラドン濃度を測定するのに適した passive 法の積算型モニタであるカップ型ラドンモニタと静電式積分型ラドンモニタ、そして固体飛跡検出器は CN フィルムを使用した。また、建材からのラドン散逸量測定にも上記のモニタと CN フィルムを使用した。また、木材薄板のラドン拡散阻止能の測定には上記の方法の他に、連続測定の一つであるシンチレーションセル法も用いた。以下に、各々の詳細を述べる。

4.2 カップ型ラドンモニタ

アルミニウムでつくられたカップの容器の底に検出器を置き、頭部に核種流入阻止のためのフィルタを設置する(塵に付着したラドン娘核種がフィルタによって捕らえられるため)。検出器には容器内ラドン、容器内壁に付着したラドン娘核種、検出器表面に付着したラドン娘核種からの α 線が入射する。

カップ型ラドンモニタの形状を Figure 3 に示した。ラドン及びトロンの一部は、メンブレンフィルタ⁴内を拡散してカップ内にはいる。ラドン娘核種とエアロゾルはフィルタで濾過される。カップ底面中央部に付けた CN フィルム

⁴TOYO, ADVANTEC A080A047A, 孔径 0.8 μm

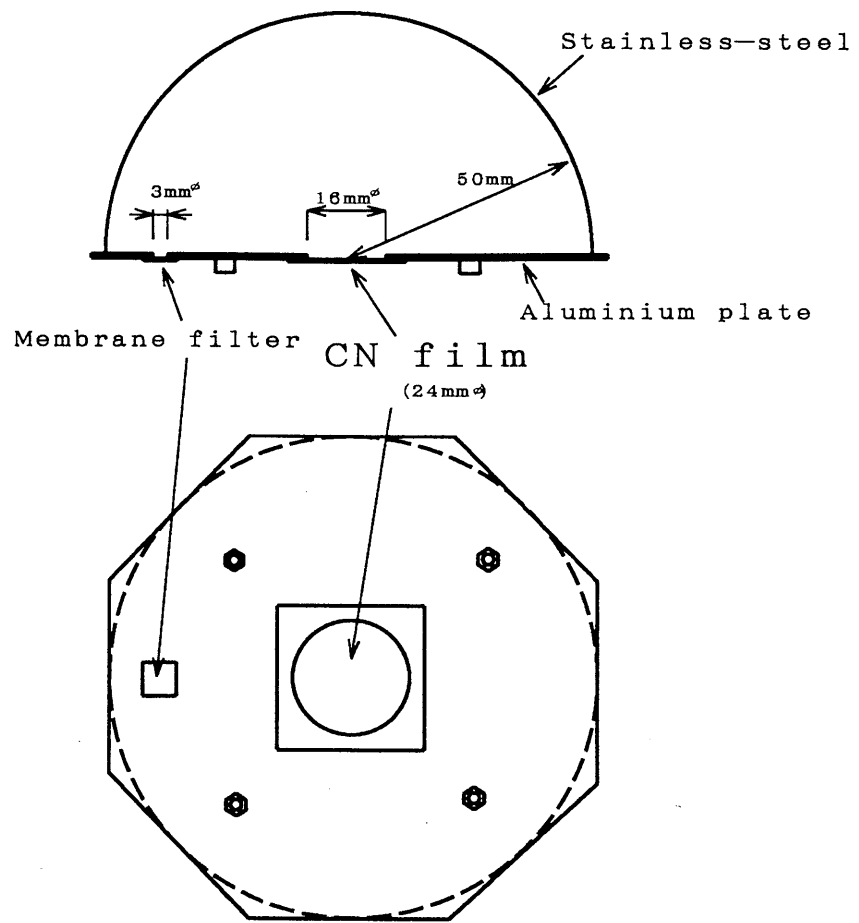


Figure 3: Cup type radon monitor.

でラドン及び内部で生成したラドン娘核種から放出される α 線を検出する。

4.3 静電式積分型ラドンモニタ

モニタ内でラドンを含む空気はフィルタを通して交換され、五酸化ニリン (P_2O_5) で除湿される。捕集電極は負電位にされ、ラドン娘核種のうち、 ^{218}Po (RaA : 正に帯電) が静電捕集される。捕集面と電極は 1(cm) 離れており、この間に RaA の α 線は減速され、一様な直径のエッチピットを形成する。

静電式積分型ラドンモニタの概略図を Figure 4 に示した。カップ型ラドンモニタと同様に、ラドン及びトロンの一部がフィルタを通してモニタ内に流入する。装置系の換気回数は $0.75(h^{-1})$ であるので、容器内部のトロン濃度は、外部の 2 (%) 以下である [飯田 85]。モニタ内のラドンは α 崩壊により ^{218}Po (RaA) を生成する。 ^{218}Po は正に帯電しているため [IIDA88]、静電場によって負に印加されているアルミ蒸着マイラー膜上に捕集される。RaA から放出される $6.0(MeV)$ の α 線はアルミマイラーと空気層 10(mm) で減速されて CN フィルムの表面に入射し、検出される。捕集電極の構造上 ^{214}Po (RaC') の α 線は減速が不十分なのでエッチピットを生成しない。また、捕集電極の構造により、CN フィルムに入射する RaA の α 線のエネルギーは限定されるので、エッチングの不確定さを避けることができる [IIDA88]。このため、カップ型ラドンモニ

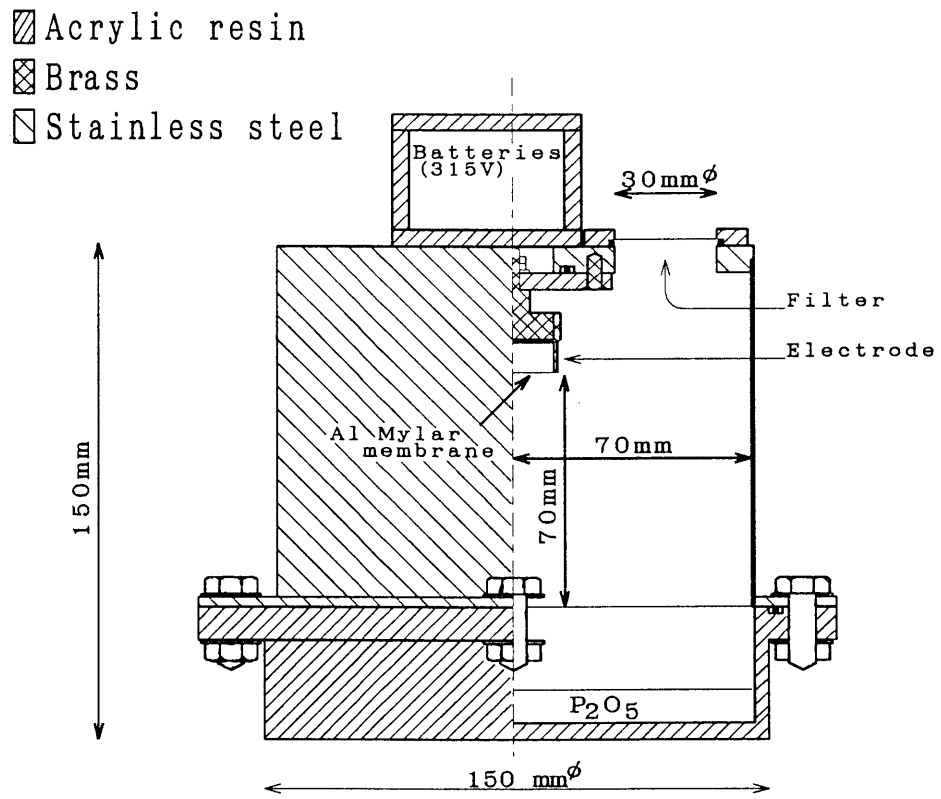


Figure 4: Electrostatic integrating radon monitor.

タに比べると精度の高い測定が行える。また、RaA の捕集電極効率は湿度依存するため [飯田 89]、五酸化ニリンを用いモニタ内空気を除湿した。

4.4 CN フィルム

カップ型ラドンモニタ、静電式積分型ラドンモニタのいずれにも検出器として CN フィルム⁵ を用いた。CN フィルムは、厚さ 100(μm) のポリエステル上に、硝酸セルロースを 13(μm) の厚さで赤色にコーティングしてある。CN フィルムは、 α 線が当たることにより微細な飛跡が生じる。これを現像処理 (エッチング処理) することによって、光学顕微鏡レベルで観察できるまでに広げた穴 (エッチピット) を数えるものである。

4.4.1 CN フィルムの現像

検出器として用いた CN フィルムは、以下の手順で現像処理 (エッチング処理) を行う。500(cm^3) のトールピーカーに 2.5N の NaOH 水溶液を入れ、恒温槽⁶で 60 ± 0.5 °C に保つ。

1. NaOH 水溶液 (2.5N、60°C) で 100–180(min) 現像。
2. NaOH 水溶液処理した後、10–30 (min) 水洗処理。

⁵LR 115 type II, Kodak-Pathé, 8-26 rue Villiot 75594, Paris Cedex 12, France.

⁶KOMATSU-YAMATO COOLNICS CTE-120

3. エタノール 50 % 溶液中に 2 (min) 放置。
4. 10 (min) 水洗処理。
5. 自然乾燥。

現像する前に NaOH 水溶液の濃度が不均一であるとエッチングが一定でなくなるため、十分にかく拌を行う。処理中ビーカー内に対流が生じるとエッチングが進みすぎるため、かく拌してはならない。また蒸発によっても対流が生じるためビーカーには断熱材で蓋をする。自然乾燥を終えた後、CN フィルムのエッチピットを次の方法で計数した。

4.4.2 エッチピットの計数

現像、乾燥処理を終えたフィルムは、万能投影機で拡大し、計数を行う。しかし、この計数方法は多大な労力と時間を要するので、自動計数法を確立するために画像解析装置を用いた計数を試みた。

CN フィルム上のエッチピットは光学顕微鏡⁷を通し、画像解析装置⁸に画像を記録し、自動的に計数した。

⁷ZEISS フォトマイクロスコープ III

⁸KONTRON, ZEISS IBAS2

4.4.3 万能投影機による計数

万能投影機によるマニュアル計数を行った。フィルムを50倍に拡大し、肉眼でエッチピットを計数した。

万能投影機で1回に計数する面積は、エッチピットが生成している面積の1/3である。そこで、取り込む画像の範囲を重ならないように、エッチピットのある範囲をフィルムを動かし、都合4回計数した。

4.4.4 標準フィルム作成

画像解析装置によるエッチピットの計数は、顕微鏡光源の強度により計数値が大きく異なってしまう。そのため、画像解析装置を使いエッチピットの計数を行う前に、 α 線を直接照射してエッチピット数が理論的に既知の標準フィルムを作成した。標準フィルム作成に使用した装置を、Figure 5に示した。

α 線源として、5550 (Bq) の ^{241}Am を用いた。 ^{241}Am は5.5 (MeV) の α 線を放出する。この α 線の飛程は大気圧760 (mmHg)で4.0 (cm)である。CNフィルム上にエッチピットが観測されるエネルギーは、140 (min)の現像で0.3–4.5 (MeV)である [飯田 83]。そのため、 ^{241}Am から放出される α 線を、エッチピットが最も顕著に生成される2.5 (MeV)までエネルギーを落として、CNフィルムに当てる。飛程は α 線のエネルギーが大きく、通過する物質が軽いほど長い。

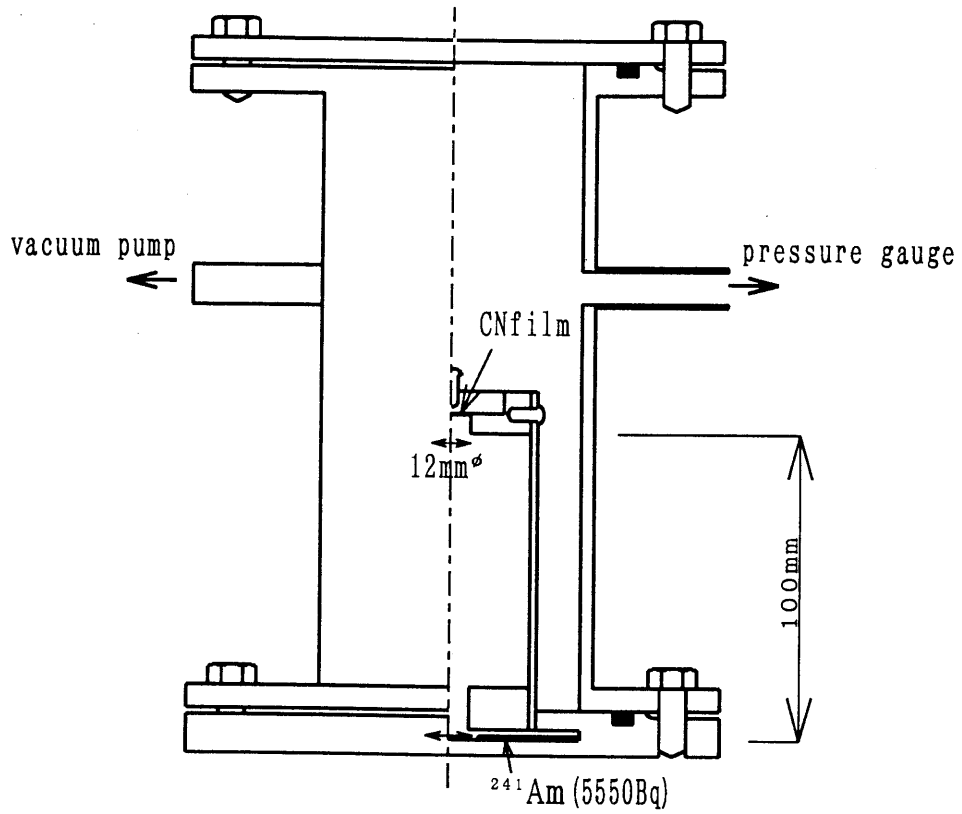


Figure 5: Brass apparatus for standard CN film.

2.5(MeV) の α 線の飛程は 760 (mmHg) で 1.30 (cm) である。装置で線源からフィルムまでの距離は 10 (cm) である。線源から出たときのエネルギーが 5.5 (MeV) の α 線を 10 (cm) で 2.5 (MeV) まで落とすには、760 (mmHg) の大気中で 2.70 (cm) の飛程分エネルギーが失われればよい。よって、(21) 式から 205 (mmHg) まで気圧を下げる。

$$Y = \frac{760(4.0 - X)}{10} \quad (21)$$

Y : 5.5 (MeV) の α 線が 10 (cm) 進む間に飛程 X (cm) エネルギーになる時の気圧 (mmHg)。

^{241}Am から放出された α 線がフィルムに当たる数の理論値は、1 (min) で 200 (tracks/cm²) である。本実験では 1, 3, 5, 7 及び 9 (min) 照射した。即ち 200, 600, 1000, 1400 及び 1800 (tracks/cm²) の標準フィルムを作成した。

4.4.5 画像解析装置による計数

フィルム表面を光学顕微鏡でグリーンフィルタを通して拡大し、画像解析装置にかける。取り込んだ画像は、低周波フィルタをかけ、全体の光源むらを取る。そして、二値化処理した後エッチピットを自動的に計数した。

画像解析装置で 1 回に計数する面積は、エッチピットが生成している面積

の1/4である。そこで、取り込む画像の範囲を重ならないように、エッチピットのある範囲をフィルムを動かすことにより都合4回計数した。

しかし、画像解析装置による計数は、顕微鏡の光源の強度により計数値が大きく異なる。そのため、標準フィルムを計数することによって光源の明るさの設定値を決めた。その結果を Figure 6に示した。この設定値に基づき、実際に建造物内でラドン濃度測定に用いたフィルムを計数し、万能投影機でのそれとの対応をみた。この結果を Figure 7 に示した。万能投影機で計数した値と、画像解析装置で計数した値は、非常に高い正の相関を示した。これを用いて、画像解析装置により短時間で得られるエッチピットの計数を、実際に個数を数えるのとほぼ同じ程度での計数が可能である。

4.4.6 較正定数

測定で使用したモニタのうち、較正定数が得られていない静電式積分型ラドンモニタ (飯田らが開発したもの [飯田 89, 飯田 85, IIDA88] をモデルに作製したもの) について較正定数を求めるための実験を行った。その結果得られた較正定数と、既に得られている較正定数をまとめて Table 1 に示した (39 ページ)。

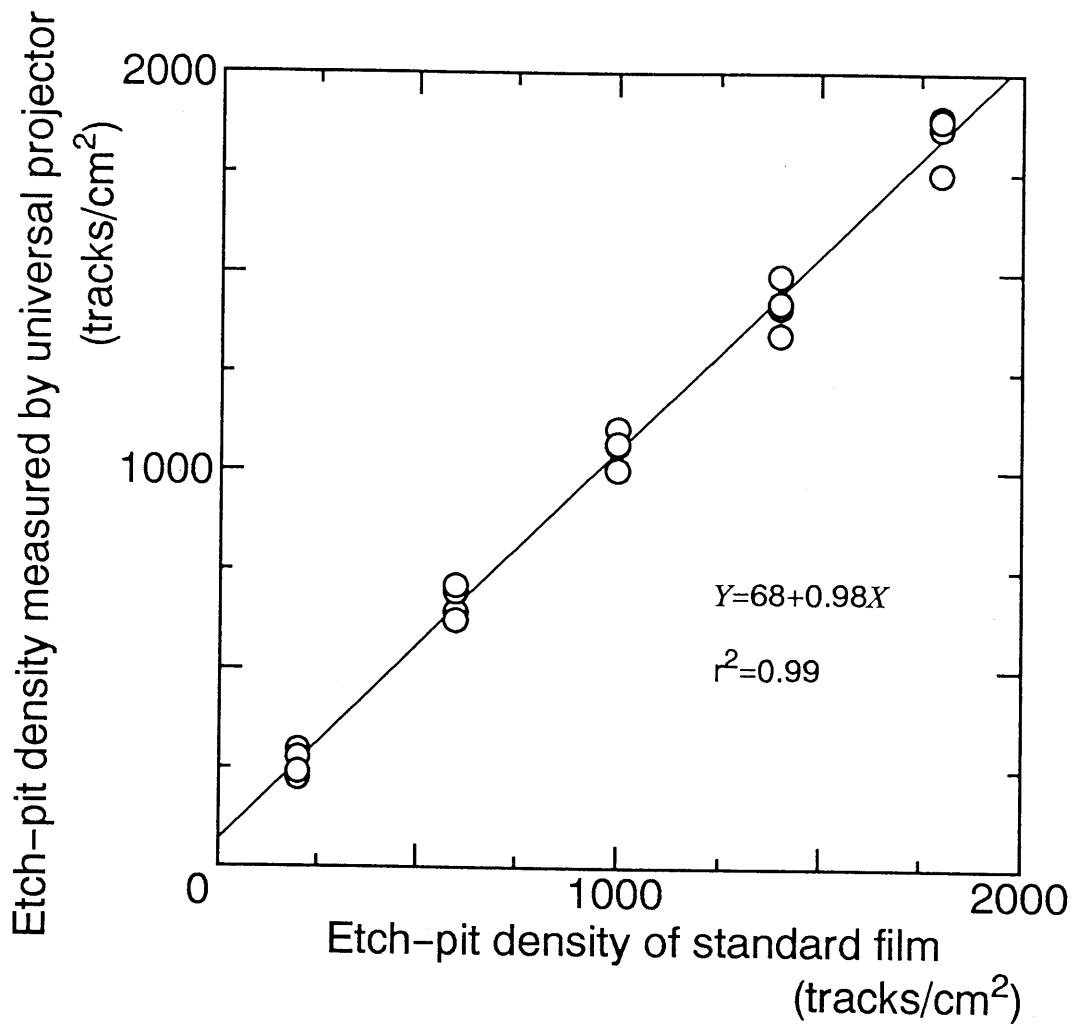


Figure 6: Etch-pit densities of standard CN film measured by image analyzer.

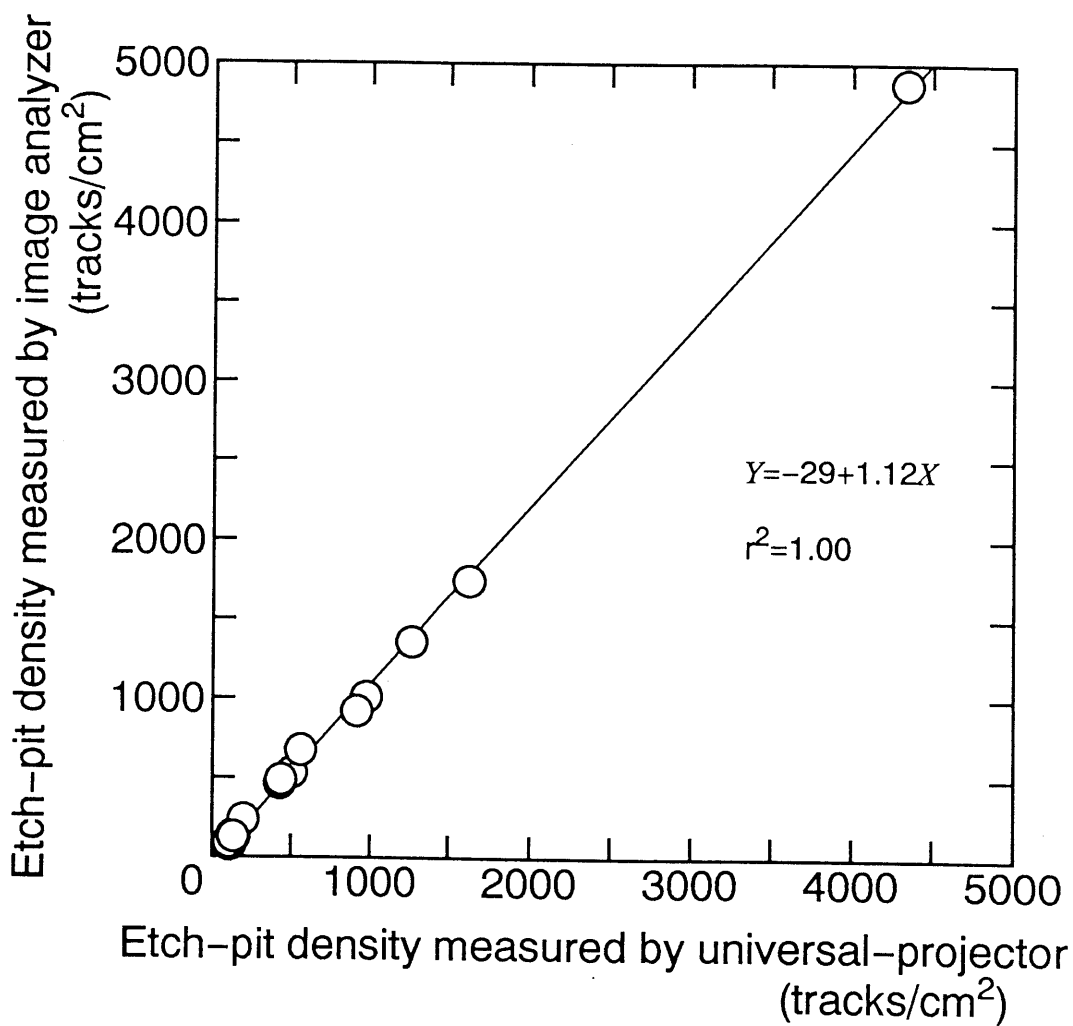


Figure 7: Relationships between etch-pit densities measured by universal projector and those by image analyzer.

4.5 平均ラドン濃度

フィルムに生成したエッチピットを計数した後、較正定数を用いてラドン濃度に換算した。すなわち、

$$X_R = \frac{1}{E} \left(\frac{N}{A} - \frac{N_B}{A_B} \right) \quad (22)$$

X_R : 積分ラドン濃度 (Bq m⁻³ h)

E : 較正定数 (tracks cm⁻² (Bq m⁻³ h)⁻¹)

A : 計数面積 (cm²)

N : A 内のエッチピット数 (tracks)

A_B : バックグラウンドの計数面積 (cm²)

N_B : A_B 内のバックグラウンド エッチピット数 (tracks)

測定時間 T (h) 間の平均ラドン濃度 C (Bq/m³) は、次式により求められる。

$$\begin{aligned} C &= \frac{X_R}{T} \\ &= \frac{1}{T} \int_0^T C(t) dt \end{aligned} \quad (23)$$

T : 測定時間 (h)

C : 平均ラドン濃度 (Bq/m³)

$C(t)$: 時刻 t でのラドン濃度

4.6 建材及び土壌のラドン散逸量の測定

建造物内ラドン濃度を高くしている因子として、無機建材が最も大きいと考えられる。本研究ではそれを確認する目的で、無機建材及び比較対照として木質系建材のデシケータ内でのラドン散逸量を測定した。

4.6.1 測定方法

固体中での ^{222}Rn 放射能を求めるには、固体中の ラジウム (^{226}Ra) の濃度を測定する方法がある。しかし、本研究では 建材からの ^{222}Rn の散逸量 (Bq/kg) データを得る目的で、デシケータ内に建材試料とカップ型ラドンモニタを入れて飽和ラドン濃度の測定を試みた。また、屋内ラドン濃度を測定している建造物の床下の土壌についても同様の測定を行った。

試料はあらかじめ風乾し、大きな塊は粉碎し、約 $2 \times 2 \times 0.5$ (cm) 以下にした。そして、容量 $1400(\text{cm}^3)$ のデシケータ中に、 150 (g) の試料と CN フィルムをはりつけたカップをいれ測定を行った。これらのデシケータを 24°C 、 50% R.H. に調整した恒温恒湿装置⁹に入れ、 60 日間測定を行った。

⁹TABAI, PR-3A

4.6.2 水分量及び温度を変化させた測定

建材や土壌は、それに含まれている水分量や温度によってラドン散逸量が変化するものと思われる。そこで建材や土壌の含水率を変え、それらが一定の含水率まで乾燥する間に放出されるラドン量を測定し、水分のラドン散逸の寄与を検討した。更に、温度がラドン散逸に与える影響についても確認した。

水分量

建材及び土壌試料を全乾にした後、吸引ポンプ、霧吹きによって水分量を調整した。この試料を、デシケータにカップとともに入れた。デシケータ内の湿度は、フッ化カリウム (KF) 飽和溶液によって調湿した。これらのデシケータを、4.6.1と同様、24°C に調整した恒温恒湿装置に入れ、60 日間測定を行った。

温度

全乾にした試料を、デシケータにカップとともに入れ、除湿のために、デシケータの底部に五酸化二リンを入れた。デシケータは、0, 24, 40 °C で恒温になっている装置内に設置した。そして4.6.1と同様に60日間測定を行った。

4.6.3 ラドン散逸量

容積 V (m^3) のデシケータ内に M (kg) の建材試料を入れて放置したとき、このデシケータ内の放射能濃度 $A(t)$ は、次式で表すことができる [UNSCLEAR82]。

$$A(t) = \frac{EM}{V} (1 - e^{-\lambda t}) \quad (24)$$

$A(t)$: 時刻 t でのラドン濃度 (Bq/m^3)

E : ^{222}Rn の建材からの散逸量 (Bq/kg)

F_r : 散逸能で建材中の ^{226}Ra の放射能 A_0 (Bq/kg) からその空間内に放出されるラドンの割合 ($E = A_0 F_r$)

λ : ラドンの崩壊定数 (h^{-1})

放置時間 T (h) 間のデシケータ内の平均ラドン濃度 C_d (Bq/m^3) を (25) 式を用いて計算すると次式になる。

$$C_d = \frac{EM}{V} \left(1 - \frac{1}{\lambda T}\right) \quad (25)$$

カップ型ラドンモニタでデシケータ内の平均ラドン濃度を求めれば、(25) 式より建材のラドン散逸量 E を求めることができる。

4.7 建造物内ラドン濃度測定

建造物内ラドン濃度の測定にはカップ型ラドンモニタと静電式積分型モニタを、固体飛跡検出器には CN フィルムを使用した。

4.7.1 測定方法

4.2, 4.3 で述べたカップ型ラドンモニタと、静電式積分型ラドンモニタの双方を用いて行った。測定器の設置にあたってはトロンの影響を避けるため、床や壁から 20(cm) 程度離れた位置に設置した。

4.7.2 測定期間

装置を住居内に設置し、フィルムを 60 日毎に交換し通年測定を行った。CN フィルムを用いたカップ型ラドンモニタでは、60 日間行くと検出下限である数 Bq/m^3 まで測定でき、測定期間を更に長いものにすればより低い濃度まで精度よく測定できる。しかし、季節変化をみるために測定期間を 60 日とした。

静電式積分型ラドンモニタでは、検出下限が $0.7(\text{Bq}/\text{m}^3)$ になっており、60 日間で精度のよい測定が行える [飯田 89]。

4.7.3 建造物内ラドン濃度の測定箇所

測定箇所については、建築構造や使われている建材及び建造場所が異なる様々な建造物を全国9カ所から選び測定した。

測定を行った建造物の詳細を Table 2 に示した。住宅は全国9カ所において測定した。更に、RC建造物や教育環境でのラドン濃度把握のために小、中学校校舎でも測定を行った。測定値のばらつき、季節変動を考慮して、60日間の測定を30 - 40カ月間行った。

Table 1: Calibration factors of radon monitors

Monitor		Calibration factor (tracks \times cm $^{-2}$ (Bq \times m $^{-3}$ \times h) $^{-1}$)
Cup type	radial:60mm	0.00260
	radial:50mm	0.00242
	radial:50mm	0.00208
Electrostatic type		0.051

Table 2: Details of the buildings for indoor radon measurements.

Location		Type of house
Sapporo	House	Wooden
Sapporo	House	Wooden
Morioka	House	Wooden
Morioka	House	Wooden
Funabashi	House	Wooden
Kawasaki	House	Wooden
Okazaki	House	Wooden
Matsuyama	House	Wooden
Kagoshima	House	Wooden
Sapporo	House	RC(detached)
Fukuroi	House	RC(detached)
Kagoshima	House	RC(detached)
Morioka	House	RC(apartment)
Nagoya	House	RC(apartment)
Matsuyama	House	RC(apartment)
Nagoya	Library	RC
Nagoya	Laboratory	RC
Mugi Dist., Gifu	School building	Wooden
Mugi Dist., Gifu	School building	RC

第 5 章

住宅の気密性能の評価方法

5.1 はじめに

屋内ラドンはその発生源から散逸・滞留し、すべての崩壊が終了するまで放射線を出し続ける。しかし、屋内空気が外気と交換される場合は簡単に放射能濃度は下降する。換気回数 n (hr^{-1}) で屋内の空気が換気された場合、屋内ラドン濃度 $C_v(t)$ は次式のようになる [UNSCEAR82]。

$$C_v(t) = \frac{F_r A_0}{V(1 + \frac{n}{\lambda})} (1 - e^{-(\lambda+n)t}) \quad (26)$$

F_r : 散逸能で建材中の ^{226}Ra の放射能 A_0 (Bq/kg) からその空間内に放出されるラドンの割合。

V : 屋内容積 (m^3)

換気率は評価方法としては以下のようなものがあげられる [池田 86]。

1. 換気回数 (居住状態)
2. 漏気量 (非居住状態)

また、測定方法も以下のものに大別される [池田 86]。

1. トレーサーガス法 (トレーサーガスとしては、CO, CO₂, He, N₂O, ⁸⁵Kr, SF₆, C₂H₄, C₃H₈ などがある)
2. 断面積流速法 (室の開口やダクトなどの断面積と、そこでの流速から求める方法)
3. 気密度測定法 (屋内外に圧力差を発生させ、圧力差と流速から求める方法)

本研究では、トレーサーガス法と気密度測定法でそれぞれ換気回数と有効開口面積をそれぞれ求め両者の比較を行った。

5.2 換気回数

トレーサーガスとして CO₂ を使用し、JIS A1406 に従って行った。CO₂濃度測定には環境測定用 CO₂計¹を使用した。まず、大気の CO₂濃度を測定した

¹(株) 富士電機製、ZFP5

後、扇風機で屋内空気をかく拌しながら CO₂ガスを放出し、屋内 CO₂濃度が 5000ppm に達した時点でガスの放出を停止した。その後、CO₂濃度の減少経過を自記記録計で記録した。その一例を Figure 8 に示す。なお、CO₂濃度は床から 1.2m の位置で測定した。同時に、屋内外の温度も記録した。そして、換気回数を (14) 式によって求めた。

5.3 有効開口面積

住宅用気密測定器²及び軸流ファンを有する塩化ビニル製の排気用整流筒を用い、減圧法により行った。測定装置の機器構成を Figure 9 に示した。風速は熱線式風速検出器、圧力はダイヤフラム式差圧計を使用している。整流筒は吸気口形状がベルマウス型になっており、長さ 208 cm、風速測定部分の半径が 7.5 cm で、風速はダクト中心部で検出している。測定器の排気口を窓から屋外に向け、この際生じた隙間(以下、開口部)は密閉した。ファンによって、排気風量をいくつかの段階で変化させ、それぞれの段階で圧力差と風速とが平衡状態になったとき、両対数グラフで横軸に排気流量 Q (m³/h)、縦軸に圧力差 Δp (mmAq) をプロットした。その一例を Figure 10 に示した。なお圧力差は最低 0.1mmAq、最高 2-8mmAq であった。この回帰直線の傾きが隙間特性

²(株) コーナー札幌製、KNS-3000II

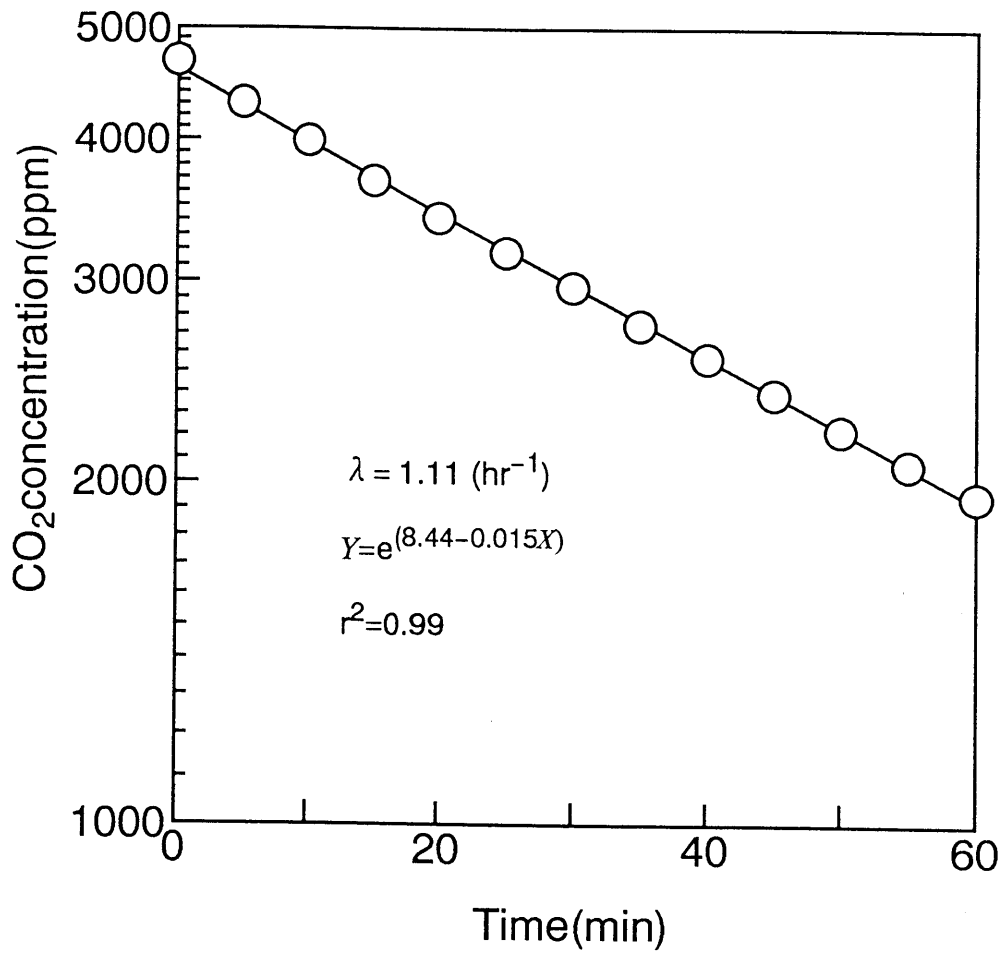


Figure 8: CO₂ gas concentration decay in a room.

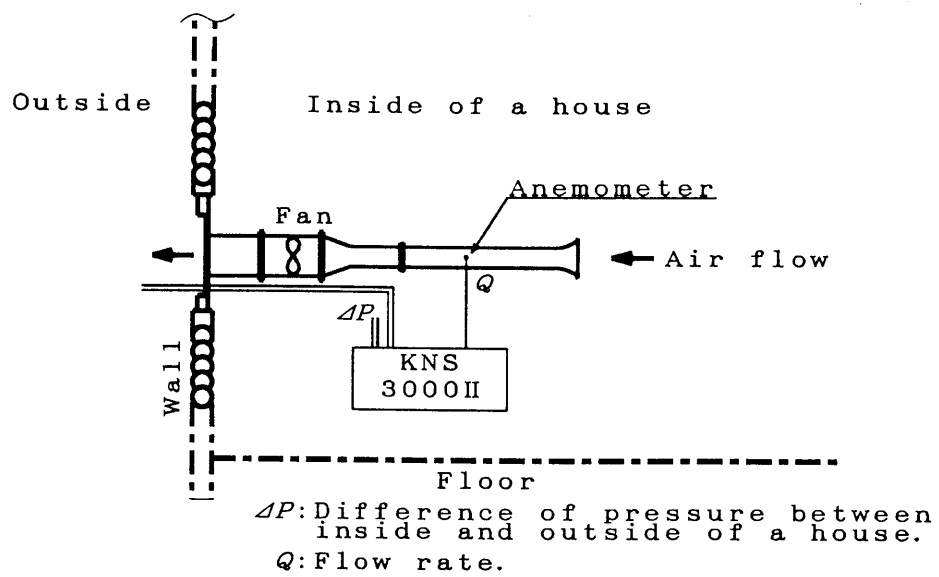


Figure 9: Schematic arrangement of apparatuses for effective leakage area measurements.

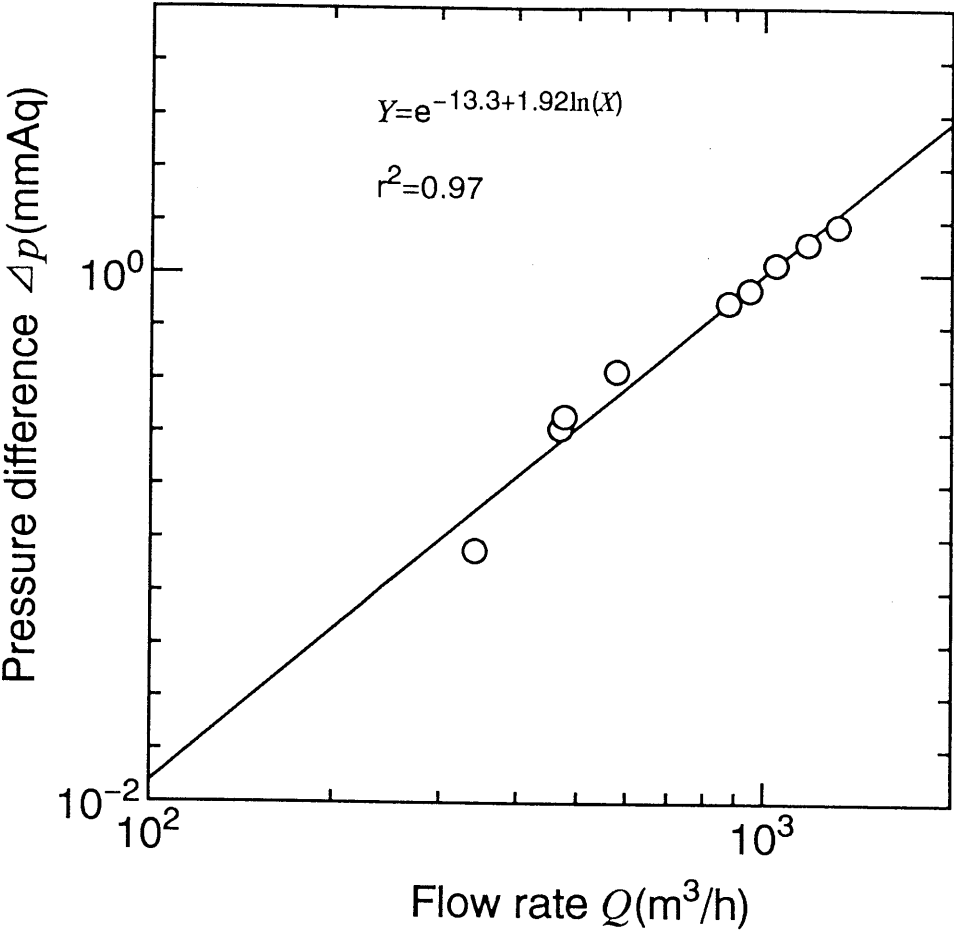


Figure 10: Linearity between flow rates and pressure differences.

値 n_s となり、 $1 < n_s < 2$ の範囲にない場合は再測定した。回帰直線から、基準圧力差である $1(\text{mmAq})$ の時の通気量 $Q_0(\text{m}^3/\text{h}/(\text{mmAq})^{1/n_s})$ を求め、(20) 式より有効開口面積 αA を求めた。

第 6 章

木材のラドン拡散阻止能の測定

6.1 試料

厚さ 1-15(mm) の薄板を拡散するラドンを Table 3, 4 に示した樹種について測定、比較した (53ページ)。試料は円板状に加工した。拡散ラドン量は、カップ型ラドンモニタ、静電式積分型ラドンモニタ、シンチレーションセル法の 3 種類の方法で測定した。なお、試料及び建材は全乾にして測定を行った。

6.1.1 カップ型ラドンモニタによる測定

Figure 11 に示した真鍮の容器に、円板状のまま目板試料 (直径 60mm) をラドン散逸量の多いリン酸セッコウの上側に密着して、容積 1400 (cm³) のデ

シケータ中に入れた。このデシケータ中のラドン濃度をカップ型ラドンモニターで測定し、まさ目板を通過した後のラドン濃度と、まさ目板をはさまない場合のラドン濃度を比較した。

6.1.2 静電積分型ラドンモニターによる測定

Figure 4(24ページ)に示したモニターのフィルタ上側の空気取入れ口に、円板状のまさ目板試料(直径35mm)を密着したモニター及び試料を着けないモニターを、ラドン散逸量の多い石綿スレート板とともに容積78(cm³)のプラスチックボックスの中に入れた。そして、60日間放置した。これによって、プラスチックボックス内のラドン濃度と、まさ目板試料を通過した後のラドン濃度を同時に測定し、比較した。

6.1.3 シンチレーションセル法

2種類のシンチレーションセル及び¹光電子増倍管を内蔵したモニター²を用いた。これは、容積270(cm³)の一端が透明になっている密閉容器の内面に銀で活性化した硫化亜鉛(ZnS(Ag))が塗布しており、 α 粒子に照射されると光を発生するものである。この光パルスモニターに組み込まれている光電子増

¹Pylon社製, 300A 及び PMT-EL

²Pylon社製, ポータブル放射線モニター AB-5

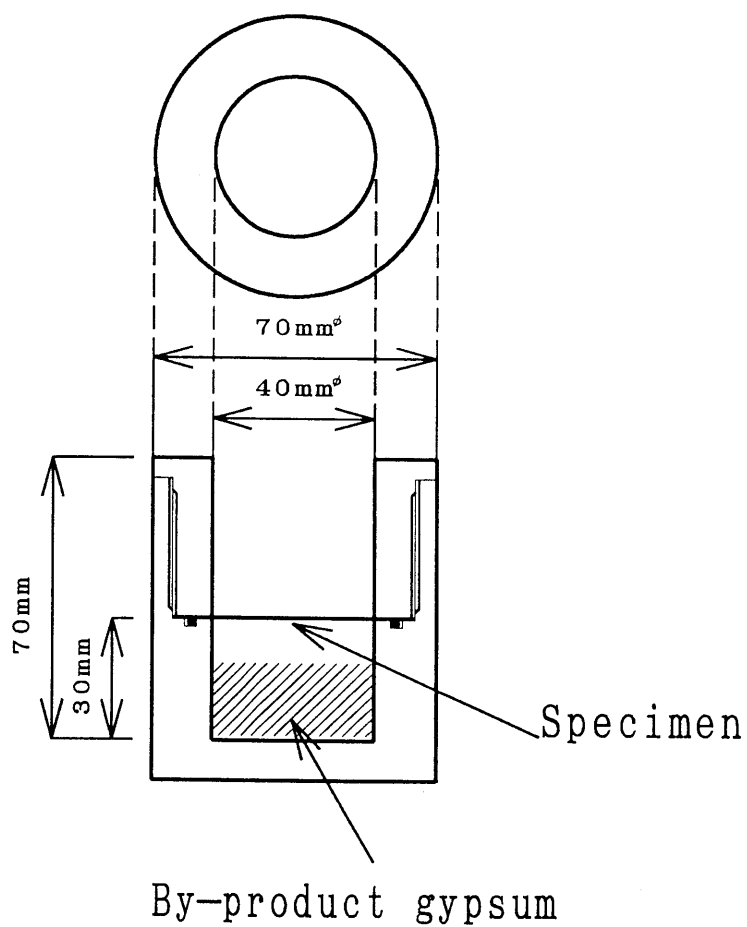


Figure 11: Brass fixture for cup method.

倍管で計数する。2種類のシンチレーションセルは、ZnS(Ag)によって光パルスを計数する点では同じ測定原理であるが、一方は計数の精度をよくするために光電子増倍管側の透明な窓の部分を負電位にしている。測定装置の構成を Figure 12 に示した。試料は、直径 50mm の円板状である。モニタの内蔵ポンプによって試料の内側と外側の空気を循環させる。そして数日間放置し、それぞれのデシケータ内の飽和ラドン濃度を求め、それからラドン散逸阻止能を算出した。

6.2 ラドンの拡散係数

木材中を拡散するラドンの流量 $J(\text{cm}^3)$ は Fick の拡散方程式から次のようになる。

$$\begin{aligned} J &= -D \frac{\partial n}{\partial x} A \\ &\approx -\frac{DA}{\delta} (n_{\text{in}} - n_{\text{out}}) \end{aligned} \quad (27)$$

D : ラドンの拡散係数 (cm^2/sec)

δ : 試料の厚さ (cm)

n_{out} : 試料外側のデシケータ内ラドン濃度 (Bq/cm^3)

n_{in} : 試料内側のデシケータ内ラドン濃度 (Bq/cm^3)

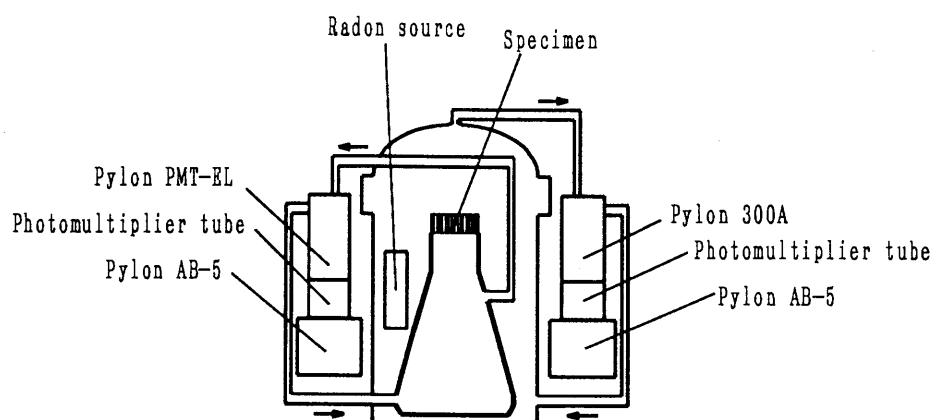


Figure 12: Scematic diagram of apparatus for scintillation method.

A : 試料の面積 (cm^2) また、

$$\frac{dn_{\text{in}}}{dt} = -\lambda n_{\text{in}} + \frac{AJ}{V} \quad (28)$$

V : 試料内側のデシケータ容積 (cm^3)

(27), (28) 式から、

$$\frac{dn_{\text{in}}}{dt} = -\lambda n_{\text{in}} + \frac{AD}{\delta V}(n_{\text{out}} - n_{\text{in}}) \quad (29)$$

$\gamma = AD/\delta V$ とすると、

$$n_{\text{in}} = n_{0\text{in}}e^{-(\gamma+\lambda)t} + \frac{\gamma}{\gamma+\lambda}(n_{\text{out}}) \quad (30)$$

$n_{0\text{in}}$: $t = 0$ の時の試料内側のラドン濃度 (Bq/cm^3)

$n_{0\text{in}} \approx 0, t \gg \lambda^{-1}$ とすると

$$n_{\text{in}} = \frac{\gamma}{\gamma+\lambda}n_{\text{out}} \quad (31)$$

(31) 式から、

$$D = \frac{\delta V \lambda n_{\text{in}}}{A(n_{\text{out}} - n_{\text{in}})} \quad (32)$$

従って、(32) 式から、ラドンの木材中の拡散係数を求めた。

Table 3: Species of softwoods for radon diffusion measurements.

Lawson cypress	<i>Chamaecyparis lawsoniana</i> PARL.
Western hemlock	<i>Tsuga heterophylla</i> SARG.
Japanese cypress	<i>Chamaecyparis obtusa</i> ENDL.
Japanese cedar	<i>Cryptomeria japonica</i> D.DON
Western redcedar	<i>Thuja plicata</i> D.DON
Sitka spruce	<i>Picea sitchensis</i> CARR.
Douglas fir	<i>Pseudotsuga menziesii</i> FRANCO

Table 4: Species of hardwoods for radon diffusion measurements.

Japanese ash	<i>Fraxinus mandshurica</i> RUPR.
Japanese oak	<i>Quercus crispula</i> BL.
Japanese walnut	<i>Juglans sieboldiana</i> MAXIM.
Amur cork tree	<i>Phellodendron amurense</i> RUPR.
Bubinga	<i>Guibourtia tessmannii</i> J.LEONALD
Wenge	<i>Millettia laurentii</i> DE WILD.
Kempas	<i>Koompassia malaccensis</i> BENTH.
Sugar maple	<i>Acer saccharum</i> MARSH.
Red alder	<i>Alnus rubra</i> BONG.
Japanese elm	<i>Ulmus davidiana</i> PLANCH. var. <i>japonica</i> NAKAI
Yamazakura	<i>Prunus jamasakura</i> KOIDZ.
Narra	<i>Pterocarpus indicus</i> WILLD.
Black walnut	<i>Juglans nigra</i> L.
Sapelli	<i>Entandrophragma cylindricum</i> SPR.
Teak	<i>Tectona grandis</i> LINN.
Sen	<i>Kalopanax pictus</i> NAKAI

第7章

屋内ラドン濃度 (木造建造物と RC 建造物との比較)

7.1 はじめに

従来から、木造建造物内のラドン濃度は、RC造に比べ低いと考えられているが、建造物内での測定位置による違いなど詳細な検討は少なく、木造建造物の方が高い濃度となる例も報告されている。本章では、両者の屋内ラドン濃度について比較、検討した。

7.2 住宅

Table 5 に全国の木造住宅 (1 階) と RC 造一戸建て住宅 (1 階)、そして RC 造集合住宅でのラドン濃度の測定結果を示した。平均ラドン濃度は木造、RC

Table 5: Indoor radon concentrations in dwelling room.

Type	n*	Radon concentration (Bq/m ³)		
		minimum	mean	maximum
Wooden(first floor)	49	4	18	37
RC(detached, first floor)	21	5	16	35
RC(apartment)	16	11	24	43

*:Number of houses.

造一戸建て、RC 造集合でそれぞれ 18, 16, 24 (Bq/m³) であった。RC 造集合住宅のラドン濃度は、一戸建てのその約 1.5 倍高い。また、RC 造集合住宅の気密グレードは一戸建てのグレードよりも高い [吉野 85]。このことから、ラドンが屋内に滞留し、その結果ラドン濃度が高くなったものと思われる。使用している建材の違いも影響していると考えられ、Table 5 に示したそれぞれの住宅でのばらつきの一因になっている。建材からのラドン散逸の違いについては、7.5 で述べる。

7.3 校舎

木造校舎及び RC 造校舎での測定結果を Figure 13 に示した。木造校舎内平均ラドン濃度が約 $10(\text{Bq}/\text{m}^3)$ であるのに対して、RC 造校舎内でのそれは約 $50(\text{Bq}/\text{m}^3)$ と校舎のほうが約 5 倍程度高くなっていた。木造、RC 造の校舎でそれぞれ換気回数を測定した結果、木造校舎では $1.1 (\text{h}^{-1})$ 、RC 造校舎では $0.5 (\text{h}^{-1})$ であった。このことから、RC 造校舎内のラドン濃度が木造のそれに比べて高かったのは、換気回数が少ないことと、RC 造校舎に多用されているコンクリートからのラドン散逸が要因であると考えられる。

7.4 RC 建造物

7.4.1 RC 造図書館

測定結果を Figure 14 に示した。測定を行った図書館は、RC 建造物である。この図書館は、全館空調設備になっており、外部と空気の入りが非常に少ない建造物である。館内の通路は 通風はよいが外気との換気がなく、その平均ラドン濃度は $54(\text{Bq}/\text{m}^3)$ と木造建造物に比べ高く、RC 校舎内とほぼ同じレベルであった。館内でも特に閉め切った状態にある地下 1 階の倉庫では非常にラドン濃度が高く、平均値で約 $560(\text{Bq}/\text{m}^3)$ であった。マイクロフィル

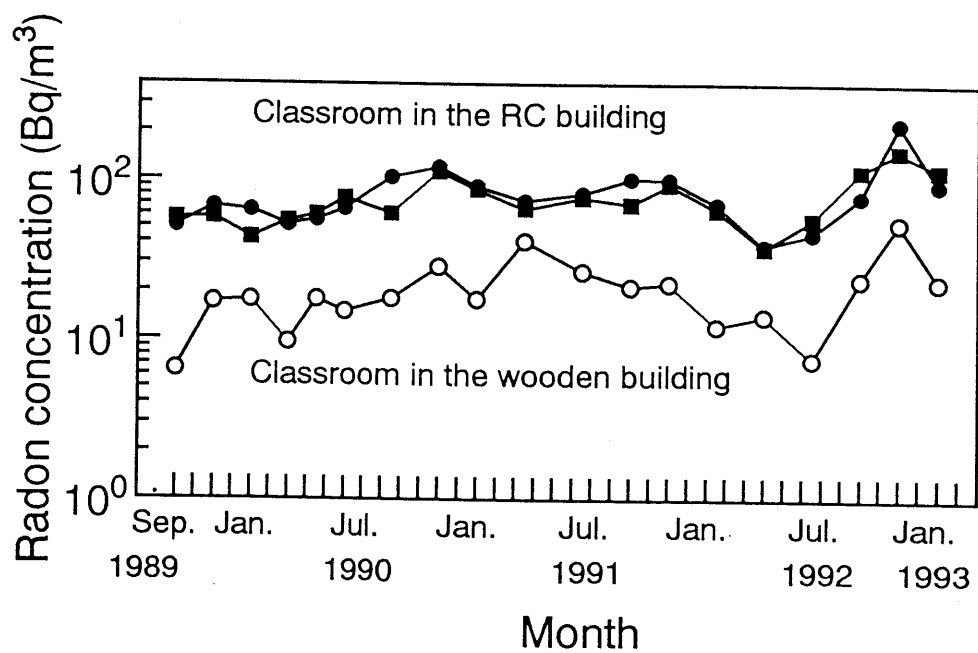


Figure 13: Radon concentrations in the school building.

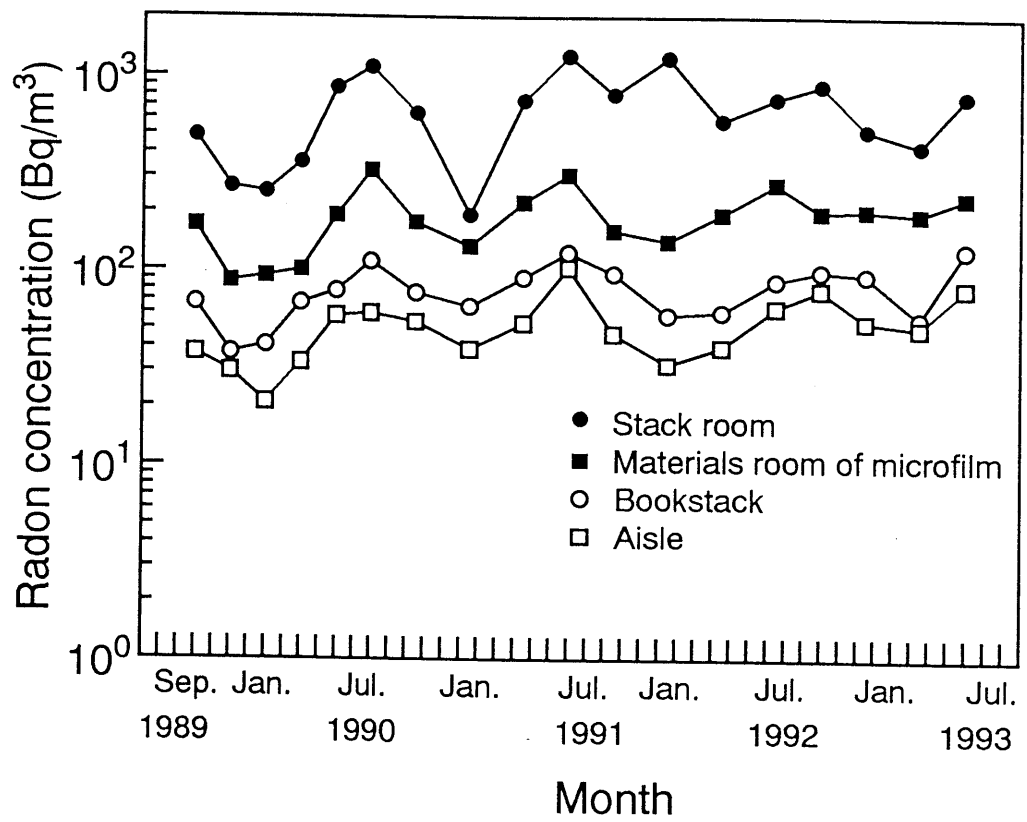


Figure 14: Radon concentrations in the library.

ム資料室も倉庫と同様に閉め切った状態にあり、ラドン濃度は高く平均で約 $160(\text{Bq}/\text{m}^3)$ であった。この実験結果から、コンクリートからラドンが散逸して滞留していることが屋内ラドン濃度を高くしている主要因であることが裏付けられる。

7.4.2 RC 造実験室

測定結果を Figure 15 に示した。RC 造実験室では人の出入りも多いため、換気がひんぱんになり、そのためラドンは滞留しにくくなっている。そのため、ラドン濃度も 7.4.1 の図書館より低く平均約 $16(\text{Bq}/\text{m}^3)$ であった。換気回数が RC 造実験室で $2 - 5 (\text{h}^{-1})$ 、図書館で $0.1 - 0.3 (\text{h}^{-1})$ であったことから、双方のラドン濃度に差が出たことがわかる。

しかし、外気との換気がなく地面に直接コンクリート打ちして塗装をした床を持つ実験室 (Figure 15, Laboratory 5) の屋内ラドン濃度は高い値を示した。この実験室では、床の割れ目からラドンが湧出してきたラドンが滞留しているものと思われ、今回の測定対象のうち常時人がいる環境としては最も高く、年間を通じての平均値は約 $116(\text{Bq}/\text{m}^3)$ であった。

このような実験室のラドン発生源はコンクリートであると考えられる。実験室のラドン発生源をつきとめる目的で実験室のダクト、水道の流しの下、床

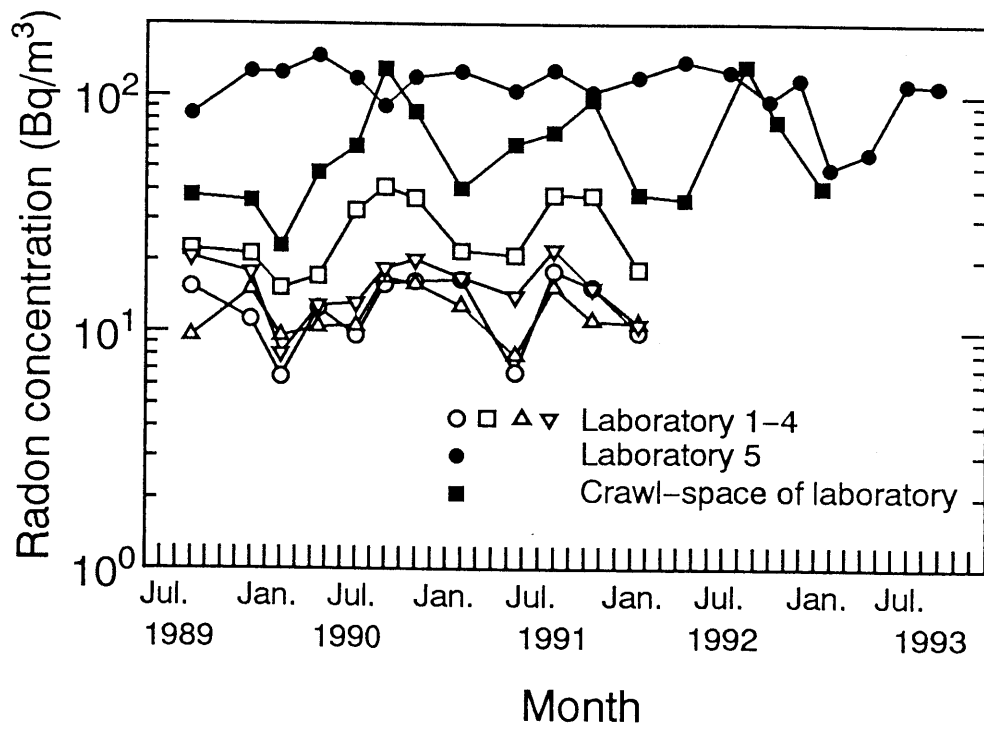


Figure 15: Radon concentrations in the laboratory rooms.

下でのラドン濃度を測定した。ダクトは実験室のある建造物の地面から最上階まで吹抜けになっていて、通風はあるものの外気との換気は地面を通してのみである。そのため、地面とコンクリートからのラドン散逸によってラドン濃度は 25-77(Bq/m³) と高いものであった。水道の流しの下では更に濃度が高く 100 - 150(Bq/m³) であった。また、実験室床下もコンクリートと地面からのラドン散逸によりラドン濃度は 25-130(Bq/m³) と高かった (Figure 15, Crawl-space)。

7.5 各種建材のラドン散逸量

建造物内においてラドン濃度を高くする因子として建材の影響が考えられる。各種建材及び建材に用いられる無機材料のデシケータ中飽和ラドン濃度とラドン散逸量を Table 6, 7 に示した。木質系建材と比較すると、無機建材はいずれもラドン散逸量が多く、無機建材が建造物内のラドン濃度を高くしている要因になっているものと考えられる。

建材に使われる材料の中で、セメントは全般にラドン散逸量が多く、セッコウでは、4 種類の副産セッコウはいずれもラドン散逸量が多い。これらの材料が無機建材に使われており、無機建材のラドン散逸量が多くなっている要因になっているものと思われる。セメントを含んだ建材のラドン散逸量が、今回

測定したいずれのセメントのラドン散逸量より多いものがあった。これには、Table 7 に示したように、リン酸セッコウやチタンセッコウ、アスベストなどラドン散逸量が多い材料が混合されているものと考えられる。また、セッコウボードでもラドン散逸量が非常に多いものがあり、これにも上記の材料が含まれているものと思われる。

Table 6: Radon emanations out of building materials.

Samples	Radon emanation (Bq/kg)
Inorganic building materials	
Asbestos cement sheets	11.3 - 13.0
Pulp cement boards	7.21 - 7.29
Portland fly-ash cement boards	5.87-6.92
Gypsum boards	5.91 - 29.8
Cemented chip boards	3.40 - 3.61
Autoclaved asbestos-cement calcium silicate boards	2.25-2.56
Concrete blocks	1.03 - 1.16
Light-weight concrete blocks	1.50 - 2.74
Mud wall	3.75 - 10.5
Wood-based building material	
Plywood	< 0.1

Table 7: Radon emanations out of cements, gypsum and annex.

Samples	Radon emanation (Bq/kg)
Cement	
Alumina cement	2.38
Portland cement	2.44 - 2.72
Portland blast-furnace slag cement	2.62
Gypsum	
Anhydrous gypsum	< 0.1
Natural gypsum	< 0.1
By-product gypsum 1 (Flue-gas gypsum)	0.1 - 1.19
By-product gypsum 2 (Reammonogypsum)	0.22
By-product gypsum 3 (Titanogypsum)	3.62
By-product gypsum 4 (Phosphogypsum)	48 - 93
Annex	
Asbestos	8.63
Fly-ash	0.58
Soda lime	0.41
Rockwool	0.82

第 8 章

木造住宅内ラドン濃度

8.1 ラドン濃度分布

Table 8 に全国の木造住宅で行ったラドン濃度の測定結果を示した。床下、

Table 8: Radon concentrations in wooden houses.

	Radon concentration (Bq/m ³)		
	minimum	mean	maximum
Crawl-space	4	34	232
First floor	4	18	37
Second floor	3	18	49

1 階、2 階の平均ラドン濃度はそれぞれ 34, 18, 18 (Bq/m³) であった。このことから、RC 造住宅内でのラドンの発生源が建造物に使用されている建材であ

るのに対して、木造住宅内でのラドンの発生源は床下の土壌であると考えられる。住宅の床下から採取した土壌のラドン散逸量を Table 9 に示した。いずれ

Table 9: Radon emanations out of soil.

Locations		Radon emanation (Bq/kg)
Sapporo	1	4.03
Sapporo	2	1.57
Sapporo	3	7.07
Morioka		6.42
Funabashi		5.30
Fukuroi	1	4.09
Fukuroi	2	4.71
Okazaki		2.12
Tokai (Aichi Pref.)		2.73
Mugi Dist. (Gifu Pref.)		2.20
Matsuyama		5.77
Kagoshima	1	1.31
Kagoshima	2	2.14
Kagoshima	3	4.57

もラドン散逸量が多い。木造住宅内ラドン濃度の発生源として、床下の土壌が最も大きいことがこれによってわかる。

また、土壁のラドン散逸量は、石膏ボードのそれと同程度の値を示した (Table 6)。土壁を使用している住宅では床下土壌だけでなく、土壁も住宅内のラドン濃度を高くする一要因になっているものと考えられる。

8.2 季節変化

8.2.1 床下

Table 10 に、床下ラドン濃度の測定結果を、季節ごとに示した。なお、春

Table 10: Radon concentrations in wooden houses.

Season	Radon concentration (Bq/m ³)		
	Crawl-space		
	minimum	mean	maximum
Spring	16	42	167
Summer	28	76	232
Autumn	4	32	90
Winter	8	27	70

期は 3-5 月、夏期は 6-8 月、秋期は 9-11 月、冬期は 12-2 月とした。屋外の気温、湿度がともに低くなる冬期では、床下のラドン濃度も低くなり、逆に気温、湿度ともに高くなる夏期では、床下のラドン濃度も高くなる傾向を示した。ラドンは土壌などから水分とともに拡散、散逸するとされており [UNSCEAR82] [STEIN75]、その影響によって季節変化が現れたものと思われる。

そこで、住宅に使われている建材や土壌からのラドン散逸に、水分及び温度があたえる影響について検討した。

建材のラドン散逸の水分、温度依存性

建材を全乾にし、温度を変化させラドン散逸量を測定した結果を Figure 16 に示した。温度が変化してもラドン散逸量はほぼ一定であった。0-40 °C の温度範囲では温度変化はラドン散逸に影響を与えないことがわかる。

しかし、暖炉に使われている石のように 40 °C よりはるかに高い温度になる場所での、建材などからのラドン散逸量は温度の影響を受けると考えられる [STRANDEN82]。しかし、日本では暖炉は少なく、屋内で建材が温度の影響を受けるような状況はほとんどない。

Figure 17, 18 に 24 °C での建材及び土壌からの放出水分量とラドン散逸量の関係を示した。建材からの放出水分量の増加にともない、ラドン散逸量も増加した。ラドンは、 ^{226}Ra が α 崩壊するとき、反跳作用で材料実質から空隙へ放出される。空隙に水分が存在する場合には、放出されたラドンが隣接した材料の実質中に入り込むのを妨げ、空隙中に留まらせる。従って、空隙中の水分量が多くなるにつれてラドン散逸量は増加する。しかし、空隙が水分で満たされるとラドンは水分中を拡散し材料から散逸することになるので、ラドン散逸量は減少する。今回の測定結果も、放出水分量がある程度増加したところでラドン散逸量も一定になるのはそのためであると考えられる。

上記したような水分移動のない状態とは異なり、実際の住宅での建材や土

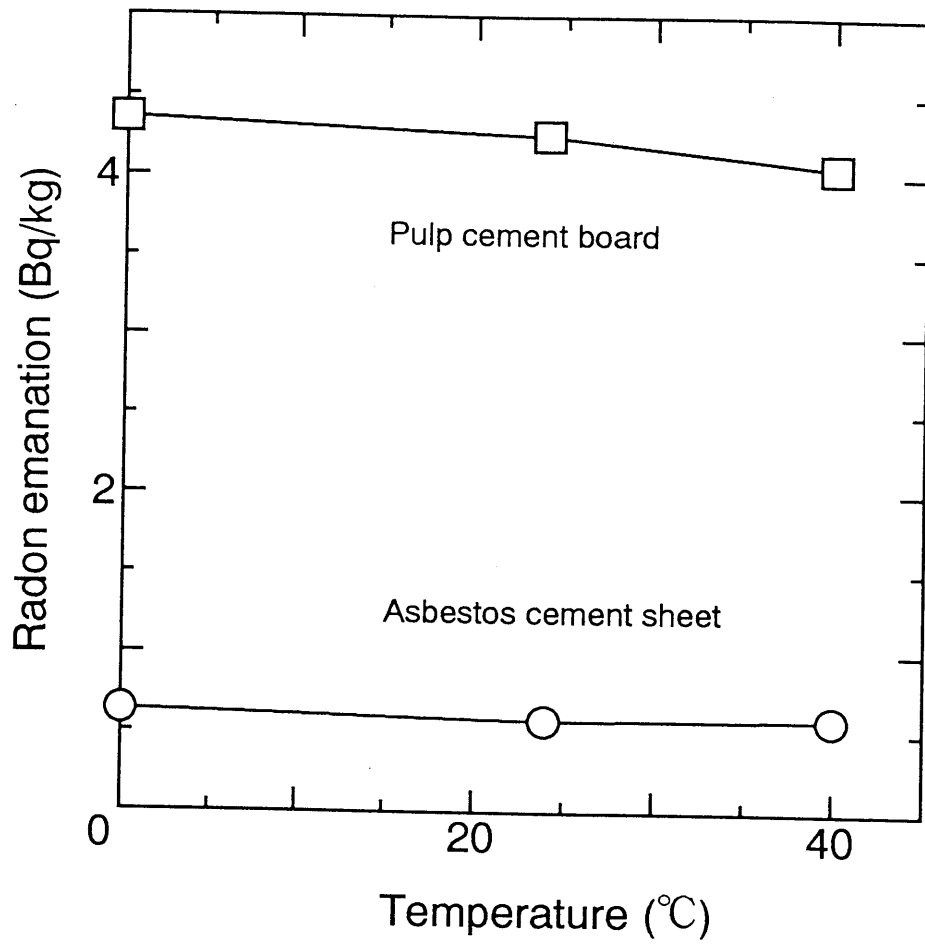


Figure 16: The relationships between radon emanation and temperature under oven-dried condition.

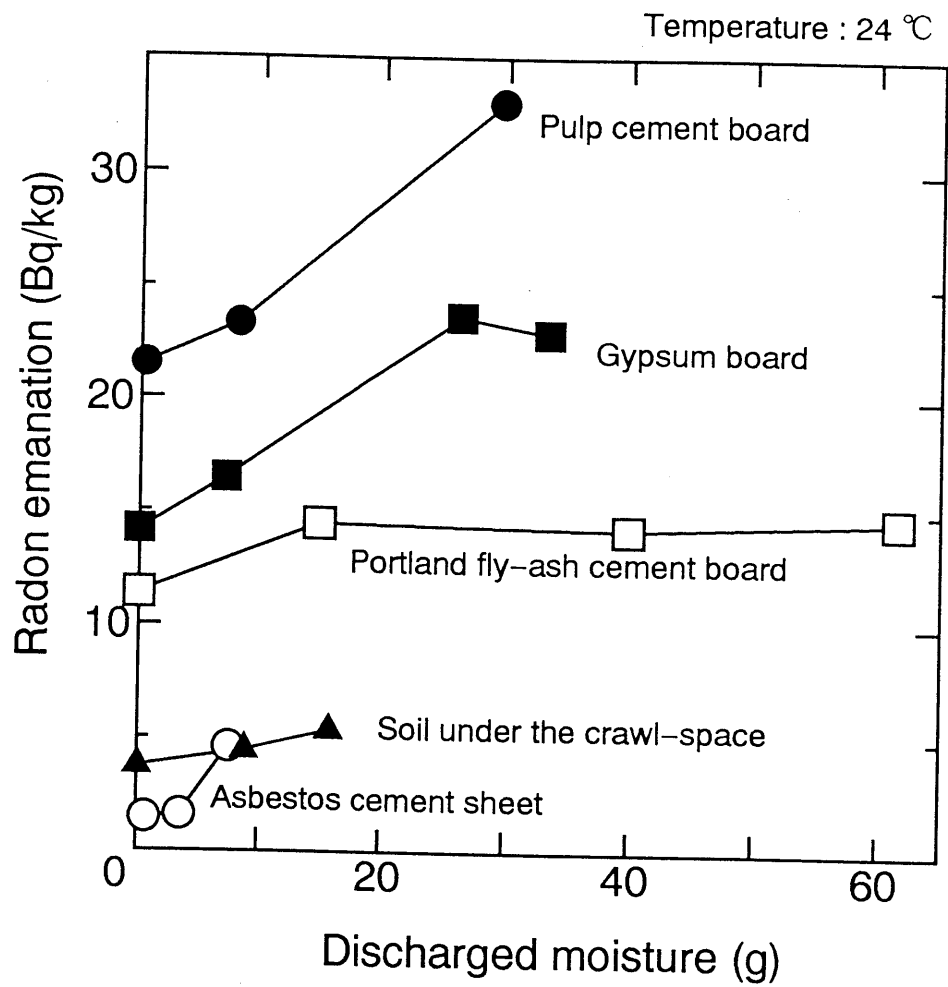


Figure 17: Radon emanations affected by discharged moisture.

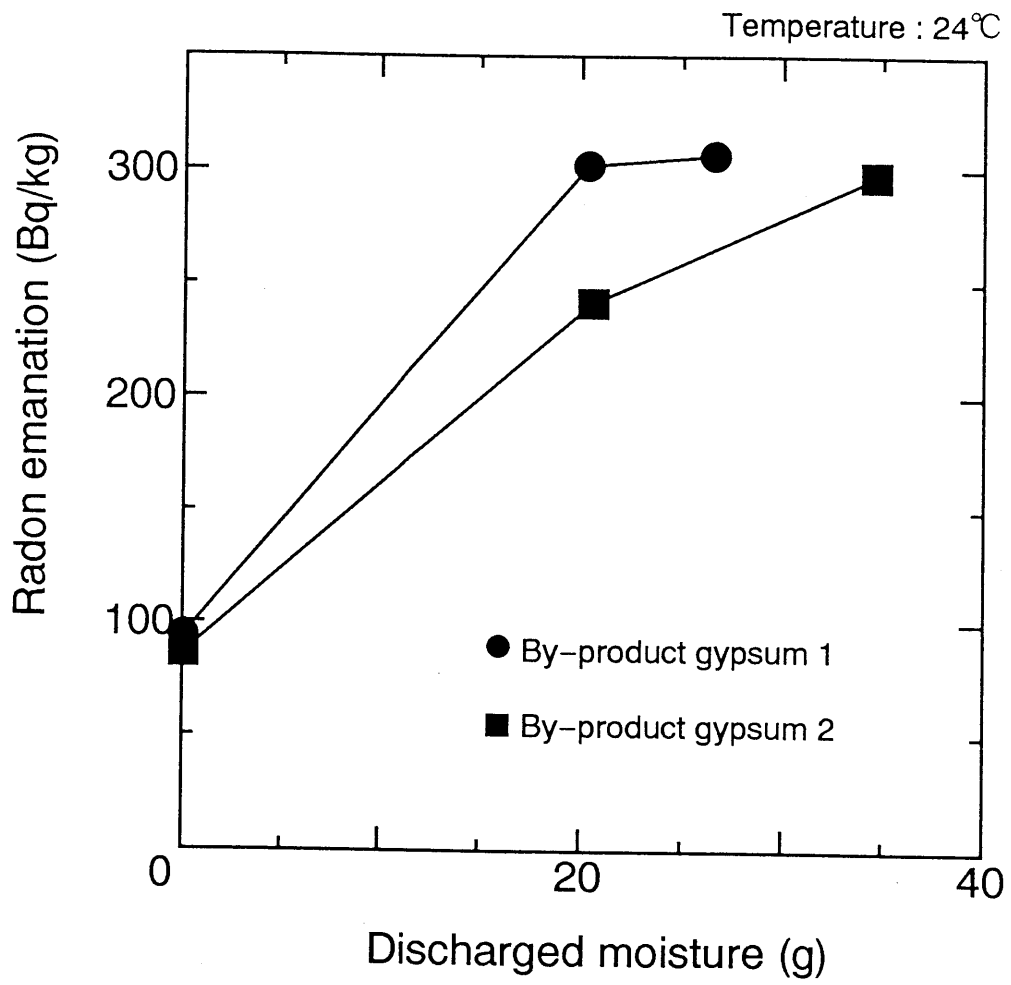


Figure 18: Radon emanations affected by discharged moisture.

壤では、水分移動が起こっている。そこで、気乾の建材からのラドン散逸量と温度及び放出水分量との関係を Figure 19 に示した。温度の上昇及び放出水分の増加とともにラドン散逸量も増加した。温度上昇が、水分放出を助長しているためである。

以上のことから、温度変化により土壌から放出される水分量が変化し、その結果、土壌からのラドン散逸量が変化することによって、床下のラドン濃度の季節変化が生じていることを確認した。

8.2.2 居室

Table 11 に全国の住宅内での、季節別のラドン濃度を示した。気温の変化

Table 11: Radon concentrations in wooden houses.

Season	Radon concentration (Bq/m ³)					
	First floor			Second floor		
	min.	mean	max.	min.	mean	max.
Spring	7	20	37	4	22	49
Summer	10	19	29	12	20	29
Autumn	4	18	35	3	17	30
Winter	5	15	33	6	18	41

にともなって生活習慣も変化するため、居室においてラドン濃度は冬期から春期にかけて高くなる。これは、この時期に住環境が閉鎖的になるためである。逆に、解放的になる夏期から秋期にラドン濃度は低くなっている。居室のラド

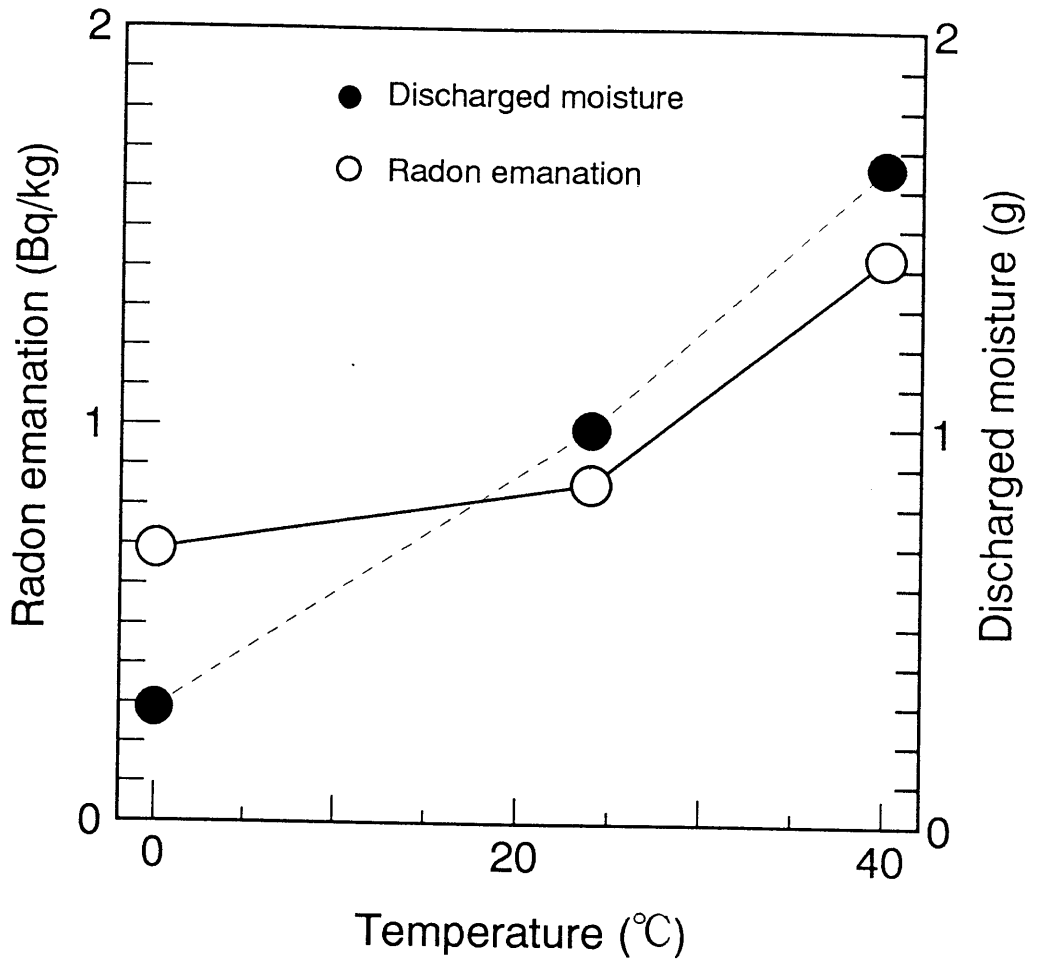


Figure 19: Temperature and discharged moisture affecting on radon emanation from asbestos cement sheets.

ン濃度の季節変化は換気回数の違いが大きく影響していると考えられる。

(26) 式に (40ページ) 各定数を代入して計算すると、換気による理論的なラドン濃度の低下率がわかる。時間 t が十分大きくなったときのラドン濃度は換気回数 $n = 0$ (h^{-1}) の時のラドン濃度を 100 % とした場合に対し、 $n = 0.1$ で 7 %、 $n = 0.25$ で 3 %、 $n = 0.5$ で 1.5 %、 $n = 1$ で 1 % 以下の濃度となる [UNSCEAR83]。換気回数の増加にともなってラドン濃度が急速に低下しており、換気がラドン濃度の減少に及ぼす影響の大きさがわかる。

住宅の換気性能を比較する際、誤差となるような因子ができるだけ少なくなるような方法で比較する必要がある。換気回数で比較する場合、屋内外の温度差や屋外の風、開口部位置の影響を大きく受ける (Table 12, Figure 20)。一方、有効開口面積は屋内外温度差の影響は受けない (Table 12)。従って、今

Table 12: Air change rates and effective leakage areas.

Dates of measurements	Temperature ($^{\circ}\text{C}$)		Air change rates (h^{-1})	Effective leakage areas (cm^2)
	Outdoor-air	Indoor		
RC building				
Jun. 6, '92	28.0	24.0		463
Sep. 12, '92	27.0	30.0		478
Dec. 9, '92	17.0	21.0		498
Dec. 14, '92	18.6	21.2		507
Wooden house				
Nov. 2, '90	12.0	20.0	0.27	853
Jul. 18, '91	31.0	30.0	0.12	853

後異なる住宅の気密性能を比較する場合、季節などの影響を受けにくい有効開口面積の値で比較することが適切であることを確認した。

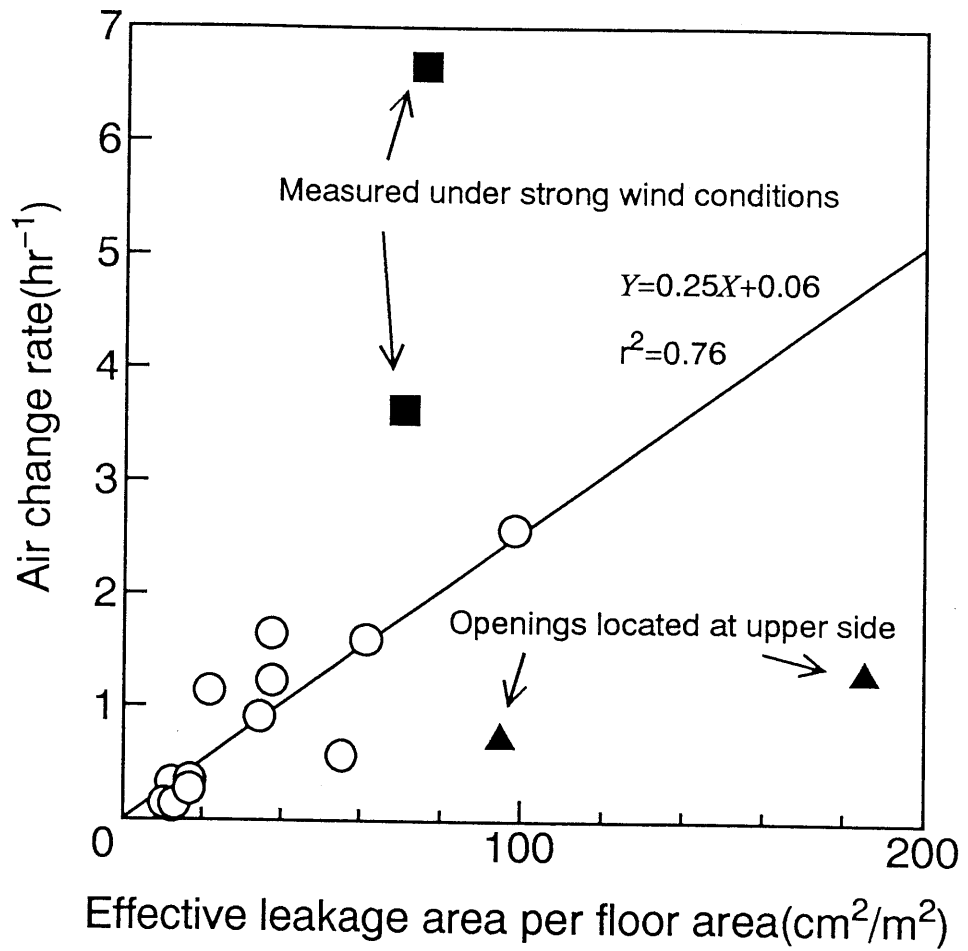


Figure 20: Relationships between effective leakage areas and air change rates.

第 9 章

住宅内ラドン濃度低減

9.1 木造住宅

9.1.1 床下工法による低減

Figure 21 に全国の住宅の床下ラドン濃度を示した。床下の地面をコンクリートや防湿シートで覆ってある床下の平均ラドン濃度は $27 \text{ (Bq/m}^3\text{)}$ で、地面を覆っていない床下の平均ラドン濃度は $60 \text{ (Bq/m}^3\text{)}$ であった。後者は前者のほぼ 2 倍である。木造住宅内でのラドンの最大の発生源である床下の土壌を防湿処理することにより、屋内ラドン濃度を低減することが可能であることを確認した。このことにより、1 階でのラドン濃度も低減することを確認した

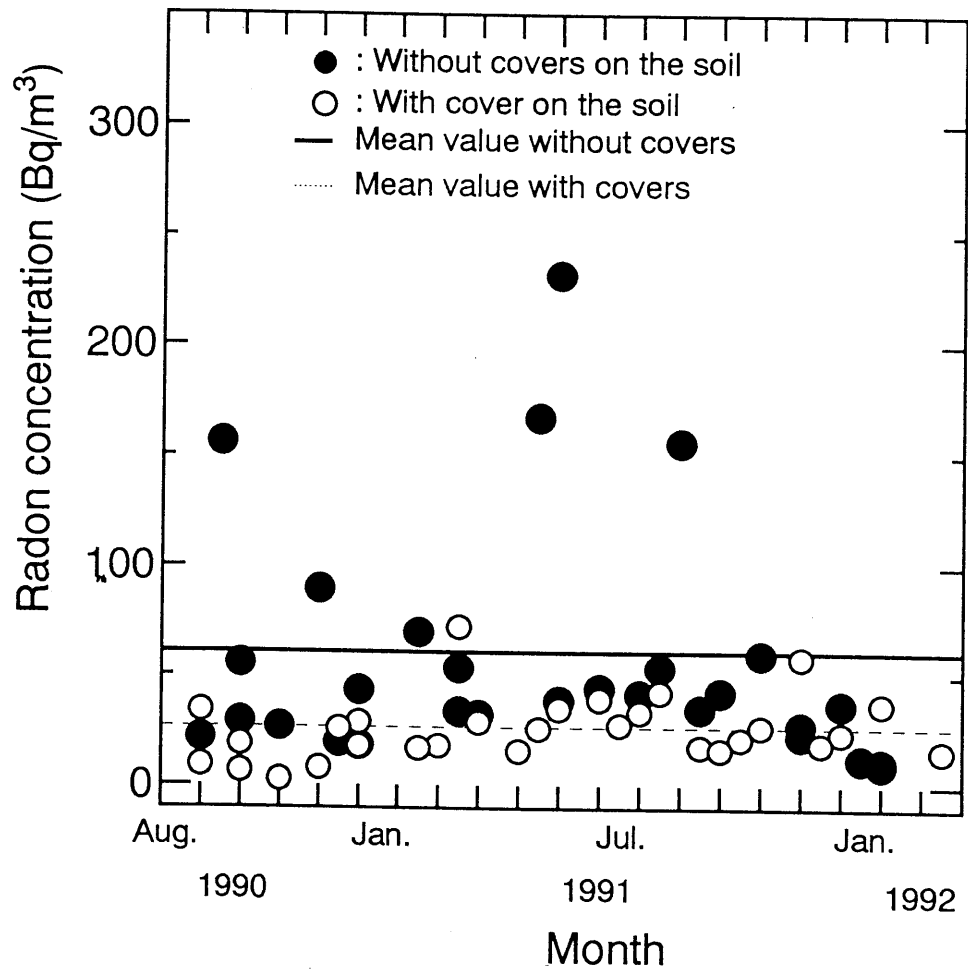


Figure 21: The difference of radon concentrations between crawl-spaces with and without covers on the ground.

(Table 13)。床下の土壌から水分とともに散逸するラドンが、防湿処理によって減少することによるものである。

Table 13: Radon concentrations in the first floor.

Soil	Location	Radon concentration (Bq/m ³)		
		minimum	mean	maximum
Not covered	Sapporo	8.3	20.3	28.6
Not covered	Morioka	15.2	18.7	21.8
Not covered	Funabashi	18.6	27.4	36.8
Not covered	Fukuroi	5.3	15.1	34.7
Covered	Morioka	9.1	17.5	25.7
Covered	Kawasaki	3.9	12.1	26.6
Covered	Matsuyama	5.0	13.8	21.8
Covered	Kagoshima	9.6	17.6	32.4

9.1.2 床下換気口

Figure 22 に床下の概略平面図を、Figure 23 にラドン濃度の測定結果を示した。

換気口がない床下と、北側と東側の2カ所に換気口がある床下のそれぞれの平均ラドン濃度はそれぞれ、236 , 32 (Bq/m³) である。この2戸の住宅は床下換気口の数以外はまったく差異がないことから、床下換気口による換気が床下ラドン濃度の低減を可能にしたことによる。

北海道の住宅での床下ラドン濃度の測定結果を Figure 24 に示した。この住宅の換気口にはカバーがついていて、冬期に、防寒のためにこのカバーを閉

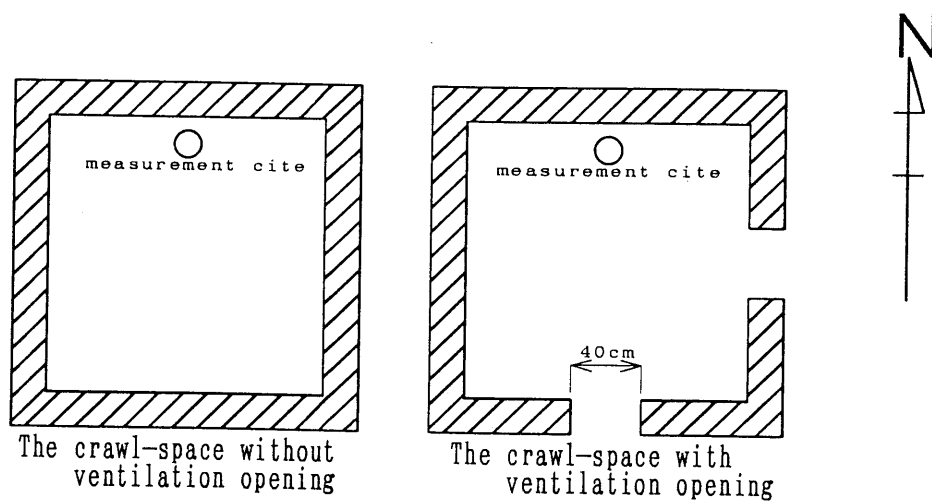


Figure 22: Locations of ventilation openings.

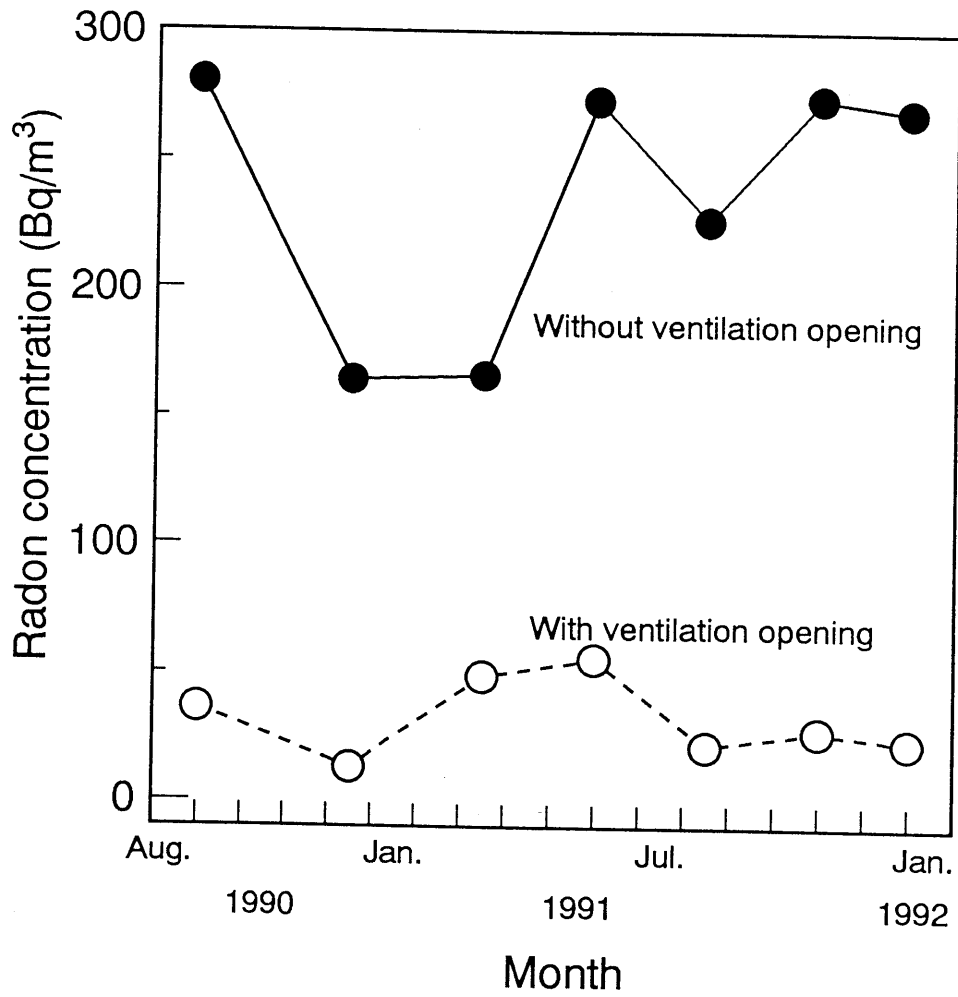


Figure 23: The difference of radon concentrations between the crawl-space with and without the ventilation openings.

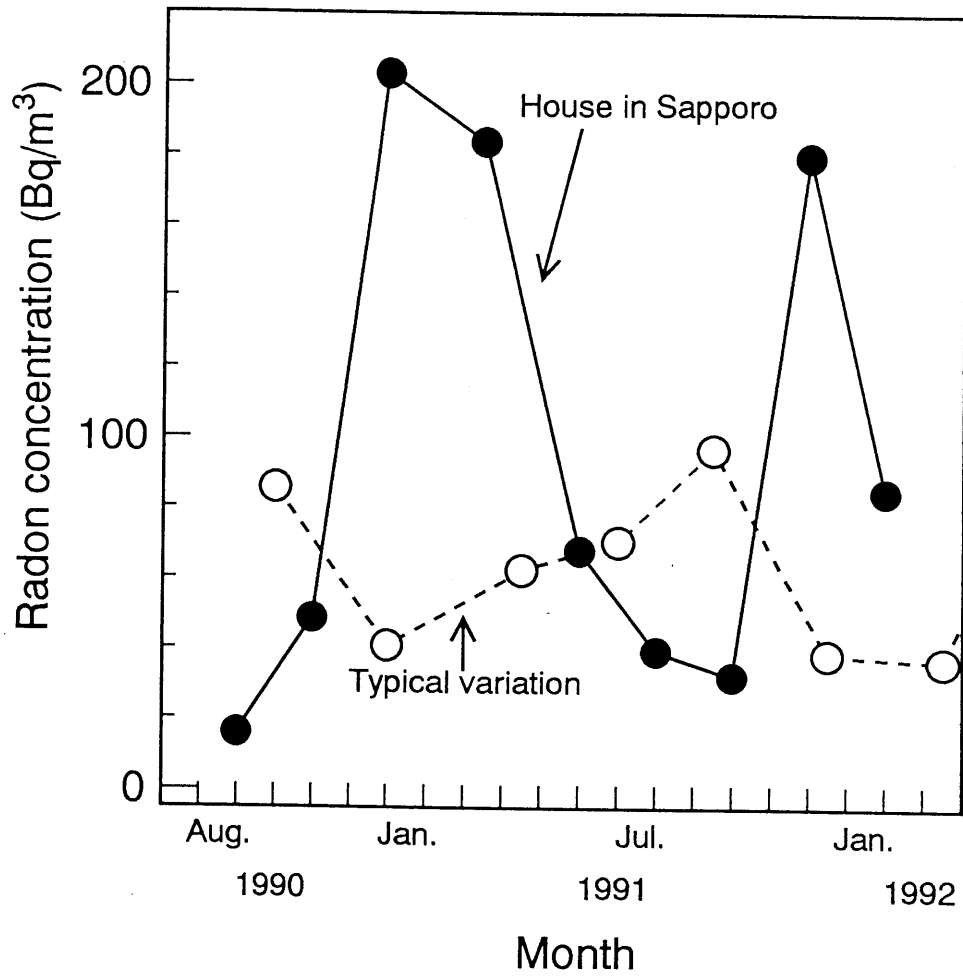


Figure 24: Seasonal variation of radon concentration in the crawl-space in case of the high air tightness house in northern Japan.

じる。そのため冬期のラドン濃度が他の時期よりも相対的に高くなった。他の地域の床下ラドン濃度は、冬期が最も低い (Figure 24, Typical variation)。これから、冬期に換気口のカバーを閉じることによって、床下の換気回数が減少し、ラドンが滞留した結果、冬期のラドン濃度が相対的に高くなった。

9.2 木材による建材からのラドン散逸、拡散阻止能

内装材料に木材を使うとき、その温、湿度調節機能に加え、コンクリートなど無機材料から散逸するラドンを低減させる機能が考えられる。

ラドンが材料の一方から入り、材内を拡散し、他方から出ていく時間が長いほど、ラドン拡散阻止の効果が期待できる。

ここではその性質をラドン拡散阻止能とし、測定を行った。

9.2.1 カップ型ラドンモニタによる測定

Table 14, 15に測定結果を示した (86ページ)。広葉樹材に比べ、針葉樹材はラドン拡散阻止能が高い。試料はいずれもまさ目板で測定を行ったが、広葉樹材には道管があるために針葉樹材よりラドンが拡散しやすくなっていると考えられる。また、針葉樹材では有縁壁孔におけるトールスによる組織間通導の閉塞が原因と考えられる。

9.2.2 静電式積分型ラドンモニタによる測定

針葉樹材で厚さを変えた場合の測定結果を Figure 25 に示した。5 mm 程度の厚さで 50 % 程度の低減率がみられた。しかし、本実験ではモニタ自体に漏れがあった。そのため、実際の低減率は 50 % 以上であると考えられる。内装材として木材を使用する場合、内装壁に 10 mm 厚の木材を用いれば屋内の湿度を一定に保つことが可能であると言われている [岡野 87]。この程度の厚さであれば少なくとも 60 % 以上の低減が期待できる。

9.2.3 シンチレーションセルによる測定

静電式積分型ラドンモニタでの、モニタの漏れなどの欠点を考慮し、更に経時変化も測定可能なシンチレーションセルで測定を行った。シトカスプルーアのまさ目板で測定した結果を Figure 26 に示した。10 mm 以上の厚さがあれば 90 % 以上の低減が可能であることを確認した。Table 16 に内装材料のラドン低減率を示した [EICHHOLZ80]。また、拡散係数を Figure 27 に示した。厚さ 1-11 mm で $0.75-2.96 \times 10^{-5}$ (cm²/sec) であった。他の材料でのラドンの拡散係数を Table 17 に示した [COHEN86, FOLKERTS82]。

以上から、住宅の内装材として木材を使用する場合、無機建材から散逸するラドンを低減するためには針葉樹材を使うのがより有効である。

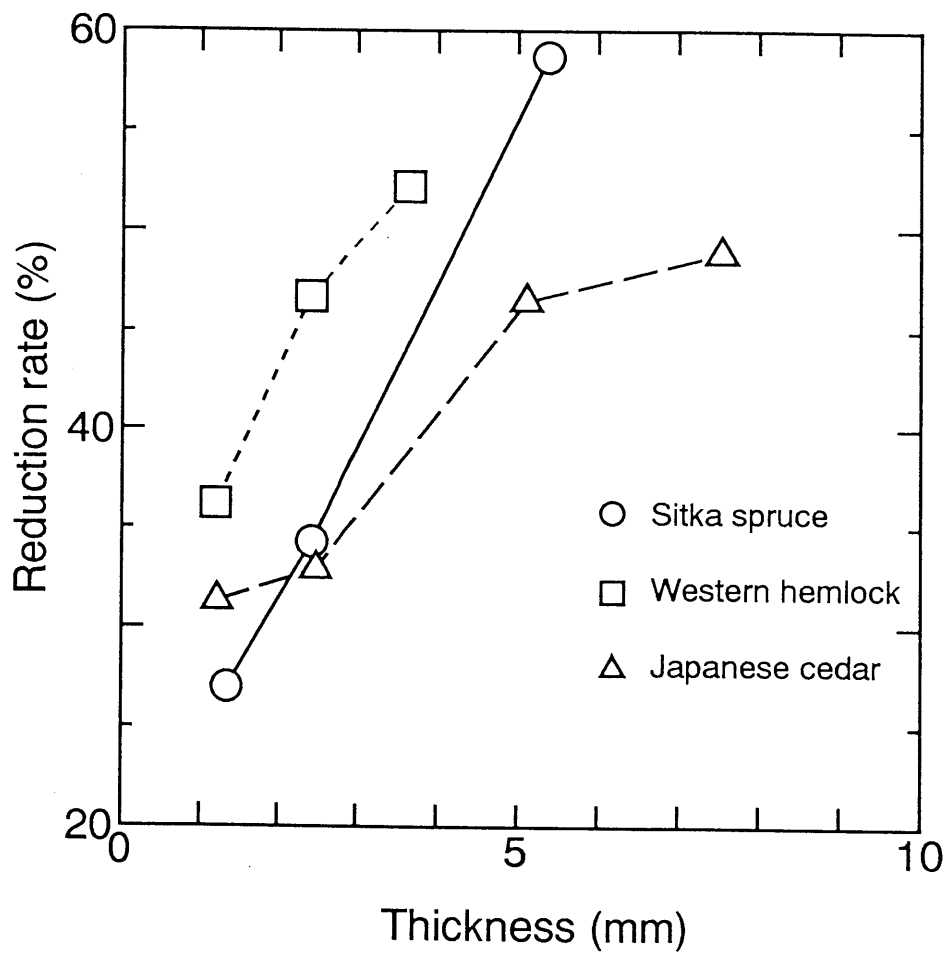


Figure 25: Diffusion reduction rates of softwoods.

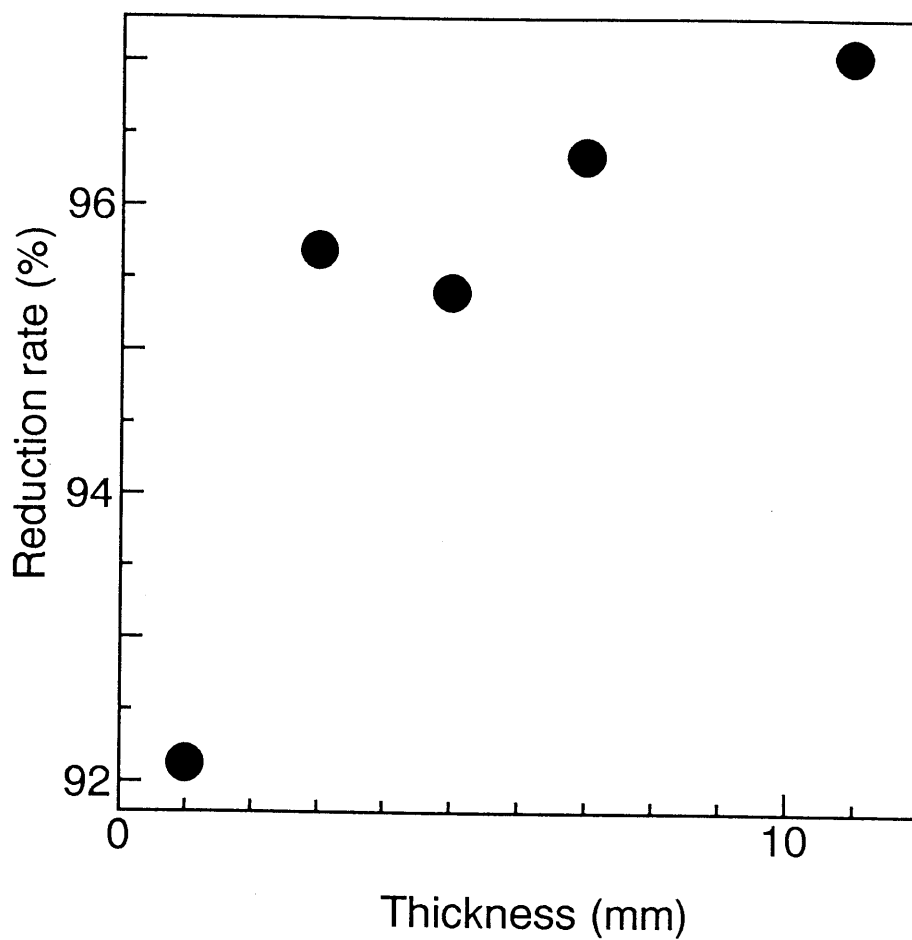


Figure 26: Diffusion reduction rate of Sitka spruce boards.

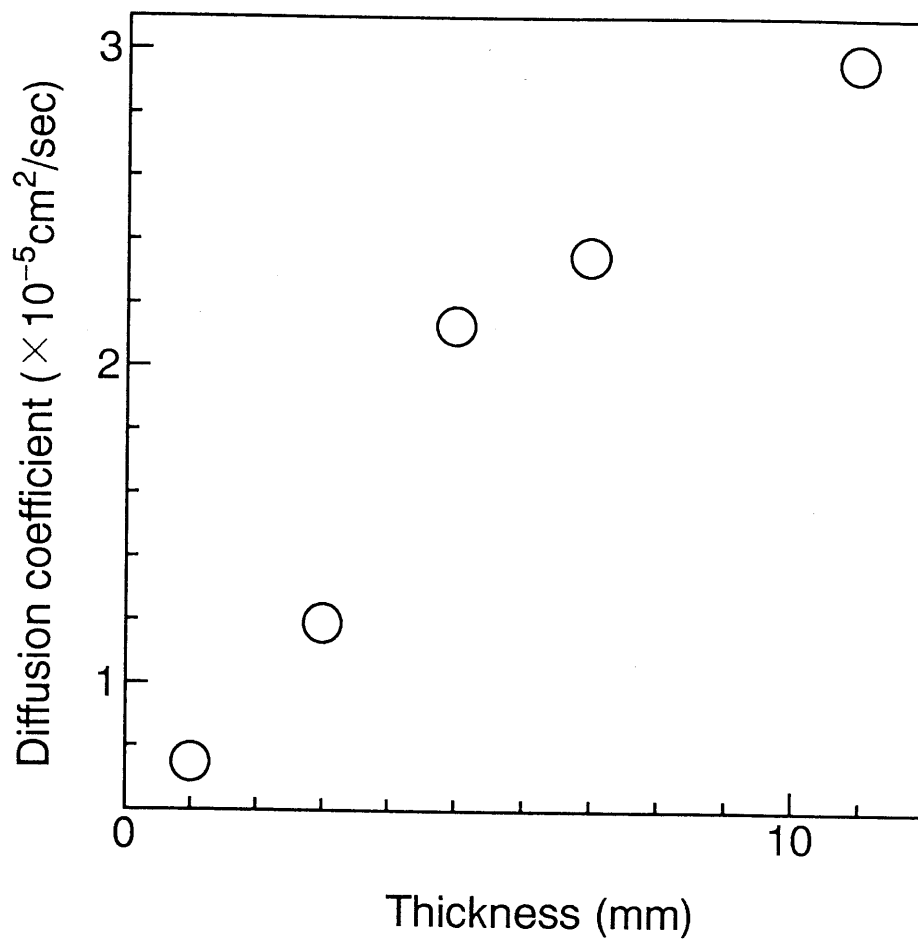


Figure 27: Diffusion coefficient of radon through Sitka spruce boards.

Table 14: Reduction rate of radon diffusion through softwoods.

Species	Thickness (mm)	Rate (%)
Lawson cypress	1.02	31.5
Western hemlock	0.81	34.2
Japanese cypress	0.81	32.0
Japanese cedar	1.22	31.3
Western redcedar	0.86	26.3-67.0
Sitka spruce	0.82	31.6-48.3
Douglas fir	1.04	11.4-59.9

Table 15: Reduction rate of radon diffusion through hardwoods.

Species	Thickness (mm)	Rate (%)
Japanese ash	0.98	21.4
Japanese oak	0.88	56.4
Japanese walnut	0.90	32.7
Amur cork tree	0.86	10.6-24.2
Bubinga	0.97	45.4
Wenge	0.85	34.6
Kempas	1.15	33.7
Sugar maple	1.17	44.5
Red alder	1.15	33.1
Japanese elm	1.01	6.5
Yamazakura	1.00	20.0
Narra	1.08	41.9
Black walnut	1.01	4.1
Sapelli	1.01	47.4
Teak	0.86	27.1
Sen	1.16	31.0

Table 16: Comparison of radon sealants.

Coating	Reduction rate (%)
Plaster compound	27
Polyethylene sheet	78-97
Epoxy paint	47-49
Epoxy paint on plaster compound	59-87
Latex paint	32
Latex paint on plaster compound	67
Cement-fiberglass mixture	18
Cement-fiberglass mixture and wall paper	51

Table 17: Diffusion coefficient of radon through materials.

Samples	Diffusion coefficient (cm^2/s)	Excerpts
Soil	6.1×10^{-2}	[COHEN86]
Polystyrene	4.1×10^{-8}	[FOLK82]
Aerated concrete	6.2×10^{-7}	[FOLK82]
Heavy concrete	6.8×10^{-10}	[FOLK82]
Brick	6.9×10^{-8}	[FOLK82]

第 10 章

結論

本研究で次のような結論を得た。

1. CN フィルム上のエッチピットの計数を画像解析装置で自動計数することが可能となった。このことにより、能率的かつ安定条件でエッチピットを計数できる。
2. 住宅に使われている建材のラドン散逸量は、木質系建材に比べ無機建材はいずれも多かった。セメント系建材の中で石綿スレート板のように、木質系建材に比べて最高 100 倍ものラドン散逸量を示すものがあつた。これらの建材の住宅への使用は、住宅内ラドン濃度を高くする主要因となる。

3. 建材からラドンが水分とともに散逸することも確認できた。また、温度が上昇することにより、材料からの放出水分量が多くなり、それとともにラドン散逸量が増加することも確認できた。
4. 木造建造物内ラドン濃度に比べ、RC 建造物内ラドン濃度は高く、住宅では 1.5 倍、事務室、校舎、実験室では 2-20 倍、そして事務室で最高約 60 倍もの高い濃度を示す箇所があった。これらの RC 建造物は無機建材が多用されており、また換気回数の少ない箇所は概してラドン濃度は高かった。このことから、使用する建材の選択に注意をはらうべきであること及び換気の重要性が確認できた。
5. 屋内ラドンの滞留に最も関係のある住宅の気密性能の評価は、換気回数より、有効開口面積の値で評価し、その値で他の住宅と比較することが適切であることを確認した。
6. 木造住宅内ラドン濃度に季節変化がみられた。床下では外気温、湿度の低くなる冬期に濃度が低くなり、外気温、湿度が高くなる夏期には濃度が高くなる傾向を示した。これは、土壌から水分とともにラドンが散逸してくるため、外気温、湿度などの因子が影響を及ぼして季節変化が現れたものと考えられる。

7. 木造住宅でのラドンの最大の発生源は床下の土壌であることを確認した。
床下ラドン濃度は 1 階、2 階に比べて高かった。しかしこのことは、床下の防湿処理と、適切に換気口を配置することによって改善できることを確認できた。
8. 針葉樹材によるラドン拡散阻止能は厚さ 10 mm 程度で少なくとも、50% 以上の低減が可能であることが実測より明らかになった。このことから、建材として無機建材とくにコンクリートを使用する場合はコンクリートの露出部分を木材などで覆い、ラドン濃度を低減させる住宅施工が、屋内ラドン濃度の低減に有効であることを確認した。

引用文献

阿部 89 阿部道子, 阿部史朗. 屋内・外のラドン等の全国測定. 小林定喜, 完倉孝子 編集, 生活環境におけるラドン濃度とそのリスク, 79-88 ページ, 実業公報社, 東京, 4 1989.

堀江 73 堀江悟郎. 換気. 渡辺 要 編集, 建築計画原論 III, 235-237 ページ, 丸善, 東京, 4 1973.

UNSCEAR82 UNSCEAR 1982 REPORT, 放射線医学総合研究所 監訳. 放射線とその人間への影響, 227-333 ページ. NUCLEAR INDUSTRY CLEARING HOUSE, 東京, 1983.

飯田 83 飯田孝夫, 池辺幸正. トラック法による大気中ラドン娘核種の沈着率の測定. 保健物理, 18:29-36, 1983.

飯田 85 飯田孝夫. Passive 型ラドン濃度測定器について. 保健物理, 20:407-415, 1985.

飯田 89 飯田孝夫, 池辺幸正, 山西弘城. 東海地方におけるラドン濃度測定. 小林定喜, 完倉孝子 編集, 生活環境におけるラドン濃度とそのリスク, 43-54 ページ, 実業公報社, 東京, 1989.

池田 86 池田耕一. 換気量の測定法. 空気清浄, 24(2):12-21, 10 1986.

- 寛 86 寛 弘毅. 放射線障害 (生体に及ぼす放射線の影響). 日本アイソトープ協会 編集, 密封線源とその取扱, 77-102 ページ, 丸善, 東京, 1986 .
- 小林 89 小林定喜, 完倉孝子 編集. 生活環境におけるラドン濃度とそのリスク. 放医研環境セミナーシリーズ第 15 巻, 実業公報社, 東京, 1989.
- 則本 87 則本京. 木質内装材による調湿. , 山田 正 編集, 木質環境の科学, 313-340 ページ, 海青社, 大津, 4 1987.
- 岡野 87 岡野健, 三輪雄四郎. 調湿. 山田 正 編集, 木質環境の科学, 295-312 ページ, 海青社, 大津, 4 1987.
- 佐藤 78 佐藤 鑑. 換気通風計画. 建築学大系編集委員会 編集, 建築学大系 22, 460-563 ページ, 彰国社, 東京, 4 1978.
- 吉野 85 吉野博. 住宅の気密性能と漏気量の現状. 空気清浄, 23(2):29-39, 1985.
- ALTER83** Alter H. W. and R. A. Oswald. Results of indoor radon measurements using the track etch method. *Health Physics*, 45(2):425-428, 8 1983.
- CHRUSCIELEWSKI83** Chruscielewski W., T. Domanski and W. Orzechowski. Concentrations of radon and its progeny in the rooms of Polish Spas. *Health Physics*, 45(2):421-424, 8 1983.

- CLIFF83** Cliff K. D., A. D. Wrixon, B. M. R. Green and J. C. H. Miles. Radon daughter exposures in the U. K. *Health Physics*, 45(2):323–330, 8 1983.
- COHEN86** Cohen B. L., J. Rakowski and R. Nason. A simple compact apparatus for measuring diffusion properties of Rn through soil and other materials. *Health Physics*, 50(1):133–137, 1 1986.
- EICHHOLZ80** Eichholz G. G., M. D. Matheny and B. Kahn. Control of radon emanation from building materials by surface coating. *Health Physics*, 39 : 301–304, 8 1980.
- EISENBUD73** Eisenbud M. *Environmental Radioactivity*. 2nd edition. Academic Press, New York, 1973.
- FLEISCHER83** Fleischer R. L., A. Mogro-campero and L. G. Turner. Indoor radon levels in the northeastern U. S. : effects of energy–efficiency in homes. *Health Physics*, 45(2):407–412, 8 1983.
- FLEISCHER87** Fleischer R. L. Moisture and ^{222}Rn emanation. *Health Physics*, 52(6):797–799, 1987.
- FOLKERTS82** Folkerts K. H., G. Keller and H. Muth. Experimental investigations on diffusion and exhalation of ^{222}Rn and ^{220}Rn from building materials. *Radiation Protection Dosimetry*, 7(1-4):41–44, 1982.

- GEORGE83A** George A. C. and J. Eng. Indoor radon measurements in New Jersey, New York and Pennsylvania. *Health Physics*, 45(2):397–400, 8 1983.
- GEORGE83B** George A. C., E. O. Knutson and H. Franklin. Radon and radon daughter measurement in solar buildings. *Health Physics*, 45(2):413–420, 8 1983.
- GESSEL83** Gesell T. F. Background atmospheric ^{222}Rn concentrations outdoors and indoors : a review. *Health Physics*, 45(2):289–302, 8 1983.
- HESS83** Hess C. T., C. V. Weiffenbach and S. A. Norton. Environmental radon and cancer correlations in mine. *Health Physics*, 45(2):339–348, 8 1983.
- IIDA88** Iida T., Y. Ikebe, T. Hattori, H. Yamanishi, S. Abe, K. Ochifuji and S. Yokoyama. An electrostatic integrating ^{222}Rn monitor with cellulose nitrate film for environmental monitoring. *Health Physics*, 54(2):139–148, 2 1988.
- INGERSOLL83** Ingersoll J. G. A survey of radionuclide contents and radon emanation rates in building materials used in the U. S. *Health Physics*, 45(2):363–368, 8 1983.
- JOHNSON83** Johnson W. B. and P. G. Bailey. Study of radon daughter concentrations in Polk and Hillsborough Counties. *Health Physics*, 45(2):432–435, 8 1983.

- KAHN83** Kahn B., G. G. Eichholz and F. J. Clarke. Search for building materials as sources of elevated radiation dose. *Health Physics*, 45(2):349-361, 8 1983.
- MIFUNE92** Mifune M., T. Sobue, H. Arimoto, Y. Komoto, S. Kondo and H. Tano-oka. Cancer mortality survey in a spa area (Misasa, Japan) with a high radon background. *Japanese Journal of Cancer Research*, 83:1-5, 1 1992.
- NAZAROFF83** Nazaroff W. W., F. J. Offermann and A. W. Robb. Automated system for measuring air-exchange rate and radon concentration in houses. *Health Physics*, 45(2):525-537, 8 1983.
- NERO83A** Nero A. V. Airborne radionuclides and radiation in buildings : a review. *Health Physics*, 45(2):303-322, 8 1983.
- NERO83B** Nero A. V., M. L. Boegel, C. D. Hollowell, J. G. Ingersoll and W. W. Nazaroff. Radon concentrations and infiltration rates measured in conventional and energy-efficient houses. *Health Physics*, 45(2):401-405, 8 1983.
- PRICHARD83** Prichard H. M., T. F. Gessel, C. T. Hess and P. Nyberg. Integrated radon data from dwelling in Maine and Texas. *Health Physics*, 45(2):428-432, 8 1983.

- SCIOCCHETTI83** Sciocchetti G., G. F. Clemente, G. Ingrao and F. Scacco. Results of a survey on radioactivity of building materials in Italy. *Health Physics*, 45(2):385–388, 8 1983.
- SCOTT83** Scott A. G. The distribution of average radon daughter concentrations in houses estimated from single-sample surveys. *Health Physics*, 45(2):435–438, 8 1983.
- SOWBY81** Sowby F. D., editor. *Annals of the ICRP (NO. 32)*. Pergamon Press, Oxford, 1981.
- STEIN83** Steinhäusler F., W. Hofmann, E. Pohl and J. Pohl-rüling. Radiation exposure of the respiratory tract and associated carcinogenic risk due to inhaled radon daughters. *Health Physics*, 45(2):331–337, 8 1983.
- STEIN75** Steinhäusler F. Long-term measurements of ^{222}Rn , ^{220}Rn , ^{214}Pb and ^{212}Pb concentrations in the air of private and public buildings and their depending on meteorological parameters. *Health Physics*, 29:705–713, 1975.
- STRANDEN82** Stranden E., A. K. Kolstad and B. Lind. The influence of moisture and temperature on radon exhalation. *Radiation Protection Dosimetry*, 7(1-4):55–58, 1982.

謝辞

本研究を遂行するにあたり終始直接御指導頂いた生物材料物理学講座の奥山 剛先生に深く感謝致します。

論文の取りまとめに際し多くの適切な御助言を頂いた生物材料物理学講座の木方洋二先生、生物材料機械学講座の堤 成晃先生、森林化学講座の安田征市先生に深く感謝致します。

専門的な分野から多くの貴重な御助言を賜ると共に、標準フィルム作成実験、較正実験の際全面的に御協力頂いた名古屋大学工学部原子核工学科原子核工学第四放射線安全工学講座の飯田孝夫先生に深謝致します。

屋内ラドン濃度の全国測定の際にモニタの設置、フィルムの交換等を遂行して頂いた次の全国各大学の先生方に感謝の意を表します。北海道大学・大谷 諄先生、岩手大学・澤邊 攻先生、東京大学・岡野 健先生、東京大学・有馬孝禮先生、静岡大学・鈴木滋彦先生、愛知教育大学・橘田紘洋先生、愛媛大学・林 和男先生、鹿児島大学・藤田晋輔先生、日本女子大学・南澤明子先生。

モニタ設置、フィルム交換の際に便宜を計って頂いた名古屋大学年代測定資料研究センター・中村俊夫先生、名古屋大学附属図書館・小出秀夫氏、村井健三氏、大橋康彦氏、岐阜県武儀郡上之保小学校・早川敏文教頭、並びに上之保小学校・上之保中学校の先生方に感謝の意を表します。

住宅の気密性能を測定する際に便宜を計って頂いた、奈良県室生村森林組合、岐阜県林業センター、愛知県林業センター、愛知県設楽事務所の方々に感謝致します。

また、鹿児島大学農学部の服部芳明先生、小林拓次郎元技官、半田キイ元技官、津田裕子氏、住宅内ラドン濃度測定を卒業後も継続して遂行された蟹江洋子氏、木材物理学講座卒業生の富田祐子氏、小松圭介氏、澤田斉子氏、岩田牧子氏、宮治さわみ氏、脇阪紀子氏、木材物理学講座大学院生の米延仁志氏、小原光博氏、並びに木材物理学講座の皆様に感謝致します。