

肉類：1.6 (Bq/kg) / (Bq/m²/d)

経口摂取の線量係数も放射性核種に依存し、文献[1]から得られる。I-131 では、幼児（1～2歳）に対して 1.8×10^{-7} Sv/Bq、成人に対して 2.2×10^{-8} Sv/Bq である。

よって、いろいろな食物の経口摂取による線量は、
幼児に対して、

$$\text{農作物} : E_{\text{ing}} = 6.6 \times 10^{-1} \times 1.3 \times 10^{-1} \times 150 \times 1.8 \times 10^{-7} = 2.3 \times 10^{-6} \text{ Sv/y}$$

$$\text{ミルク} : E_{\text{ing}} = 2.2 \times 7.5 \times 10^{-3} \times 300 \times 1.8 \times 10^{-7} = 8.9 \times 10^{-7} \text{ Sv/y}$$

$$\text{肉類} : E_{\text{ing}} = 1.6 \times 7.5 \times 10^{-3} \times 40 \times 1.8 \times 10^{-7} = 8.6 \times 10^{-8} \text{ Sv/y}$$

従って、幼児に対する経口摂取の合計線量は、 3.2×10^{-6} Sv/y となる。

成人に対しては、

$$\text{農作物} : E_{\text{ing}} = 6.6 \times 10^{-1} \times 1.3 \times 10^{-1} \times 410 \times 2.2 \times 10^{-8} = 7.7 \times 10^{-7} \text{ Sv/y}$$

$$\text{ミルク} : E_{\text{ing}} = 2.2 \times 7.5 \times 10^{-3} \times 250 \times 2.2 \times 10^{-8} = 9.1 \times 10^{-8} \text{ Sv/y}$$

$$\text{肉類} : E_{\text{ing}} = 1.6 \times 7.5 \times 10^{-3} \times 100 \times 2.2 \times 10^{-8} = 2.6 \times 10^{-8} \text{ Sv/y}$$

従って、成人に対する経口摂取の合計線量は、 8.9×10^{-7} Sv/y となる。

表B. I 代表的な決定グループのいろいろな食物の消費率

食物	消費率	
	幼児（1～2歳）	成人
農作物 (g/y)	150	410
ミルク (L/y)	300	250
肉類 (kg/y)	40	100
水及び飲料 (m ³ /y)	0.26	0.6
淡水魚 (kg/y)	15	30

全個人線量 E_{TOT} は、各経路からの線量を合計することによって得られ、その結果は：

1年間の1Bq/sの放出に対して、

$$\text{幼児} : E_{\text{TOT}} = 3.6 \times 10^{-6} \text{ Sv/y}$$

$$\text{成人} : E_{\text{TOT}} = 1.2 \times 10^{-6} \text{ Sv/y}$$

B.1.3. 一般的なクリアランスレベルの推定

前項より、1年間に1Bq/sの放出に対して、幼児は 3.6×10^{-6} Sv/y の線量を受け

ると予想される。大気放出に対する一般的なクリアランスレベルは次のように得られる：

$$RC_c = \frac{C_c}{E_{TOT}} \times 3.15 \times 10^7 \quad (\text{B. 9})$$

ここで、

RC_c ：一般的なクリアランスレベル (Bq/y)

C_c ：クリアランスの規準 (Sv/y)

E_{TOT} ：単位放出率あたりの全線量 (Sv/y) / (Bq/s)

3.15×10^7 ：1Bq/s の放出から Bq/y への換算係数

この場合、 C_c は $10 \mu\text{Sv/y}$ (10^{-5}Sv/y) で、I-131 に対し、 E_{TOT} は $3.6 \times 10^{-6} \text{Sv/y}$ である。大気放出に対する一般的なクリアランスレベルはそれ故、 $8.75 \times 10^7 \text{Bq/y}$ である。これは表Ⅲでは $1 \times 10^8 \text{Bq/y}$ に丸められている。

他の放射性核種についても同様の計算を行うことができ、文献[7]及び[1]のデータ及び補完的に文献[16]のデータを用いて計算が行われた。一般的なクリアランスレベルの計算に用いられる放射性核種固有のパラメータ値は、表 B.Ⅱ及び B.Ⅲに与えられている。各放射性核種に対する重要な被ばく経路は本文の表Ⅲに示されている。C-14 及びトリチウムについては別に扱われている (B.3 項参照)。各ケースで表Ⅲに与えられた一般的な値は、最も近いオーダーの値に丸めることによって得られる。

表B.Ⅱ クリアランスレベルの導出に用いられた外部及び内部被ばくの線量係数

放射性核種	放射性雲からの外部線量 (a) (Sv/y) / (Bq/m ³)	沈着物からの外部線量 (a) (Sv/y) / (Bq/m ² /d)	吸入摂取の線量係数 (b) 成人 Sv/Bq	吸入摂取の線量係数 (b) 幼児 Sv/Bq	経口摂取の線量係数 (b) 成人 Sv/Bq	経口摂取の線量係数 (b) 幼児 Sv/Bq
H-3* (c)	1.04E-11	0.00E+00	4.5E-11	2.7E-10	1.8E-11	4.8E-11
C-14* (c)	7.06E-12	5.08E-13	2.0E-11	6.6E-09	5.8E-10	1.6E-09
Na-22	2.80E-06	7.00E-05	1.3E-09	7.3E-09	3.2E-09	1.5E-08
Na-24	6.00E-06	7.80E-08	2.7E-10	1.8E-09	4.3E-10	2.3E-09
P-32*	3.12E-09	9.18E-11	3.4E-09	1.5E-08	2.4E-09	1.9E-08
S-35*	7.66E-12	5.30E-13	1.4E-09	4.5E-09	7.7E-10	5.4E-09
Cl-36*	7.03E-10	2.12E-11	7.3E-09	2.6E-08	9.3E-10	6.3E-09
K-42*	4.60E-07	8.39E-09	1.2E-10	1.0E-09	4.3E-10	3.0E-09
Ca-45*	2.72E-11	1.45E-12	2.7E-09	8.8E-09	7.1E-10	4.9E-09
Ca-47*	1.69E-06	3.15E-08	1.9E-09	7.7E-09	1.6E-09	9.3E-09
Cr-51	4.00E-08	3.30E-08	3.7E-11	2.1E-10	3.8E-11	2.3E-10
Fe-59	1.50E-06	1.70E-06	3.7E-09	1.3E-09	1.8E-09	1.3E-08
Co-57*	1.77E-07	3.63E-09	1.0E-09	3.7E-09	2.1E-10	1.6E-09
Co-58	1.20E-06	3.00E-08	2.1E-09	7.5E-09	7.4E-10	4.4E-09
Ga-67	1.80E-07	1.90E-08	2.4E-10	1.0E-09	1.9E-10	1.2E-09
Se-75	5.00E-07	1.80E-06	1.1E-09	4.5E-09	2.6E-09	1.3E-08
Sr-85	6.30E-07	1.20E-06	8.1E-10	3.7E-09	5.6E-10	3.1E-09
Sr-89	1.80E-10	2.40E-10	7.9E-09	3.0E-08	2.6E-09	1.8E-08
Y-90*	5.99E-09	1.68E-10	1.5E-09	8.8E-09	2.7E-09	2.0E-08
Mo-99	2.00E-07	2.90E-08	9.9E-10	4.8E-09	6.0E-10	3.5E-09
Tc-99	6.70E-13	1.50E-10	1.3E-08	3.7E-08	6.4E-10	4.8E-09
Tc-99m	1.60E-07	1.30E-09	2.0E-11	1.0E-10	2.2E-11	1.3E-10
In-111	5.00E-07	4.50E-08	2.3E-10	1.2E-09	2.9E-10	1.7E-09
I-123	2.00E-07	3.70E-09	7.4E-11	7.9E-10	2.1E-10	1.9E-09
I-125	1.40E-08	5.20E-08	5.1E-09	2.3E-08	1.5E-08	5.7E-08
I-131	4.70E-07	1.20E-07	7.4E-09	7.2E-08	2.2E-08	1.8E-07
Xe-127*	3.94E-07	0.00E-00	0.0E-00	0.0E-00	0.0E+00	0.0E+00
Xe-133*	4.92E-08	0.00E-00	0.0E-00	0.0E-00	0.0E+00	0.0E+00
Pm-147*	1.71E-08	3.56E-10	7.3E-10	3.6E-09	9.9E-10	7.4E-09
Er-169*	5.49E-11	2.55E-12	1.0E-09	3.5E-09	3.7E-10	2.8E-09
Au-198	5.00E-07	4.10E-08	8.6E-10	4.4E-09	1.0E-09	7.2E-09
Tl-201	1.10E-07	1.20E-08	4.4E-11	3.3E-10	9.5E-11	5.5E-10
Hg-197	7.70E-08	7.70E-09	3.0E-10	1.2E-09	2.3E-10	1.6E-09
Hg-203	2.80E-07	4.00E-07	2.4E-09	7.9E-09	1.9E-09	1.1E-08
Ra-226	8.40E-09	3.60E-06	9.5E-06	2.9E-05	2.8E-07	9.6E-07
Th-232	2.30E-10	3.60E-06	1.1E-04	2.2E-04	2.3E-07	4.5E-07

(a) *印をつけた放射性核種に対する放射性雲及び沈着物放射能からの外部線量は文献 [16] から、それ以外の全ての外部線量は文献 [7] から引用した。

(b) 吸入及び経口摂取に対する全ての線量係数は文献 [1] から引用し、最も制約的な値を示してある。

(c) H-3及びC-14については、比放射能法が採用された。

表B.Ⅲ 陸生食物中濃度の計算に用いられたパラメータ

放射性核種	農作物の 経根吸収の 濃縮係数 (a)	牧草の 経根吸収の 濃縮係数 (b)	ミルクへの 移行係数 d/litre	肉への 移行係数 d/kg
H-3 (c)	0.0E+00	0	0.0E+00	0.0E+00
C-14 (c)	0.0E+00	0	0.0E+00	0.0E+00
Na-22	5.0E-02	0.6	2.5E-01	8.0E-01
Na-24	5.0E-02	0.6	2.5E-01	8.0E-01
P-32	1.0E+00	10	2.0E-02	5.0E-02
S-35	6.0E-01	6	2.0E-02	2.0E-01
Cl-36 (d)	5.0E+00	80	1.0E-03	1.0E-03
K-42 (d)	4.0E-02	1	1.0E-02	5.0E-02
Ca-45 (d)	3.0E-01	10	3.0E-03	1.0E-02
Ca-47 (d)	3.0E-01	10	3.0E-03	1.0E-02
Cr-51	1.0E-03	0.1	2.0E-04	9.0E-02
Fe-59	1.0E-03	0.1	3.0E-04	5.0E-02
Co-57	8.0E-02	2	1.0E-02	7.0E-02
Co-58	8.0E-02	2	1.0E-02	7.0E-02
Ga-67	3.0E-03	0.1	1.0E-05	3.0E-04
Se-75	1.0E-01	1	1.0E-03	1.0E-01
Sr-85	3.0E-01	10	3.0E-03	1.0E-02
Sr-89	3.0E-01	10	3.0E-03	1.0E-02
Y-90	3.0E-03	0.1	6.0E-05	1.0E-02
Mo-99	2.0E-01	1	5.0E-03	1.0E-02
Tc-99	5.0E+00	80	1.0E-03	1.0E-03
Tc-99m	5.0E+00	80	1.0E-03	1.0E-03
In-111	3.0E-03	0.1	2.0E-04	4.0E-03
I-123	2.0E-02	0.1	1.0E-02	5.0E-02
I-125	2.0E-02	0.1	1.0E-02	5.0E-02
I-131	2.0E-02	0.1	1.0E-02	5.0E-02
Pm-147	2.0E-03	0.1	6.0E-05	2.0E-03
Er-169 (d)	5.0E-02	0.1	3.0E-04	2.0E-04
Au-198	1.0E-01	0.4	1.0E-05	5.0E-03
Tl-201	2.0E+00	2	3.0E-03	1.0E-02
Hg-197	3.0E-01	3	5.0E-04	1.0E-02
Hg-203	3.0E-01	3	5.0E-04	1.0E-02
Ra-226	4.0E-02	0.4	4.0E-02	5.0E-03
Th-232	1.0E-03	0.1	1.0E-03	1.0E-04

(a) Bq/kg—生植物重量 / Bq/kg—乾燥土壌重量

(b) Bq/kg—乾燥植物重量 / Bq/kg—乾燥土壌重量

(c) トリチウム及びC-14は別途モデル化した（本文参照）。

(d) 文献 [7] には値が与えられていないため、ClはTc、CaはSr、KはCs、ErはCeと同じ挙動をすると仮定した。

注：特に記載のない全ての値は文献 [7] から引用した。

B.2 液体放出

B.2.1 下水への放出及び下水スラッジによる保持

第 5 章で議論されたように、放射性核種の下水への放出については 2 つのアプローチが採用されている。1 つは、全ての物質が下水処理施設の下水スラッジに保持されるという仮定、2 つ目は全ての放射能が水系に放出されるという仮定である。前者のシナリオによる線量をここで検討し、後者は次節で扱う。

もし、放出された全ての放射性核種が下水スラッジに移行すると仮定すると、スラッジ中の濃度は文献[7]より次で与えられる：

$$C_{\text{sludge}} = Q_i / S \quad (\text{B.10})$$

ここで、

C_{sludge} ：スラッジ中の核種の年平均濃度 (Bq/kg)

Q_i ：放射性核種 i の年間放出量 (Bq/y)

S ：当該下水処理施設における年間の下水スラッジ発生量(kg/y)

当該下水処理施設における年間の下水スラッジ発生量は、その施設がサービスする集団の規模を反映した処理施設の規模によって変るであろう。文献[1]は、各自が 20 kg/y (乾燥重量) の下水を発生する人口 20000 人にサービスする処理施設に基づいて、400 ton/y (乾燥重量) という年間下水発生量のデフォルト値を提案している。

したがって単位年間放出量に対するスラッジの濃度は：

$$C_{\text{sludge}} = \frac{1}{4 \times 10^5} = 2.5 \times 10^{-6} \text{ (Bq/kg) / (Bq/y)}$$

ここでは 2 つの被ばく経路、すなわち、スラッジ中の放射性核種からの外部照射及びスラッジから空気中に再浮遊した放射性核種の吸入が関係する。両者とも下水処理施設の作業員に対するものである。

外部照射の線量は文献[7]により、次式で推定される：

$$E_{\text{si}} = C'_{\text{sludge}} DF_{\text{gr}} O_f \quad (\text{B.11})$$

ここで、

E_{si} ：放射線量 (Sv/y)

C'_{sludge} ：下水スラッジ中の放射性核種の濃度 (Bq/m²)

DF_{gr} ：汚染地面からの被ばくに対する線量換算係数 (Sv/Bq/m²)

O_f ：年間の被ばく時間の割合 (1/y)

C'_{sludge} は、下水スラッジの単位面積あたりの放射性核種の表面濃度である。これは B.10 式から計算される単位質量のスラッジ中の放射性核種濃度から、下水スラッジの密度を $1.0 \times 10^3 \text{ kg/m}^3$ 、下水スラッジ容器の深さを 1m と仮定して得られる。そうすると、 $C'_{\text{sludge}} = 1000 \times C_{\text{sludge}}$ である[7]。

年間の被ばく時間の割合は 2000h/y の作業時間に基づいて、0.228 とすることができる。 DF_{gr} の値は放射性核種に依存し、B.1.2 節で用いられたとおりである。I-131 に対しては、 DF_{gr} の値は $1.2 \times 10^{-7} \text{ (Sv/y) / (Bq/m}^2\text{/d)}$ である。しかしこの計算では、Sv/Bq/m² の単位にすることが必要であるため、この値を 365 で除して $3.3 \times 10^{-10} \text{ Sv / (Bq/m}^2\text{)}$ を得る。

よって、下水スラッジ中の I-131 からの外部線量は：

$$= 1000 \times 2.5 \times 10^{-6} \times 3.3 \times 10^{-10} \times 0.228$$

$$= 1.9 \times 10^{-13} \text{ (Sv/y) / (Bq/y)}$$

再浮遊物質の吸入による線量は文献[7]より、次式で与えられる：

$$E_{\text{res}} = C_{\text{sludge}} \cdot R_{\text{inh}} \cdot DF_{\text{inh}} \cdot O_f \cdot DL \quad (\text{B.12})$$

ここで、

E_{res} : 再浮遊した下水スラッジの吸入による年線量 (Sv/y)

C_{sludge} : 下水スラッジ中の核種の年平均濃度 (Bq/kg)

R_{inh} : 年間の呼吸率 (m^3/y)

DF_{inh} : 吸入摂取に対する線量係数 (Sv/Bq)

O_f : 年間の被ばく時間の割合

DL : 再浮遊によるダスト濃度 (kg/m^3)

下水スラッジ中の濃度は乾燥重量であり、上に与えられたように単位年間放出量に対して 2.5×10^{-6} Bq/kg である。年間の呼吸率は $8400 \text{ m}^3/\text{y}$ [7]であり、 O_f は上記のように 0.228 とすることができる。下水施設における環境中のダスト濃度は、局地的条件、特に下水スラッジの乾燥の程度及び天候条件に依存する。 $0.1 \text{ mg}/\text{m}^3$ のデフォルト値が下水施設の周辺での測定結果に基づいて文献[7]に提案されており、これは $1 \times 10^{-7} \text{ kg}/\text{m}^3$ に対応する。線量係数は放射性核種に依存し、I-131 では成人に対し $7.4 \times 10^{-9} \text{ Sv}/\text{Bq}$ である[1]。

よって、下水スラッジ中の I-131 の吸入による線量は：

$$\begin{aligned} &= 2.5 \times 10^{-6} \times 8400 \times 7.4 \times 10^{-9} \times 0.228 \times 1.0 \times 10^{-7} \\ &= 3.5 \times 10^{-18} \text{ (Sv/y) / (Bq/y)} \end{aligned}$$

であり、これは外部線量よりも約 5 桁小さい。

I-131 の $1 \text{ Bq}/\text{y}$ の下水への放出による下水作業者の全線量は、これら 2 つの線量を合計することによって得られ、 $1.9 \times 10^{-13} \text{ Sv}/\text{y}$ となる。

B.2.2. 河川への放出

放射性核種が流量 $0.1 \text{ m}^3/\text{y}$ の小規模河川に放出され、排水口から 600 m 下流の同じ側に人が居住していると仮定する。文献[7]より、この河川流量は幅 3.47 m、深さ 0.058 m の河川に相当する。河川の流速 U (m/s) は次式で得られる。

$$U = \frac{q_w}{BD} \quad (\text{B.13})$$

q_w : 流量率 (m^3/s)

B : 川幅 (m)

D : 川の深さ (m)

したがって、

$$U = \frac{0.1}{3.47 \times 0.058} = 0.5 \text{ m/s}$$

着目するレセプタの距離では、鉛直方向には完全に混合していると仮定することができ、次の段階では河川の部分混合指標 A (無次元) を計算する：

$$A = \frac{1.5Dx}{B^2} \quad (\text{B. 14})$$

ここで、

x : 放出点からレセプタの位置までの距離

D, B : 前記のとおり

$x = 500 \text{ m}$ に対して、

$$A = \frac{1.5 \times 0.058 \times 500}{3.47^2} = 3.6$$

部分混合係数 P_r は文献[7]より、 $A=3.6$ に対して $1/6$ (無次元) が得られる。下流の距離 x における放射性核種の濃度 C (Bq/m^3) は、文献[7]より、

$$C(x) = \frac{Q}{q_w} \exp\left[-\frac{\lambda_1 x}{U}\right] P_r \quad (\text{B. 15})$$

Q : 放射性核種の年平均放出率 (Bq/s)

q_w : 年平均流量率 (m^3/y)

λ_1 : 放射性核種の崩壊定数 ($1/\text{y}$)

x : 下流の距離 (m)

U : 河川の流速 (m/s)

P_r : 部分混合係数 (無次元)

このケースでは、

$$C(x) = \frac{1}{0.1} \times \exp\left[-\frac{9.98 \times 10^{-7} \times 500}{0.5}\right] \times 1.6 = 16 \text{ Bq}/\text{m}^3$$

これは水中の全放射能濃度であり、溶解したものと浮遊した底泥に吸着した放射性核種の合計である。溶解 (ろ過) した放射性核種濃度 $C_{w,s}$ (Bq/m^3) は文献[7]で与えられる。

$$C_{w,s} = C \frac{1}{1+k_d S_s} \quad (\text{B. 16})$$

k_d : 分配係数 (m^3/kg)

S_s : 浮遊した底泥濃度 (kg/m^3)

C : 全放射能濃度 (Bq/m^3)

k_d の値は文献[7]から得ることができ、放射性核種及び水系の特性に依存する。ヨウ素については、文献[7]で淡水について $k_d = 6 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{kg}$ の値が与えられている。浮遊した沈積物濃度 S_s は、河川の特性に依存する。ここでは、 $5 \times 10^{-2} \text{ kg}/\text{m}^3$ のデフォルト値が用いられる。よって、

$$C_{w,s} = 16 \times \frac{1}{1 + (5 \times 10^{-3} \times 5 \times 10^{-2})} = 16 \text{ Bq/m}^3$$

表面水が飲料水に利用されている時には、浮遊沈積物は水処理過程で除去される。それゆえ、飲料水からの放射線量の評価には、溶解した放射性核種濃度が適切であるといえることができる。しかしながら、除去効率に関連する放射性核種や用いられる特定の水処理に依存する。

放射性核種はまた、川岸や浜辺の沈積物にも沈着する。文献[7]から、川岸／海浜の沈積物の表面汚染濃度は以下のように与えられる：

$$C_s = \frac{C \times k_d \times 60 \times 0.1}{1 + S k_d} \times \frac{1 - \exp(-\lambda_i T_e)}{\lambda_i T_e} \quad (\text{B.17})$$

C_s ：川岸／海浜の沈積物の表面汚染濃度 (Bq/m²)

C ：水中濃度 (Bq/m³)

k_d ：分配係数 (m³/kg)

λ_i ：放射性崩壊定数 (1/d)

T_e ：実効蓄積時間 (d)

係数 60 (kg/m²) は上層 (5.0 cm) と沈積物のかさ密度を考慮したものである。0.1 は川底と川岸／海浜の k_d が浮遊沈積物の 1/10 と仮定したからである。 T_e は沈積物中のビルドアップを考慮するもので、保守的に 365 日と仮定する。

よって、I-131 の川岸／海浜沈積物の濃度は、

$$\frac{16 \times 5 \times 10^{-3} \times 60 \times 0.1}{1 + (5 \times 10^{-2} \times 5 \times 10^{-3})} \times \frac{1 - \exp(-8.7 \times 10^{-2} \times 365)}{8.7 \times 10^{-2} \times 365} = 1.51 \times 10^{-2} \text{ Bq/m}^2$$

ここで関係する被ばく経路は、

- 飲料水中の放射性核種の経口摂取
- 淡水魚の経口摂取
- 川岸／海浜の沈積物中の放射性核種による外部照射

である。飲料水中の放射性核種の経口摂取による線量率 E_{DW} (Sv/y) は、次式で与えられる：

$$E_{DW} = C_{w,s} \times H_w \times DF_{ing,i} \quad (\text{B.18})$$

ここで、

$C_{w,s}$ ：溶解 (ろ過) した放射性核種の濃度 (Bq/m³)

H_w : 飲料水の消費率 (m^3/y)

$DF_{\text{ing},i}$: 放射性核種 i の経口摂取に対する線量係数 (Sv/Bq)

$C_{w,s}$ は B.17 式より得られる。文献[7]より、飲料水の消費率は成人に対して $0.6 \text{ m}^3/\text{y}$ である。I-131 の経口摂取の線量換算係数は成人に対して $2.2 \times 10^{-8} \text{ Sv/Bq}$ である。

よって、

$$E_{\text{DW}} = 16 \times 0.6 \times 2.2 \times 10^{-8} = 2.1 \times 10^{-7} \text{ Sv/y (河川への単位放出あたり)}$$

魚中の放射性核種の経口摂取による線量 $E_{\text{ing},f}$ (Sv/y) は：

$$E_{\text{ing},f} = C_{f,i} \times H_f \times DF_{\text{ing},i} \quad (\text{B.19})$$

ここで、

$C_{f,i}$: 魚中の放射性核種 i の濃度 (Bq/kg)

H_f : 魚の摂取率 (kg/y)

$DF_{\text{ing},i}$: 放射性核種 i の経口摂取に対する線量係数 (Sv/Bq)

また、

$$C_{f,i} = C_{w,s} \times B_p \quad (\text{B.20})$$

$C_{w,s}$: 溶解 (ろ過) した放射性核種の濃度 (Bq/m^3)

B_p : 魚中の放射性核種 i の濃度の、水中に溶解した濃度に対する平衡時の比。
(m^3/kg) 生物濃縮係数として知られる

溶解した放射性核種の濃度は B.17 式から得られる。 B_p は核種に依存し、また個々の状況に応じて大きく小さく変化する[7]。I-131 については、 $40 \text{ (Bq/kg)} / \text{(Bq/L)}$ の B_p の値が文献[7]で与えられ、これは、 $4 \times 10^{-2} \text{ (Bq/kg)} / \text{(Bq/m}^3)$ に等しい。

よって、

$$C_{f,i} = 16 \times 4 \times 10^{-2} = 6.4 \times 10^{-1} \text{ Bq/kg}$$

淡水魚の消費率には 30 kg/y [7]が採用され、 $DF_{\text{ing},i}$ は I-131 について上に与えられている。

よって、

$$E_{\text{ing},f} = 6.4 \times 10^{-1} \times 30 \times 2.2 \times 10^{-8} = 4.2 \times 10^{-7} \text{ Sv/y (河川への単位放出あたり)}$$

沈積物中の核種からの外部照射線量 $E_{m,i}$ (Sv/y) は、次式で与えられる：

$$E_{m,i} = C_s \times DF_{\text{gr}} \times O_f \quad (\text{B.21})$$

ここで、

C_s : 川岸/海浜の沈積物中の表面汚染濃度 (Bq/m^2)

DF_{gr} : 地表汚染に対する線量換算係数 ($\text{Sv/y} / \text{(Bq/m}^2)$)

O_f : この被ばく経路に対する年あたりの被ばく時間の割合

上記から I-131 に対して、

$$C_s = 1.5 \times 10^{-2} \text{ Bq/m}^2$$

$$DF_{\text{gr}} = 3.3 \times 10^{-10} \text{ Sv} / \text{(Bq/m}^2)$$

文献[7]より O_f のデフォルト値 0.18 が成人に対して与えられる。

よって、

$$E_{m,i} = 1.5 \times 10^{-2} \times 3.3 \times 10^{-10} \times 0.18 = 8.9 \times 10^{-13} \text{ Sv/y}$$

I-131 の河川への単位放出量による全線量は、3 つ全ての被ばく経路からの線量の合計によって得られ、 6.3×10^{-7} (Sv/y) / (Bq/s) または 2.0×10^{-14} (Sv/y) / (Bq/s) である。

B.2.3. 液体放出に対する一般的なクリアランスレベルの評価

前の諸項から、もし全ての放射能が下水スラッジに保持されると仮定すると、I-131 の1年間 1Bq/y の放出による成人の線量は 1.9×10^{-13} Sv/y である。全ての放射能が一つの川に放出されるとその線量は 2.0×10^{-14} Sv/y である。よって、I-131 に対しては、前者のケースがより制約的であり、一般的なクリアランスレベルの導出に用いられる。

液体放出に対する一般的なクリアランスレベルは次のように得られる：

$$RC_c = \frac{C_c}{E_{TOT}} \quad (\text{B. 22})$$

ここで、

RC_c ：一般的なクリアランスレベル (Bq/y)

C_c ：クリアランスの規準 (Sv/y)

E_{TOT} ：単位放出率からの全線量 (Sv/y) / (Bq/y)

C_c が 10^{-5} Sv/y で I-131 の場合、 E_{TOT} は 1.9×10^{-13} Sv/y である。液体放出に対する一般的なクリアランスレベルはそれ故 5.3×10^7 Bq/y である。これは表IVでは 1×10^7 Bq/y に丸められている。

他の放射性核種についても同様の計算を行うことができ、文献[1], [4], [5]及び[7]のデータを用いて計算が行われた。一般的なクリアランス値の計算に用いられた放射性核種固有のパラメータ値は、表 B. II 及び B. IV に与えられている。各放射性核種に対して重要な被ばく経路は本文の表IVに示されている。トリチウムについては別に扱われている (B.3 項参照)。各ケースにおいて表IVに与えられた一般的な値は、最も近いオーダーの値に丸めることによって得られる。

B.3. トリチウム及び C-14 に対する一般的なクリアランス値の計算

文献[7]で推奨されているようにトリチウムと C-14 に対する一般的なクリアランス値の計算では、環境中での挙動を考慮して比放射能法が採用された。このアプローチを用いることにより、環境と被ばくする個人の間には定常的な平衡状態が達成され、放射性核種とその安定同位体の比は一定と仮定される。

B.3.1. トリチウム

トリチウムについては、核種が環境を移行し、水分子となって生物中に取り込まれると仮定する。人体のトリチウム濃度は、大気放出による空気中の水蒸気中、また液体放出を受容する水圏環境中の水中の平衡濃度から導出される。文献[7]より気体状放出に対しては：

$$D_T = C_A \times DF_T \quad (\text{B.23})$$

ここで、

D_T ：着目点の人が受けるトリチウムからの年線量

DF_T ：線量率換算係数 (Sv/y) / (Bq/L・人体の水分)

C_A ：着目点における空気中の水蒸気中のトリチウムの定常濃度 (Bq/L)

着目点は空気中の濃度が線量に最も大きく寄与する地点が取られる。この場合には、重要な経口摂取を考慮して、農作物が生育すると仮定する距離を 100m と仮定する。トリチウムに対する線量率係数は、 2.6×10^{-8} (Sv/y) / (Bq/L) である。着目点のトリチウム濃度は、次式で与えられる：

$$C_A = \frac{X}{H} \quad (\text{B.24})$$

ここで、

X ：着目点の空気中トリチウム濃度 (Bq/m³)

H ：空気中の絶対湿度、デフォルトとして 6×10^{-3} (L/m³・空気) を仮定する。

B.1.1 節より、大気中への単位放出あたりの 100 m の距離における X の値は、 1.3×10^{-4} Bq/m³ であり、従って 100 m 地点では、

$$C_A = \frac{1.3 \times 10^{-4}}{6.0 \times 10^{-3}} = 2.2 \times 10^{-2} \text{ Bq/L}$$

及び

$$D_A = 2.2 \times 10^{-2} \times 2.6 \times 10^{-8} = 5.7 \times 10^{-10} \text{ (Sv/y) / (Bq/s)}$$

そうするとクリアランスレベルは、

$$= 10^{-5} \times 3.15 \times 10^7 / 5.7 \times 10^{-10} = 5.5 \times 10^{11} \text{ Bq/y}$$

トリチウムの液体放出についても同様のアプローチが採用され、 C_A は着目地点の水中の定常トリチウム濃度 C_w に置き換えられる。B.2.2 節より C_w の値は 16 (Bq/m³) / (Bq/s の放出)、すなわち、 1.6×10^{-2} Bq/L である。よって単位放出あたりの線量は、

$$D_w = 1.6 \times 10^{-2} \times 2.6 \times 10^{-8} = 4.2 \times 10^{-10} \text{ (Sv/y) / (Bq/s)}$$

クリアランスレベルは、

$$= 10^{-5} \times 3.15 \times 10^7 / 4.2 \times 10^{-10} = 7.6 \times 10^{11} \text{ Bq/y}$$

B.3.2. 炭素-14

大気放出についてのみ比放射能法が採用され、液体放出については他の放射性核種と同様のアプローチが用いられている。C-14 は CO_2 分子の形で放出され、その後光合成によって植物組織中に固定されると仮定する。また、生成する有機分子は食物連鎖を経て安定炭素とともに人体内に移行すると仮定する。それゆえ、平衡状態での線量は、着目点の安定炭素濃度に対する空気中の C-14 濃度に直接比例する。よって、文献[7]より、

$$D = A f_c \cdot DF_c \quad (\text{B.25})$$

ここで、

D : 年実効線量

A : 着目点の食物が長期的に曝される比放射能 ($\text{Bq}^{-1}\text{C/g-C}$)

DF_c : 年線量率 (Sv/y) と人体の炭素 1g 中の C-14 濃度 (Bq/g) を関係づける実効線量率係数

文献[1]で勧告された線量率係数は $5.6 \times 10^{-5} (\text{Sv/y}) / (\text{Bq/g})$ である。 A の値は次式で計算される:

$$A = X/C_c \quad (\text{B.26})$$

ここで、

X : 着目点の空気中の C-14 濃度

C_c : 気体状炭素の濃度、 $1.8 \times 10^{-1} \text{ g/m}^3$ と仮定する。

トリチウムと同様に着目点は 100m が採用され、B.1.1 よりこの距離に対して $X = 1.3 \times 10^{-4} \text{ Bq/m}^3$ である。

よって、

$$D = 1.3 \times 10^{-4} \times 5.6 \times 10^{-5} / 1.8 \times 10^{-1} = 4 \times 10^{-8} (\text{Sv/y}) / (\text{Bq/s})$$

であり、クリアランスレベルは、

$$= 10^{-5} \times 3.15 \times 10^7 / 4 \times 10^{-8} = 7.9 \times 10^9 \text{ Bq/y}$$

となる。

表B.IV 河川への放出に用いられたパラメータ

放射性核種	分配係数, K_d L/kg	生物濃縮係数、魚 (Bq/kg) / (Bq/L)
C-14	10	1
Na-22 (a)	1000	20
Na-24 (a)	1000	20
P-32	30	50000
S-35 (b)	30	1000
Cl-36 (c)	10	50
K-42 (a)	1000	2000
Ca-45 (d)	100	75
Ca-47 (d)	100	75
Cr-51	100	200
Fe-59	1000	200
Co-57	1000	300
Co-58	1000	300
Ga-67 (b)	100	400
Se-75	30	200
Sr-85	100	75
Sr-89	100	75
Y-90 (b)	4000	30
Mo-99 (b)	30	10
Tc-99	10	50
Tc-99m	10	50
In-111	100	10000
I-123	5	40
I-125	5	40
I-131	5	40
Pm-147 (e)	1000	30
Er-169 (e)	1000	30
Au-198 (b)	200	35
Tl-201 (b)	100	1000
Hg-197 (d)	100	1000
Hg-203 (d)	100	1000
Ra-226	100	50
Th-232	100000	100

(a) Csと同じ挙動と仮定した。

(b) K_d 値は必要なときは同族元素を用いて、文献 [10] から引用した。

(c) Tcと同じ挙動と仮定した。

(d) Srと同じ挙動と仮定した。

(e) Ceと同じ挙動と仮定した。

注：特に記載のない全ての値は文献 [7] から引用した。

付録 C

気体状及び液体の放出に対するクリアランス値に対応する集団線量の推定

集団線量の決定には、リスクにさらされる集団や被ばく経路などのサイト固有データとともに、処分方法に関する情報が必要である。しかしながら、大気中及び水系への放射性核種の単位放出に対する一般的な集団線量の推定値が IAEA[7]によって示されている。これらの推定値は西欧の諸地域に適用されるモデルの結果[18]と UNSCEAR[19]によって開発された簡単なモデルの結果に基づいている。これらの集団線量はオーダーの推定値であり、スクリーニング目的で利用される。しかしながら、ここでは、気体状及び液体の放出のクリアランス値に関する集団線量の推定値に用いる。得られた集団線量は 1manSv の規準と比較することができる。

表 C. I 及び表 C. II は文献[1]から引用した単位放出あたりの集団線量を示し、それらは大気及び水系への放出に対するクリアランスレベルに対応する。単位放出あたりの集団線量は、この報告書で考察された放射性核種のうちいくつかについてのみ得られる。しかしながら、同様の結果は他の放射性核種についても期待できる。全てのケースにおいて、クリアランスレベルに対応する集団線量は 1manSv 規準をかなり下回っている。C-14 だけが、その長い半減期と地球規模の循環のために、集団線量が規準に近い。したがって、C-14 については、放出がクリアランスレベルに近い場合には集団線量の考慮が必要かもしれない。

表 C. I 大気への放射性核種の放出に対する集団線量

放射性核種	クリアランスレベル (Bq/y)	集団線量	
		単位放出あたり manSv / (Bq/y)	クリアランスレベル manSv
H-3	1E+11	1E-15	1E-04
C-14	1E+10	1E-11	1E-01
P-32	1E+08	1E-13	1E-05
S-35	1E+08	1E-12	1E-04
Cr-51	1E+09	1E-14	1E-05
Fe-59	1E+08	1E-13	1E-05
Co-58	1E+09	1E-13	1E-04
Sr-89	1E+08	1E-14	1E-06
I-131	1E+08	1E-12	1E-04
Xe-133	1E+12	1E-17	1E-05
Th-232	1E+05	1E-10	1E-05

注：ここに示された値はスクリーニング目的のためのオーダーの推定値であり、注意して使用すべきである。

表 C. II 水系への放射性核種の放出に対する集団線量

放射性核種	クリアランスレベル (Bq/y)	集団線量	
		単位放出あたり manSv / (Bq/y)	クリアランスレベル manSv
H-3	1E+12	1E14	1E02
C-14	1E+10	1E11	1E01
P-32	1E+06	1E12	1E06
S-35	1E+09	1E14	1E05
Cr-51	1E+08	1E16	1E08
Fe-59	1E+06	1E13	1E07
Co-58	1E+08	1E13	1E05
Sr-89	1E+09	1E16	1E07
I-131	1E+07	1E15	1E08
Th-232	1E+06	1E10	1E04

注：ここに示された値はスクリーニング目的のためのオーダーの推定値であり、注意して使用すべきである。

引用文献

- [1] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources, Safety Series No.115, IAEA, Vienna (1996).
- [2] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Principles for the Exemption of Radiation Sources and Practices from Regulatory Control, Safety Series No.89, IAEA, Vienna (1988).
- [3] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Recommendations of the ICRP, Publication 60, Ann, ICRP 211, Pergamon Press, Oxford (1990).
- [4] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Clearance Levels for Radionuclides in Solid Materials: Application of Exemption Principles, Interim report for comment, IAEA-TECDOC-855, IAEA, Vienna (1996).
- [5] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Application of Exemption Principles to the Recycle and Reuse of Materials from Nuclear Facilities, Safety Series No.111-P-1.1, IAEA, Vienna (1992).
- [6] Regulatory Control of Radioactive Discharges into the Environment (report in preparation).
- [7] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental Transfer of Radionuclides from Routine Releases; Exposures of Critical Groups, Safety Series No.57, IAEA, Vienna (1982) (under revision).
- [8] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Data for Use in Protection Against External Radiation, Publication No.51, Annals of the ICRP, (1987).
- [9] CROSS, W.G., et al., Tables of beta-ray dose distributions in an infinite water medium, Health Physics, Vol.63, No.2 (1992).
- [10] SIMMONDS, J.R., LARSON, G., MAYALL, A., Methodology for Assessing the Radiological Consequences of Routine Releases of Radionuclides to the Environment, CEC Report EUR-15760 EN, Luxembourg (1996).
- [11] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Regulations for the Safe Transport of Radioactive Material, Requirements No. ST-1, IAEA, Vienna (1996).
- [12] EUROPEAN COMMISSION, Principles and Methods for Establishing Concentrations and Quantities (Exemption Values) below which Reporting is not Required in the European Directive, Radiation Protection Report No.65 (1993).

- [13] BAEKELANDT,L., "Liberation de dechets de tres faible activite. Etat de la question en Belgique", paper presented at the Joint Meeting of the French and Belgian Radiological Protection Societies, Lille, 13-14 November. 1997.
- [14] MILLER, C.W., YILDIRAN, M., Estimating Radionuclide Air Concentrations near Buildings: A Screening Approach, Tran. Am. Nucl. Soc. 46, 55 (1984).
- [15] NATIONAL COUNCIL ON RADIATION PROTECTION AND MEASUREMENTS, Screening Models for Releases of Radionuclides to Atmosphere, Surface Water and Ground, NCRP Report No.123 I . NCRP, Bethesda, MD (1996) .
- [16] ECKERMAN, K.F.,RYMAN, J.C., External Exposure to Radionuclides in Air, Water and Soil, Federal Guidance Report No.12, EPA402-R-93-081, USEPA, Washington (1993) .
- [17] NORTHROP,R.,et a1., "Health effects of aerosols emitted from an activated sludge plant in waste water aerosols and disease", Proc.Symp.US Environmental Protection Agency. Publication No.EPA-600/9-80-028, Cincinnati (1980) .
- [18] LAWSON,G.,COOPER,J.R., McCOLL,N.P., Radiological Impact of Routine Discharges from UK Civil Nuclear Sites, National Radiological Protection Board, Chilton, UK NRPB R-231, London, HMSO (1990) .
- [19] UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION, 1977 Report to the General Assembly with Annexes, UNSCEAR-Sources and Effects of Ionizing Radiation, New York (1977) .

厚生科学研究費補助金（医薬安全総合研究事業）
「医療機関における使用済放射線源及び診療用放射性同位元素
の管理の合理化等のあり方に関する研究」

分担研究報告書

研究課題名「短半減期診療用放射性同位元素由来の放射性廃棄物の
合理的管理に関する研究」

分担研究者 小西 淳二（京都大学大学院医学研究科放射線医学講座）
分担研究協力者 向 高弘（ 同 上 ）

研究要旨

[¹⁸F]FDG を合成するためのターゲット水 (¹⁸O]H₂O) は、高価で入手が困難なため、再利用が望まれる。しかし、我が国では、使用済の¹⁸O]H₂O は放射性物質と認識されるため、海外メーカーによる回収、精製は困難である。本研究では、新たに開発された¹⁸O]H₂O 精製装置を試用し、その性能を評価した。本装置は、UV 照射部と低温蒸留部から成っている。有機溶媒を含有した水を本装置により精製した結果、有機溶媒含有量は著しく低減された。また、回収率も 99.3 ± 0.5 % と非常に良好であった。さらに、本装置で精製した¹⁸O]H₂O を使用し、¹⁸F]FDG を合成したところ、臨床使用に十分な収量が得られることが確認された。以上、¹⁸F]FDG 合成において、本装置により、使用済の¹⁸O]H₂O を効率良く再利用できることが明らかとなった。使用済の¹⁸O]H₂O を再利用することは、放射性廃棄物の軽減および¹⁸F]FDG 合成におけるコスト削減に有用であると考えられる。

A. 研究目的

[¹⁸F]FDG は多くの施設で PET 検査に使用されており、最近では ¹⁸F を用いて短時間に高収量で得られる求核置換反応にて合成するのが一般的である。この合成法においては、サイクロトロンで加速した陽子を ¹⁸O]H₂O に照射し、¹⁸O(p,n)¹⁸F の核反応に

より ¹⁸F を製造して [¹⁸F]FDG の標識に用いる。¹⁸O]H₂O の市価に上下変動はあるものの今だ高価であり、市場での需要が高いために入手が困難な時さえあることから、合成に使用した¹⁸O]H₂O を回収して再利用することが望まれている。しかし回収した¹⁸O]H₂O（以下「回収水」）は合成装置内

のラインやイオン交換樹脂を通過しており、多少に関わらず有機物（メタノール、エタノール、アセトニトリルなど）や種々の無機イオン（カリウムイオン、ナトリウムイオン、塩化物イオンなど）が混入する。これらの不純物を多く含んだまま回収水をターゲット水として再使用すると、照射時ターゲット圧の異常上昇や、ターゲット寿命の低下などの問題が生じる。また ^{18}F の生成量の低下を招く恐れもあり、その結果、得られる ^{18}F FDG 収量も低下することが考えられる。したがって回収水を再使用するためには、混入している有機物や種々のイオンなどを可能な限り除去することが必要である。 ^{18}O H₂O の供給メーカーは、回収水を精製する技術を持っているが、我が国では、使用済の ^{18}O H₂O は放射性廃棄物と認識されるため、供給メーカーの海外プラントに精製を依頼することは困難である。

このたび住友重機械工業（SHI）は、回収水中の有機物除去および回収効率の高い蒸留による精製を目的とした ^{18}O H₂O 精製装置を開発した。本装置は UV 照射部と低温蒸留部から成っている。本施設ではこの精製装置を試用する機会を得たので、本装置の性能を評価した。

B. 方法

1. 蒸留効率の検討

本装置にて注射用蒸留水（大塚製薬）を蒸留し、蒸留前後での重量を化学天秤（メトラー AT250）で測定し、回収率を求めた。

2. UV 照射による有機物除去効果の検討

メタノール、エタノール、アセトニトリ

ルをそれぞれ注射用蒸留水に約 1000 ppm の濃度になるように加えて本装置にて精製し、精製前後での試料中の有機物濃度をガスクロマトグラフィー（GC-14B、島津製作所）にて分析した。カラムは島津製 TSG-15 % SHINCARBON A 60/80 Glass 3.1 m x 3.2 mm I.D. を使用し、カラム温度 90℃、インジェクター温度 180℃、FID 温度 180℃、流速 H₂/50 kPa Air/50 kPa He/70 kPa にて測定した。なお本条件下では、メタノール、エタノール、アセトニトリルの保持時間は、それぞれ 2.7 分、3.2 分、5.2 分であった。

3. ^{18}F FDG の合成収量の検討

購入直後の純度 95% である ^{18}O H₂O（以下「バージン水」）は ROTEM INDUSTRIES 製を用いた。精製水は、本施設で本装置により精製しながら 3-5 回使用したものであり、使用時の ^{18}O H₂O 含有率については不明であった。バージン水を用いて 29 回、精製水を使用して 39 回の ^{18}F FDG 合成を行った。サイクロトロンとして CYPRIIS-325R（SHI 製）、合成装置として FDG 合成装置 F-100（SHI 製）を用いた。なお、照射時間とビーム電流は常に一定とはならないため、以下のように補正した。生成放射エネルギーはビーム電流および $1-e^{-\lambda t}$ （ t ：照射時間、 λ ：生成核種の崩壊定数）に比例する。これに従い、照射時間を 60 分間、ビーム電流を 15 μA の照射条件になるよう補正した。

C. 結果・考察

1. 蒸留効率の検討

精製時の蒸留効率については、 $99.3 \pm$

0.5% (n=7)と極めて良好な結果が得られた。

2. UV 照射による有機物除去効果の検討

本施設の合成装置のライン洗浄には70%エタノールが使用され、合成時の溶媒としてアセトニトリルを使用する。実際に、一回の合成で回収水中に、約 20 ppm のアセトニトリル、10 ppm 以下のエタノールの混入が確認されている。また、GE 製の FDG 合成装置(MicroLab)ではディスプレイの合成カセットを使用するが、このカセットはメタノール雰囲気下にて保存されている。この装置を使用したときの回収水中へのメタノールの混入は約 1000 ppm、アセトニトリルの混入は約 50 ppm である (SHI 調べ)。以上のことから、メタノール、エタノール、アセトニトリルについて除去効果を検討した。

図1に有機溶媒(メタノール、エタノール、アセトニトリル)を含む注射用蒸留水を本装置にて精製し、経時的に有機物濃度を測定した結果を示す。メタノールとエタ

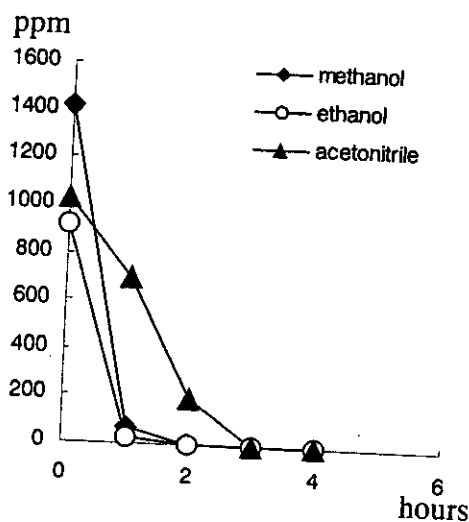


Fig. 1 Decomposition of organic substances by UV irradiation. Each point presents the mean of three experiments.

ノールは1時間で、アセトニトリルは3時間でほぼ分解された。

3. [^{18}F]FDG の合成収量の検討

バージン水を使用したときの FDG 合成収量は 202 ± 82.4 mCi であり、精製水を使用したときの合成収量は 158.6 ± 72.6 mCi であった。

[^{18}F]FDG 合成時には、回収水は合成装置内のラインや陰イオン交換樹脂カラムなどを通過するため、これらに存在する水分により希釈される可能性は高く、再使用時には ^{18}F の生成量が減少するものと考えられる。また今回、回収水は本施設で数回にわたって繰り返し使用されたものであり、[^{18}O]H $_2$ O の濃度は確認できていない。しかしながら、ターゲット照射ビーム電流や照射時間の調整を行うことで、実際の臨床に支障のない量の [^{18}F]FDG を得ることが可能であった。

D. 結論

本装置により、施設内にて使用済の [^{18}O]H $_2$ O を効率良く再利用できることが明らかとなった。使用済の [^{18}O]H $_2$ O を再利用することは、放射性廃棄物の軽減および [^{18}F]FDG 合成におけるコスト削減に有用であると考えられる。

E. 研究発表

Ann. Nucl. Med. in press (2001)

F. 参考資料

[^{18}O]H $_2$ O 精製装置の概略および使用法