

魚卵，孵化稚魚および幼魚の発育成長過程における 放射性物質の濃縮ならびに排出に関する研究

木村 雄一郎*, 小川 喜弘*,
本田 嘉秀*, 桂山 幸典**

Studies on the Concentration and Elimination of Some Radionuclides during Development and Growth of Fish Eggs, Advanced Fry and Fingerlings

Yuichiro KIMURA*, Yoshihiro OGAWA*
Yoshihide HONDA*, and Kosuke KATSURAYAMA**

(Received October 12, 1981)

As a series of studies on radioecological concentration processes during development of fish egg and growth of fish larva, comparative studies on the uptake and elimination of radionuclides, such as ^{60}Co , ^{131}I , ^{137}Cs , ^{144}Ce and three prepared $^{106}\text{RuNO}$ complexes by artificially fertilized eggs, advanced fry and fingerlings of rainbow trout were conducted under laboratory conditions. The uptake and accumulation of ^{60}Co and ^{137}Cs by eggs were more rapid than those of the other radionuclides. Theoretical curves of uptake based on exponential model were fitted to get the parameters, rate of uptake (u), and turnover rate (β), using the least squares method. The concentration factors calculated as the ratio u/β by eggs were 7.4 for ^{60}Co , 0.4 for ^{131}I , 0.4 for ^{137}Cs , 146 for ^{144}Ce , 9.9 for $^{106}\text{RuNO-nitro}$, 12.5 for $^{106}\text{RuNO-nitrato}$ and 6.3 for $^{106}\text{RuNO-binuclear}$ complexes, respectively. The retention curves of ^{60}Co and ^{131}I consisted of the initial short component and the following long one, whereas one component for ^{144}Ce until hatching. The elimination of ^{106}Ru was much slower than that of the other radionuclides and more than 99% of ^{137}Cs was eliminated in about 10 days. The significant fraction of ^{60}Co , ^{131}I , ^{137}Cs and ^{144}Ce in the egg was associated with the perivitelline fluid, while the most part of ^{106}Ru in the egg was accumulated in the egg capsule. No positive correlation between the mortality or hatching rate of the eggs and the radiation doses received by developing embryos of rainbow trout was observed during the period which the eggs were kept for 30 days in the contaminated waters after fertilization. The general patterns of uptake of ^{60}Co , ^{131}I , ^{144}Ce , $^{106}\text{RuNO-nitro}$ and $^{106}\text{RuNO-binuclear}$ complexes by both the advanced fry and the fingerlings were similar to each other. On the other hand, the uptake of ^{137}Cs by the advanced fry was more rapid than that by the fingerlings although the uptake of $^{106}\text{RuNO-nitrato}$ complex by the advanced fry was much slower. The remarkable differences in rate of uptake and turnover rate for ^{137}Cs and in turnover rate for ^{144}Ce were observed between the advanced fry and the fingerlings. The concentration factors for ^{60}Co and

* Department of Nuclear Reactor Engineering,
Faculty of Science and Technology.

** Health Physics Division, Research Reactor
Institute, Kyoto University.

* 理工学部原子炉工学科

** 京都大学原子炉実験所

木村他：魚卵，孵化稚魚および幼魚の発育成長過程における放射性物質の濃縮ならびに排出に関する研究

^{137}Cs in the fry increased with growth of the fish. However, this trend was not necessarily observed for ^{131}I , ^{144}Ce and $^{106}\text{RuNO}$ complexes. In comparison of the tissue uptake of the radionuclides, the high concentration factor for ^{60}Co , $^{106}\text{RuNO}$ complexes and ^{144}Ce in viscera including digestive tract were observed, while for ^{131}I in the gills.

KEYWORD

Radioecology, Uptake and Elimination of Radionuclides, Concentration factors, Egg, Advanced Fry and Fingerling of Rainbow Trout, Radiocobalt, Radiocerium, Nitrosylruthenium Complexes, Radioiodine, Radiocesium.

I 緒 言

水産生物による放射性物質の濃縮は，その生物自体へ放射線影響を与える可能性と，それを食用とする人間への放射性物質の移行にともない人体へ放射線影響を与える可能性とが考えられる。

前者は水産資源への影響という立場のみならず，体内に濃縮された放射性物質による内部被曝という観点から放射線生物学的にみて重要な問題である。

環境水圏中に放出された放射性物質の摂取による被曝の影響を評価する方法としては，通常決定経路法¹⁾あるいは被曝経路法²⁾と比放射能法^{2),3)}がある。このうちとくに比放射能法においては環境水と人間の放射性物質の比放射能は等しくなるとの前提に立っているが，いずれの方法においても放出された放射性物質とその天然安定同位体あるいは安定同族体の物理化学形が同一であるか否かが一つの決定要因となる。

環境水中，特に海水中の放射性ストロンチウムや放射性セシウムなどのようにいわゆる保存性元素に属するものは，既存の天然安定同位元素とほとんど同様な物理化学的挙動を示すため³⁾，生物への摂取，移行においてもその物理化学形をとくに問題とする必要はないと考えられている。

これに反して，いわゆる微量元素といわれるものの放射性同位元素（例えば ^{54}Mn ， ^{59}Fe ， ^{60}Co ， ^{65}Zn ， ^{106}Ru および ^{144}Ce など）は，環境水中の対応する安定同位元素とは見かけ上容易に物理化学的平衡状態にならないと考えられるので，生物への移行過程においてもそれらの安定同位元素の挙動とは必ずしも同じではない³⁾。したがってこのような放射性物質においては，環境水中の比放射能と生物体内における比放射能とは同じとは限らない⁴⁾。

放射能汚染水中に生息する水産生物による放射性物

質の摂取，代謝，蓄積について実験的方法を用いて研究する場合，水産生物に共通した放射線影響の基礎データを提供するためのモデル実験が必要である。

そのためには生物の多数個体を容易に入手できること，飼育が簡単なこと，とくに魚卵にあっては産卵数が多く人工受精の可能な種で分裂周期に対する放射線作用を研究するのに都合のよい材料，すなわち孵化に至るまでの期間が長期であることなどが重要な条件である。

次に研究に用いるべき放射性物質としては，(1)放出されやすい放射性物質，(2)物理化学的挙動の異なる放射性物質，(3)半減期の長い放射性物質，(4)放射線線質の異なる放射性物質，(5)食物連鎖，集団生態学的に重要な放射性物質について調べなくてはならない。

以上のような放射性物質の諸性状のほか，生物学的特性すなわち生物学的半減期，体内分布の様相，体内蓄積量，表面吸着などを充分考慮に入れて研究する必要があると言われている⁵⁾。

このような観点から成魚に対する種々な人工放射性物質の濃縮に関する研究はすでに多数報告^{6)~12)}されているが，一般に電離放射線による放射線影響は卵，胚，幼生に対してその感受性が大きいと言われている^{12),13)}。しかし卵発生，孵化稚魚あるいは発育生長過程における幼魚による放射性物質の濃縮に関する知見はきわめてとぼしい。

そこで本研究は人工受精させた虹鱒卵の水槽内飼育実験で，卵発生過程における放射性コバルト，放射性ルテニウム，放射性ヨード，放射性セシウムおよび放射性セリウムなどの摂取，蓄積放射能を測定し，濃縮係数を算出するとともに指数関数モデルに基づいて解析した。

なお卵組織への放射能濃度分布を調べ，卵発生にともなう被曝線量を推定しその孵化率に対する放射線影響について究明した。さらに放射能汚染卵を清浄飼育

水槽内に移して、蓄積放射能の排出状況を調べ生物学的半減期を算定した。

また発育成長過程における孵化稚魚および5ヶ月目の幼魚への放射性物質の濃縮ならびにその排出について追求するとともに、幼魚においては組織、臓器別の濃縮および排出について研究した。

II 研究方法

1. 実験材料

(1) 卵, 孵化稚魚および幼魚

滋賀県醒が井養鱒試験場より分与された虹鱒人工受精卵 (Plate 1, Fig. 1), 孵化後約7~10日目稚魚 (体長約1.5cm, 体重約0.1g) ならびに5ヶ月目幼魚 (体長約5cm, 体重約1g) を使用した。

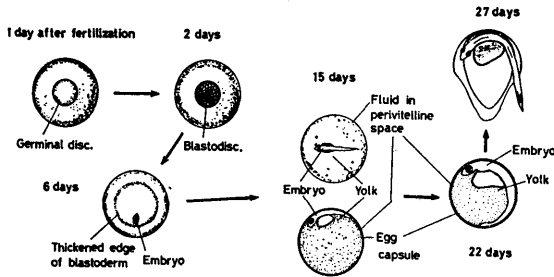


Fig. 1 Development of fish egg

(2) 餌育水

人工受精卵の餌育水 (Table 1) は活性炭汚過器を通した水道水を孔径0.45 μ mのミリポアフィルターで汚過し使用した。

孵化稚魚および5ヶ月目幼魚の餌育水は醒が井養鱒試験場内の河川水を用いた。

Table 1
Limnological characteristics of rearing water (Filtered tap water)

Temperature	12 \pm 1 $^{\circ}$ C
pH	7.2
Na ⁺	12.5 ppm
K ⁺	1.7 ppm
Ca ⁺	2.7 ppm
Cl ⁻	24.4 ppm
Total dissolved solid	124.0 ppm
Electrical conductivity	160 μ mho/cm

(3) 放射性物質

使用した放射性物質は前報³⁹⁾と同様に⁶⁰Co (CoCl₂), ¹⁰⁶Ru (RuCl₃) および ¹⁴⁴Ce (CeCl₃) で、ルテニウムの各錯体 (¹⁰⁶Ru-ニトロ錯体, ¹⁰⁶Ru-ニトрат錯体および¹⁰⁶Ru-複核錯体) は Fletcher ら³⁸⁾の方法にしたがって調製した。

なお、放射性ヨードと放射性セシウムについては下記のとおりである。

放射性ヨード (¹³¹I) : NaI (Na₂CO₃, NaHCO₃, Na₂S₂O₅ 混合溶液), 放射能濃度 20mCi/ml, 無担体でフランス C.A.L.E.A. 製。

放射性セシウム (¹³⁷Cs) : CsCl の塩酸溶液, 放射能濃度 2.83mCi/ml, 無担体で米国 O.R.N.L. 製。

各放射性物質は餌育水中の初期放射能濃度を約10⁻³ μ Ci/ml として添加したが、なお ¹³¹I においては短半減期のため約 10⁻¹ μ Ci/ml とした。

2. 実験装置および方法

(1) 卵, 孵化稚魚および幼魚の餌育

餌育装置は Fig. 2 に示すようにテイジパンライト製餌育水槽 (容量 30l) を使用し、水槽をさらに冷却水槽に収めて冷却装置からの水を循環させ、餌育水温を10 \pm 2 $^{\circ}$ C に保ち送風ポンプで酸素補給を行なった。

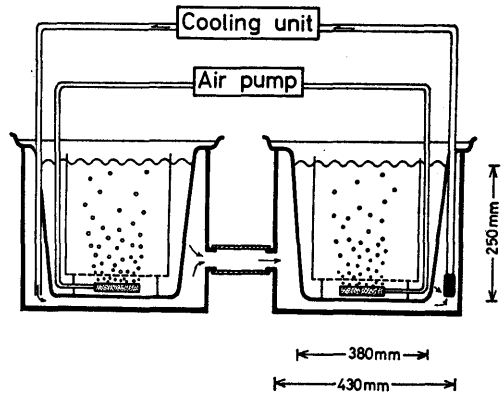


Fig. 2 Experimental vessels

なお餌育水槽内にポリエチレン製孵化籠をつらし、その中に人工受精卵約2,200~2,500粒を投入し、孵化に至るまで (約30日間) 餌育した。

孵化稚魚および5ヶ月目幼魚においては排泄物等の再摂取を防ぐためポリエチレン製の網枠を水槽内に入れ、そこにそれぞれ約150尾投入し無投餌条件下で餌育した。

(2) 餌育水中の放射性物質の分画

餌育水中の放射能濃度の変化を調べるため経時的に一定量をポリエチレン製試験管に採取し，その放射能濃度を井戸型 NaI (TI) シンチレーション計数装置を用いて測定するとともに，餌育水中の放射性物質の存在状態を知るためミリポアフィルター HAWP (0.45 μ m) あるいは RAWP (1.2 μ m) で濾過分画し，濾液と濾紙に収着された放射能を測定することによって濾紙への収着率を求めた。

(3) 卵に蓄積された放射能の測定

餌育水槽中の放射能濃度がほぼ一定となった後，人工受精卵を孵化籠に入れ経時的に卵の一定個数(10個)をポリエチレン製試験管に採取し，新鮮状態でその蓄積放射能を測定するとともに餌育水中の放射能濃度との比から濃縮係数を算出した。さらに4%ホルムアルデヒド溶液を用いて4~5℃で卵を固定した後，卵膜，胚および卵黄，卵黄周囲腔液に分別し卵組織への蓄積放射能分布を測定した。

また蓄積放射能がみかけの平衡に達した卵を放射能の含まない餌育水(非汚染水)中に入れ，その放射能排出を孵化に至るまで調べた。

(4) 指数関数モデルに基づく摂取率，代謝回転率および濃縮係数の算定¹⁴⁾

指数関数をモデルにおける基本的な方程式としては $dQ_t/dt = u \cdot S_t - \beta Q_t$ (2.1) が与えられる。ここで Q_t は時間 t における生体内の放射性物質濃度 (μ Ci/g) であり， u は単位時間当りの取り込み速度定数， S_t は放射性核種の環境水中における放射能濃度 (μ Ci/ml) または比放射能， β は代謝回転 (turnover) 速度定数で $\beta = 0.693/T_b$ ， T_b は生物学的半減期で与えられる。

種々の条件に応じて種々の解がありうるわけであるが，最も単純な場合， $S_t = S_k$ (一定) で， $t=0$ のとき $Q_t=0$ という条件では

$$Q_t = (u \cdot S_k / \beta) \cdot (1 - e^{-\beta t}) \dots \dots \dots (2.2)$$

が得られる。そして Q_t の値は時間 t の増加とともに漸近的に平衡値 $Q_\infty = u \cdot S_k / \beta$ に近づく。平衡状態においては， $dQ_t/dt = 0$ であるから (2.1) 式および (2.2) 式から濃縮係数 $C.F. = Q_t/S_t = Q_\infty/S_k = u/\beta$ が得られる。すなわち平衡時の濃縮係数は u/β で与えられる。

環境水中における放射性物質の水棲生物による取り込み，蓄積パターンからこのような指数関数モデルを仮定することにより水棲生物における放射性物質の蓄積が真の平衡に達するまで実験を続行することが困難な場合にも，取り込み速度定数 u および代謝回転率 β などのパラメータの最確値が算出され，それから平衡時における濃縮係数 u/β が算出される。

(5) 卵における發育胚の受ける被曝線量の計算

卵組織へ分布した蓄積放射能と餌育水中の放射能から發育胚の受ける放射線被曝線量の算定については，いくつかの計算モデルが提案されているが，ここでは計算のための幾何学的条件が明確にされている Wood-head の計算モデル¹⁵⁾ に基づいて被曝線量を算出した。

すなわち，Fig. 3 に示すような幾何学的モデルに基づいて，次の区分によりそれぞれ計算を行った。

i 卵膜表面に蓄積された放射能からの線量率

(a) β 線からの線量率

卵膜表面に均一に分布した $1mCi \cdot cm^{-2}$ の放射能から發育胚 (P 点) の受ける β 線線量率は Fig. 3 (c) の幾何学的条件に基づいて次式で与えられる。

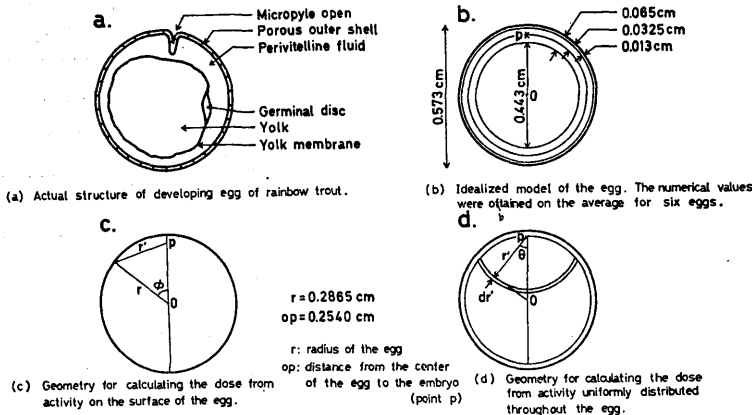


Fig. 3 Geometry for calculating the dose from activity

$$D_{(p)} = f_s J(\gamma') ds \quad \text{rad}\cdot\text{hour}^{-1} (\text{mCi}\cdot\text{cm}^{-2})^{-1} \quad \dots\dots\dots(2\cdot3)$$

ここで、 $J(\gamma')$ は Loevinger³⁷⁾ による点線源 β 線線量関数で、

$$J(r') = \frac{K}{(\rho\nu r')^2} \left\{ C \left[1 - \frac{\rho\nu r'}{C} e^{1 - \frac{\rho\nu r'}{C}} \right] + \rho\nu r' e^{1 - \frac{\rho\nu r'}{C}} \right\} \quad \dots\dots\text{rad}\cdot\text{hour}^{-1}\cdot\text{mCi}^{-1} \quad (2.4)$$

$$r' \geq \frac{C}{\rho\nu} \text{ のとき } \left[1 - \frac{\rho\nu r'}{C} e^{1 - \frac{\rho\nu r'}{C}} \right] = 0,$$

また、 $K = \frac{170\rho^2\nu^2 E_\beta}{3C^2 - (C^2 - 1)e} \text{rad}\cdot\text{hour}^{-1}\cdot\text{mCi}^{-1} \dots\dots(2.5)$

ν : 質量吸収係数

E_0 を β 線の最大エネルギーとすると、

$$E_0 \leq 0.5 \text{MeV} \text{ のとき } \nu = 15.0 E_0^{-1.70} \text{cm}^2\cdot\text{g}^{-1}$$

$$E_0 > 0.5 \text{MeV} \text{ のとき } \nu = 18.6 [E_0 - 0.036]^{-1.37} \text{cm}^2\cdot\text{g}^{-1}$$

C : β 線の最大エネルギーに依存する定数

$$E_0 \leq 0.1 \text{MeV} \text{ のとき } C = 3.11$$

$$0.1 < E_0 \leq 2.25 \text{MeV} \text{ のとき } C = 1.35 E_0^{-0.364}$$

$$E_0 > 2.25 \text{MeV} \text{ のとき } C = 1.0$$

ρ : 卵の密度 ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$)

E_β : β 線の平均エネルギー (MeV)

e : 自然対数の底

Fig. 3 の b および c に示す幾何学的条件から

$dS = 2\pi \frac{r}{OP} r' dr'$ で与えられ、 r' は ϕ の角度変化に伴って変化する。

卵の半径 (r) および Fig. 3 の b に示す各数値は 6 個の卵の平均から求め、 $r' = 0.0325 \sim 0.5405 \text{cm}$ 、 $OP = 0.2540 \text{cm}$ とした。従って (2・3) 式はこれらの数値を用いて

$$D_{(p)} = \int_r \frac{r}{OP} J(r') r' dr' \quad \text{rad}\cdot\text{hour}^{-1} (\text{mCi}\cdot\text{cm}^{-2})^{-1} \dots\dots(2\cdot6)$$

から数値計算される。

(b) γ 線からの線量率

卵構成物質中における γ 線の減衰距離は卵の大きさよりもかなり大きいので、 $1 \text{mCi}\cdot\text{cm}^{-2}$ の放射能から発育胚 (P 点) の受ける γ 線線量率は Fig. 3 の c に示す幾何学的条件と γ 線の逆 2 乗減衰法則に基づいて次式で与えられる。

$$D_{(p)} = \int_s \frac{\Gamma}{r^2} dS \quad \text{rad}\cdot\text{hour}^{-1} (\text{mCi}\cdot\text{cm}^{-2})^{-1} \dots\dots(2\cdot7)$$

ここで、 Γ は問題としている核種に対して、 $\text{rad}\cdot\text{hour}^{-1} (\text{mCi}\cdot\text{cm}^{-2})^{-1}$ で表わした γ 線線量率定数であり、Fig. 3 の b および c の幾何学的条件から (2・7) 式を積分して

$$D_{(p)} = 19.9 \Gamma \quad \text{rad}\cdot\text{hour}^{-1} (\text{mCi}\cdot\text{cm}^{-2})^{-1} \quad \dots\dots\dots(2\cdot8)$$

として計算される。

ii 卵中に分布した放射能からの線量率

(a) β 線からの線量率

卵中に均一に分布した $1 \text{mCi}\cdot\text{cm}^{-3}$ の放射能から発育胚 (P 点) の受ける β 線線量率は第 3 図の d の幾何学的モデルに基づいて次式で与えられる。

$$D_{(p)} = f_{r'} J(r') dv \quad \text{rad}\cdot\text{hour}^{-1} (\text{mCi}\cdot\text{cm}^{-3})^{-1} \quad \dots\dots(2\cdot9)$$

ここで、 $J(r')$ は i-(a) に示した点線源 β 線線量関数であり、Fig. 3 b および d に示す幾何学的条件から

$$D_{(p)} = 2\pi f_{r'} J(r') r'^2 dr' f_\theta \sin \theta d\theta \quad \text{rad}\cdot\text{hour}^{-1} (\text{mCi}\cdot\text{cm}^{-3})^{-1} \dots\dots(2\cdot10)$$

そして (2, 10) 式は $r' = 0 \sim 0.508 \text{cm}$ 、 $\theta = -\frac{\pi}{2} \sim -\pi$ として数値計算される。

(b) γ 線からの線量率

卵中に均一に分布した $1 \text{mCi}\cdot\text{cm}^{-3}$ の放射能から発育胚 (P 点) の受ける γ 線線量率は Fig. 3 の d に示す幾何学的条件に基づいて次式で与えられる。

$$D_{(p)} = \int_v \frac{\Gamma}{r^2} dv \quad \text{rad}\cdot\text{hour}^{-1} (\text{mCi}\cdot\text{cm}^{-3})^{-1} \dots\dots(2\cdot11)$$

Fig. 3 の b および d の幾何学的条件から (2・11) 式を積分して、

$$D_{(p)} = 3.2 \Gamma \quad \text{rad}\cdot\text{hour}^{-1} (\text{mCi}\cdot\text{cm}^{-3})^{-1} \quad \dots\dots\dots(2\cdot12)$$

として計算される。

iii 餌育水中に均一に分布した放射能からの線量率

卵の周囲の水が放射能で一様に汚染されているとき、その放射能から発育胚の受ける線量率は、卵が周囲の水と同じ放射能をもっていると仮定したときの線量率分布から一様に放射能をもった卵自身の線量率を差し引くことによって得られる。すなわち、

(a) β 線からの線量率

$$D_{(p)} = 2.14 \times 10^8 \frac{E_\beta}{\rho} - D_{(p)} \quad \text{rad}\cdot\text{hour}^{-1} (\text{mCi}\cdot\text{cm}^{-3})^{-1} \dots\dots(2\cdot13)$$

(b) γ 線からの線量率

$$D_{(p)} = 2.14 \times 10^8 \frac{E_\gamma}{\rho} - 3.2 \Gamma \quad \text{rad}\cdot\text{hour}^{-1} (\text{mCi}\cdot\text{cm}^{-3})^{-1} \dots\dots(2\cdot14)$$

ここで、 E_β と E_γ はそれぞれ壊変当りの β 線および γ 線の平均エネルギー (MeV) である。これら線量算定に使用したパラメーターの数値は Table 2 にまとめた。

Table 2
Parameters for the assessment of radiation dose

Nuclide	$E_{\beta\max}$ (MeV)	\bar{E}_{β} (MeV)	\bar{E}_r (MeV)	ν^* (cm^2/g)	C^{**}	Γ ($\frac{\text{rad}}{\text{hour}} \cdot \frac{\text{cm}^2}{\text{mci}}$)
^{60}Co	0.3120	0.1000	1.2500	108.65	2.06	13.20
^{106}Rh	3.2050	1.3300	0.1984	3.83	1.00	1.10
^{131}I	0.5740	0.2100	0.3860	43.49	1.65	2.20
^{137}Cs	0.5430	0.1825	0.6186	47.17	1.69	3.10
^{144}Ce	0.2908	0.0908	0.0290	122.46	2.12	0.07

* $\begin{cases} E_{\beta\max} \leq 0.5\text{MeV} \\ E_{\beta\max} > 0.5\text{MeV} \end{cases}$
 ** $\begin{cases} E_{\beta\max} \leq 0.1\text{MeV} \\ 0.1\text{MeV} < E_{\beta\max} \leq 2.25\text{MeV} \\ E_{\beta\max} > 2.25\text{MeV} \end{cases}$

$\nu = 15.0 E_{\beta\max}^{-1.70}$
 $\nu = 18.6 (E_{\beta\max} - 0.036)^{-1.37}$
 $c = 3.11$
 $c = 1.35 E_{\beta\max}^{-0.384}$
 $c = 1.0$

(6) 孵化稚魚および幼魚に蓄積された放射能の測定

卵による実験と同様に飼育水中の放射能濃度が平衡に達した後，孵化稚魚および5ヶ月目幼魚をそれぞれ飼育水槽中に入れ経時的にその蓄積放射能を測定し，濃縮係数を算出するとともに指数関数モデルに基づいて解析した。なお5ヶ月目幼魚においては組織，臓器（頭部，鰓，消化管を含む内臓，骨，筋肉，外皮および尾）に分別しその蓄積放射能分布を測定した。

さらに汚染孵化稚魚および5ヶ月目幼魚を清浄河川水中に移して，蓄積放射能の排出状況を調べた。

放射能測定はそれぞれ試料を新鮮状態でポリエチレン試験管に取り，試料容積をほぼ一定にして井戸型 NaI (TI) シンチレーション計数装置で行なった。

III 研究結果

1. 飼育水中における放射性物質の分画¹⁶⁻¹⁸⁾

人工受精卵の飼育水中における各放射性物質の汚濁分画による粒子挙動は Fig. 4 に示すような結果である。

^{60}Co ， ^{137}Cs においては，わずか約1~2%がミリポアフィルター HAWP (0.45 μm) に収着し経時的な変化はみられなかった。 ^{131}I は5日目まで上昇がみられたが，その後減少し10日目以後では ^{60}Co ， ^{137}Cs と同様な傾向であった。これに反して， ^{144}Ce においては時間の経過とともにフィルターに収着する放射能は増加し約10~15日で平衡に達した。平衡時のフィルターへの収着放射能はミリポアフィルター RAWP (1.2 μm) で約65%，HAWP (0.45 μm) で約75%であった。

^{60}Co ^{131}I ^{137}Cs ^{144}Ce
 ○ Activity on MF-HAWP
 ● Activity on MF-RAWP

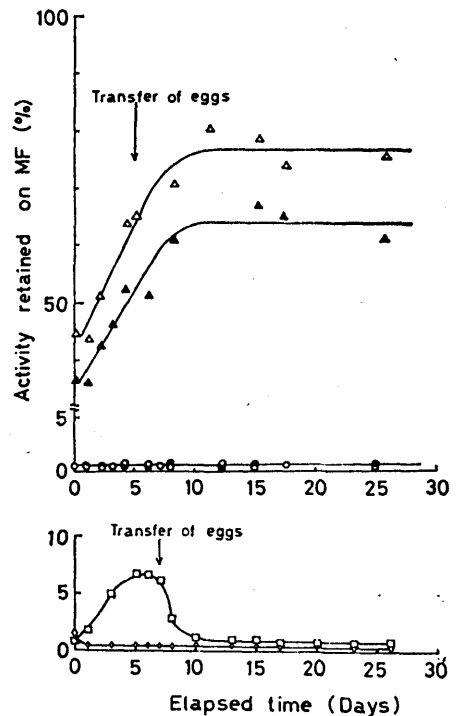


Fig. 4 ^{60}Co ， ^{131}I ， ^{137}Cs and ^{144}Ce retained on Millipore filters from rearing waters for eggs of rainbow trout

これらの結果から ^{60}Co ， ^{131}I ， ^{137}Cs は飼育水中で主として可溶性の状態が存在するのに対して， ^{144}Ce はか

なりの部分がコロイダルあるいは粒子状であることがわかる。

一方、化学形の異なる ^{106}Ru 錯体において ^{106}Ru -ニトロ錯体および ^{106}Ru -複核錯体ではミリポアフィルター HAWP (0.45 μm) に捕集される割合は2~3%で、 ^{106}Ru -ニトラト錯体は約5%であった。

孵化稚魚および5ヶ月目幼魚の餌育水中における各放射性物質の汚過分画による粒子挙動については、 ^{60}Co , ^{131}I , ^{137}Cs , ^{144}Ce および ^{106}Ru -ニトロ錯体、複

核錯体の放射性物質は上記の結果と同様な傾向であったが、これに対して幼魚投入後の ^{106}Ru -ニトラト錯体ではフィルターに捕集される ^{106}Ru は経日的により大きな上昇がみられ、収着平衡値は約20%であった。

2. 卵による放射性物質の蓄積および濃縮係数^{16,17)}

Fig. 5 は各放射性物質の餌育水中放射能濃度の経時の変化と人工受精卵発生過程における放射能蓄積パターンを示している。

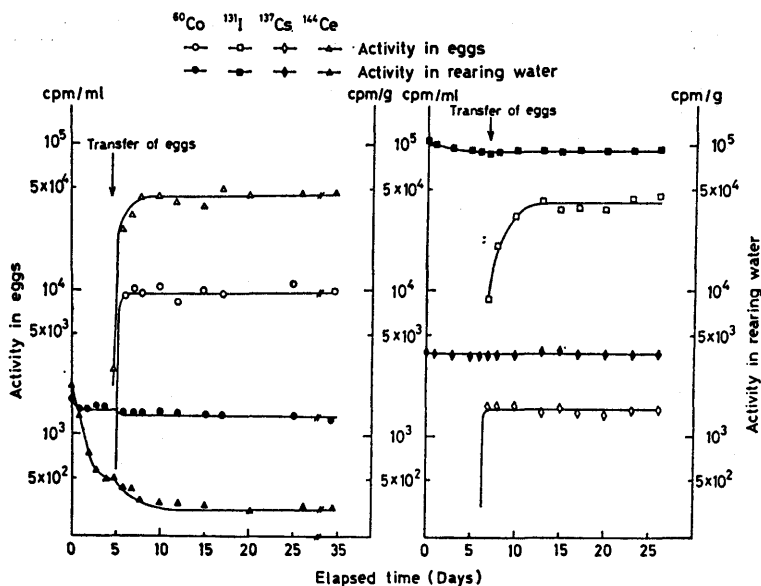


Fig. 5 Uptake of ^{60}Co , ^{131}I , ^{137}Cs and ^{144}Ce by eggs of rainbow trout

Table 3 Rate of uptake, turnover rate and concentration factor for radionuclides in eggs of rainbow trout

Radionuclide	Rate of uptake (u)	Turnover rate (β)	Concentration factor	
			Estimated (u/β)	Observed (average)
^{60}Co	22.2	3.0	7.4	7.0
^{131}I	0.29	0.67	0.4	0.4
^{137}Cs	1.02	2.5	0.4	0.4
^{144}Ce	113.8	0.78	146.0	120.0
$^{106}\text{RuNO-nitro}$	0.99	0.10	9.9	11.0
$^{106}\text{RuNO-nitrato}$	2.26	0.18	12.5	14.5
$^{106}\text{RuNO-binuclear}$	1.14	0.18	6.3	6.8

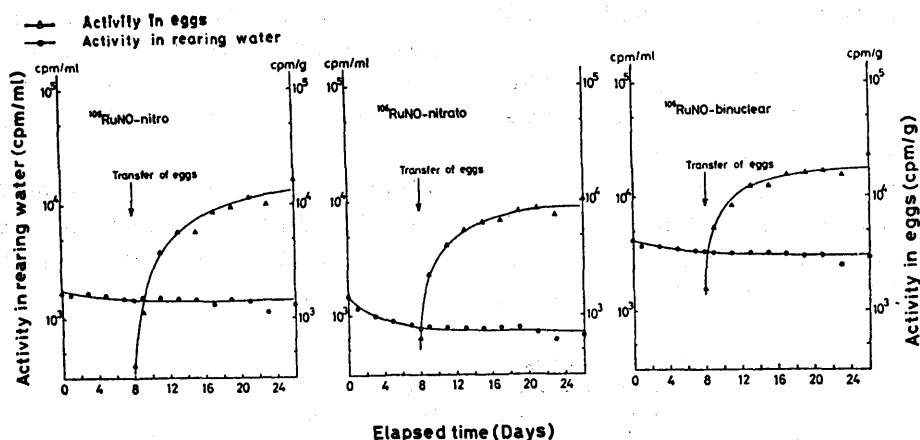


Fig. 6 Uptake of $^{106}\text{RuNO}$ complexes by eggs of rainbow trout

^{60}Co , ^{131}I および ^{137}Cs においては餌育水中の放射能濃度変化はほとんど認められないが， ^{144}Ce では10日目までの初期減少が著しく初期放射能濃度の約1/10に減少しているが，それ以後はほぼ一定となっていることがわかる。

卵による ^{60}Co , ^{137}Cs の摂取，蓄積では1日でほぼ平衡に達し，この時の濃縮係数は Table 3 に示すとおり7および0.4であった。

^{131}I , ^{144}Ce の場合には3～5日で平衡に達し，濃縮係数はそれぞれ0.4および120であり， ^{144}Ce の濃縮係数は他の核種と比較して約17～300倍高かった。

一方，化学形の異なる3種類の ^{106}Ru 錯体においては，Fig. 6 からわかるようにいずれの化学種においても卵への摂取，蓄積は経過日数とともに上昇し，約

10日間で見かけの平衡値に達した。この時の濃縮係数は ^{106}Ru -ニトロ錯体で11.0， ^{106}Ru -ニトラト錯体で14.5および ^{106}Ru -複核錯体で6.8であった。

卵発生過程における放射能蓄積の実測値を指数関数モデルに基づいて最小二乗法によって，摂取率 (u)，代謝回転率 (β) ならびにこれらの比から求めた濃縮係数 (u/β) を算出した結果は Table 3 に示した。

これらの結果からもわかるように実験観測値と u/β から算出した濃縮係数が各放射性物質ともにほぼ同じ値であることがわかる。

3. 卵組織における放射性物質の分布¹⁷⁾

それぞれの放射性物質の卵組織への蓄積放射能分布を調べた結果は，Table 4 に示すように ^{60}Co , ^{131}I ,

Table 4 Distribution of ^{60}Co , ^{131}I , ^{137}Cs , ^{144}Ce , ^{106}Ru in eggs of rainbow trout

Nuclide	Days after fertilization	4 % HCHO*	Egg capsule	Embryo	Yolk & perivitelline fluid
^{60}Co	19	6.3 %	52.6 %	5.0 %	36.1 %
^{131}I	19	31.4	31.3	8.2	29.1
^{137}Cs	19	62.5	3.9	3.3	30.3
^{144}Ce	19	0.4	13.8	4.5	81.3
$^{106}\text{RuNO-nitro}$	21	1.0	86.9	1.4	10.7
$^{106}\text{RuNO-nitrato}$	21	2.0	81.8	1.9	14.3
$^{106}\text{RuNO-binuclear}$	21	1.2	85.5	2.4	10.9

* The eggs were fixed in 4 % HCHO solution. Each value is the average of 18 eggs.

^{137}Cs は約60~65%が固定液(4%ホルマリン水溶液中)あるいは卵膜に分布しており、胚への蓄積放射能は約3.3%~8%であった。 ^{144}Ce では卵黄、卵黄周囲腔液への分布が高く約80%を示している。

^{106}Ru 錯体においては3化学種ともに80%以上が卵膜にあり、胚への分布は約1~2%であった。

4. 发育胚の受ける被曝線量および孵化率に及ぼす影響

Table 5は、卵組織へ分布した蓄積放射能と餌育水中放射能から发育胚の受ける放射線被曝線量をWoodheadの線量計算モデル¹⁵⁾によって算出した結果を示

したものである。

これらの結果からもわかるように餌育期間20日間において、发育胚の受けた被曝線量は ^{60}Co の約2.7 radから ^{106}Ru -複核錯体の45 radまでの線量範囲であったが、これらの線量範囲においては対照と比較して孵化率に有意な差は認められなかった。

なおTable 6に χ^2 の検定結果を示した。これらの結果から放射性物質投入卵の孵化率については実験した放射能濃度においてかならずしも低下を示さなかった。

Table 5
Estimates of the dose rate to developing rainbow trout embryos

Nuclide	Dose rate from β -rays				Dose rate from r-rays				Grand-total ($\frac{\text{rad}}{20\text{days}}$)
	From uniformly active egg capsule $\times 10^{-2}$ ($\frac{\text{rad}}{\text{hour}}$)	From uniformly active embryo and perivitelline fluid $\times 10^{-4}$ ($\frac{\text{rad}}{\text{hour}}$)	From water $\times 10^{-3}$ ($\frac{\text{rad}}{\text{hour}}$)	Sub-total ($\frac{\text{rad}}{20\text{days}}$)	From uniformly active egg capsule $\times 10^{-4}$ ($\frac{\text{rad}}{\text{hour}}$)	From uniformly active embryo and perivitelline fluid $\times 10^{-4}$ ($\frac{\text{rad}}{\text{hour}}$)	From water $\times 10^{-4}$ ($\frac{\text{rad}}{\text{hour}}$)	Sub-total ($\frac{\text{rad}}{20\text{days}}$)	
^{60}Co	0.13	2.53	0.14	0.81	13.20	36.90	26.60	1.93	2.74
^{131}I	1.46	7.31	6.34	10.41	3.17	7.52	190.00	9.28	19.68
^{137}Cs	0.23	1.02	1.20	1.73	0.85	1.72	66.10	3.21	4.94
^{144}Ce	0.26	60.80	0.09	4.21	0.22	5.27	0.43	0.03	4.24
$^{106}\text{RuNO-nitro}$	5.70	13.90	2.94	29.44	3.05	1.68	5.93	0.43	29.87
$^{106}\text{RuNO-nitrato}$	3.56	12.20	1.55	18.42	1.91	1.48	3.14	0.24	18.66
$^{106}\text{RuNO-binuclear}$	8.39	22.80	6.30	44.39	4.50	2.76	12.70	0.83	45.22

Table 6
Hatching rate and total dose for developing embryo of rainbow trout

Nuclide	Total dose (rad/20days)	Total number of eggs	The number of hatching eggs	Hatching rate (%)	χ^2
Control	—	2238	1789	79.9	—
^{60}Co	2.74	2384	1961	82.3	4.06
^{131}I	19.68	2367	1739	73.5	26.87
^{137}Cs	4.94	2530	2049	81.0	0.84
^{144}Ce	4.24	2431	2062	84.8	19.23
$^{106}\text{Ru-nitro}$	29.87	2217	1696	76.5	7.73
$^{106}\text{Ru-nitrato}$	18.66	2359	1835	77.8	3.18
$^{106}\text{Ru-binuclear}$	45.22	2375	1963	82.7	5.60

Each value is calculated for 20 days
 χ^2 values are significant at 95% confidential level

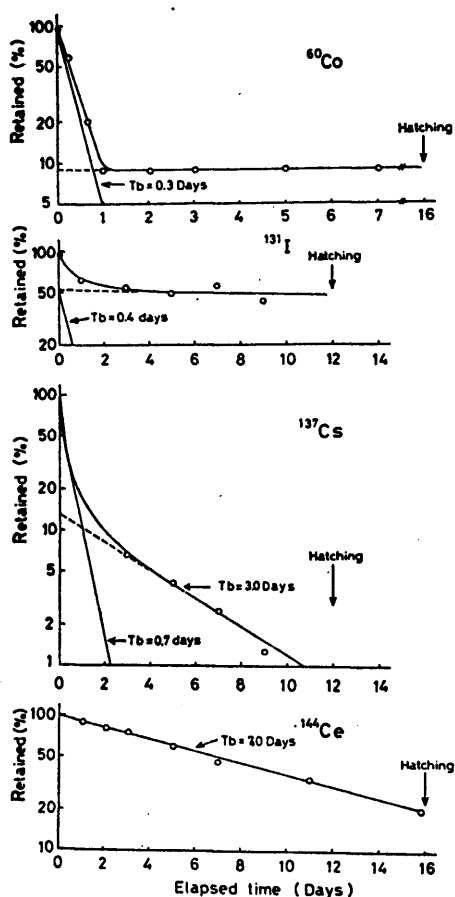


Fig. 7 Elimination of ^{60}Co , ^{131}I , ^{137}Cs and ^{144}Ce by eggs of rainbow trout

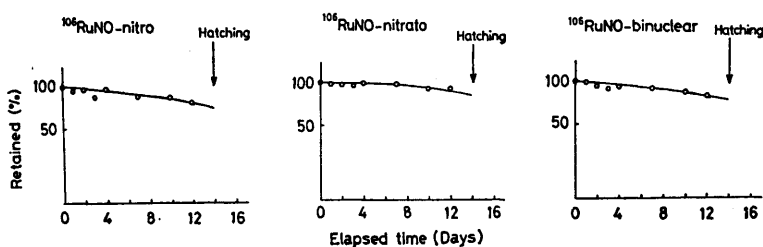


Fig. 8 Elimination of $^{106}\text{RuNO}$ complexes by eggs of rainbow trout

上昇し ^{60}Co の場合，約10日間で見かけの平衡値に達したのに対して ^{144}Ce では約20日以上を要した。

これら放射性物質の摂取率，代謝回転率ならびに濃縮係数の算定結果は Table 7 のとおりである。

濃縮係数として u/β から算出した値と実験観測値はほぼ同様な値であった。

一方，Fig. 9 からわかるように化学形の異なる ^{106}Ru 錯体の摂取，蓄積は見かけの平衡値に達するの

5. 卵からの放射性物質の排出¹⁷⁾

各放射性物質の卵への摂取，蓄積がみかけの平衡に達した後，非汚染水に移し卵からの放射能の排出を孵化にいたるまで調べた結果は Fig. 7, および 8 に示すとおりで， ^{60}Co では1日で約92%が排出されたがその後孵化までの10数日間はほとんど減少しなかった。そしてこの排出曲線のグラフ解析から短半減期成分の生物学的半減期は0.3日であった。

^{131}I においては3日間で約50%が排出されその後はほとんど減少しなかったが， ^{137}Cs では3日間で約95%が排出されるとともに孵化に至るまでにそのほとんどの放射能が排出された。しかし ^{144}Ce では孵化までの間はほぼ指数関数的に減少し16日間で約80%が排出された。そしてこの場合の生物学的半減期は7日であった。

一方，3化学形の ^{106}Ru 錯体においては，いずれの化学種とも同様な排出パターンを示し孵化までの12日間でわずかに約15~20%の排出であった。

6. 孵化稚魚による放射性物質の蓄積および濃縮係数¹⁸⁾

餌育水中における各放射性物質の汚過分画による粒子挙動ならびに餌育水中放射能濃度の経時的变化は上記人工受精卵による実験結果とほぼ同様な傾向であった。

また孵化稚魚への ^{131}I , ^{137}Cs の放射能蓄積は卵によるパターンと類似していた。しかし ^{60}Co および ^{144}Ce の孵化稚魚への摂取，蓄積は餌育日数とともに

に30日以上を要し，指数関数モデルをもとにした蓄積の理論曲線への当てはめはできなかった。

7. 孵化稚魚からの放射性物質の排出¹⁹⁾

Fig. 10, および11は孵化稚魚からの各放射性物質の排出を示したものである。

これらの結果から ^{60}Co は卵の場合と同様に初期排出速度は早く3日で約65%が排出され，その後はゆる

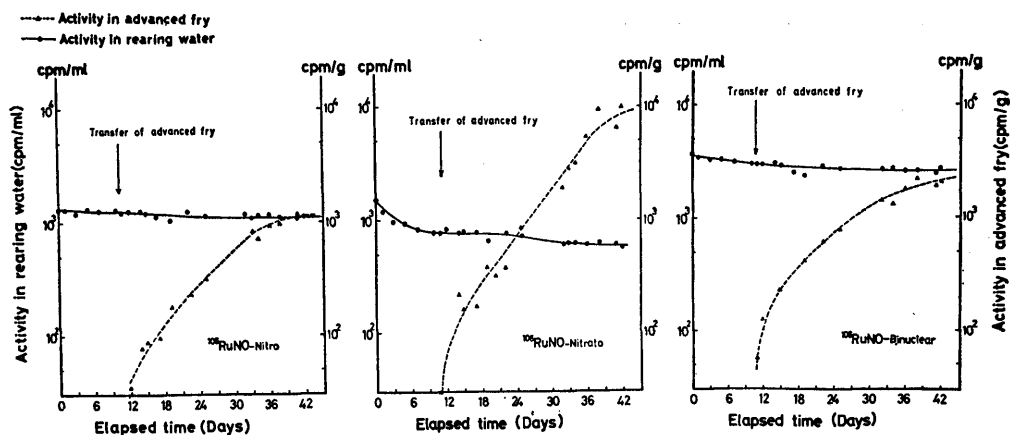
Table 7

Rates of uptake, turnover rates and concentration factors for radionuclides in advanced fry of rainbow trout

Radionuclide	Rate of uptake (α)	Turnover rate (β)	Concentration factor	
			Estimated (α/β)	Observed (average)
^{60}Co	2.04	0.20	10.2	11.0
^{131}I	0.27	0.31	0.9	0.8
^{137}Cs	2.11	5.00	0.4	0.4
^{144}Ce	1.00	0.05	19.2	16.0
$^{106}\text{RuNO-nitro}$	—	—	—	1.0*
$^{106}\text{RuNO-nitrato}$	—	—	—	12.5*
$^{106}\text{RuNO-binuclear}$	—	—	—	0.9*

* : On 31st day

— : Could not be estimated

Fig. 9 Uptake of $^{106}\text{RuNO}$ complexes by advanced fry (early stage) of rainbow trout

やかであり排出曲線の解析から短半減期成分の生物学的半減期は0.8日であった。 ^{131}I および ^{144}Ce は徐々に排出される傾向を示し前者は26日で約70%、後者では13日で約75%が排出された。またそれらの短半減期成分の生物学的半減期は3日および1.6日で長半減期成分の生物学的半減期は32日および10.2日であった。

これに対して ^{137}Cs の場合には孵化稚魚からの排出はほとんど認められず25日経過後においても約90%の放射能が残留していた。

^{106}Ru 各錯体においては、 ^{106}Ru -ニトрат錯体は5日間で約85%が排出され、その後排出は少なく短半減期成分の生物学的半減期は0.4日であった。

^{106}Ru -ニトロ錯体および複核錯体では5~7日間で

約50%が排出されたが、その後緩やかな排出傾向を示しそれぞれの短半減期成分の生物学的半減期は3.5日および2.7日であった。

8. 5ヶ月目幼魚による放射性物質の蓄積および濃縮係数¹⁸⁾

5ヶ月目幼魚による全身単位重量当りの放射能蓄積を調べた結果、 ^{60}Co 、 ^{131}I 、 ^{137}Cs 、および ^{144}Ce においてはほぼ類似した蓄積パターンを示し約10日間で見かけの平衡値に達した。

一方、化学形の異なる ^{106}Ru 錯体においては、 ^{106}Ru -ニトрат錯体は摂取、蓄積が見かけの平衡に達するのにかなり早かったのに対して ^{106}Ru -複核錯体では

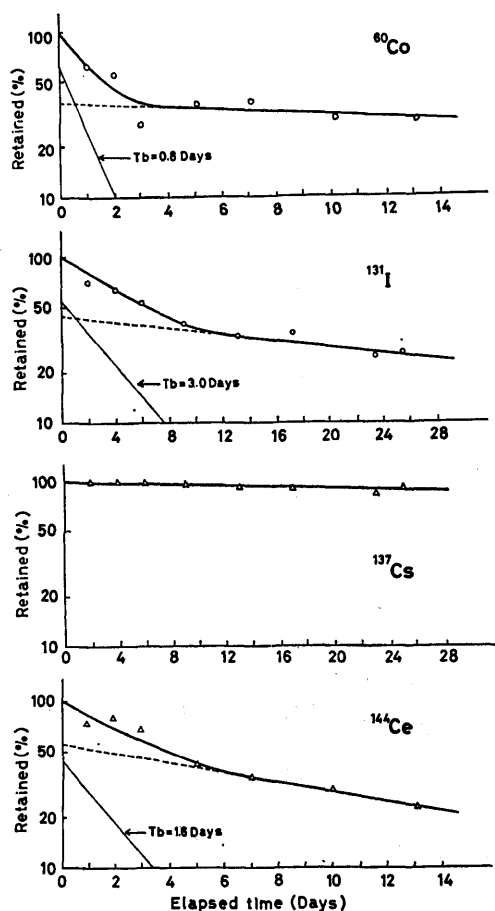


Fig. 10 Elimination of ^{144}Ce , ^{131}I , ^{60}Co and ^{137}Cs by advanced fry (late stage) of rainbow trout

かなりの日数を要した。また ^{106}Ru -ニトロ錯体の場合、約7日間でほとんどの幼魚が死亡した。

その原因として ^{106}Ru -ニトロ錯体に含まれる過剰の亜硝酸ソーダ (0.5g) の影響が考えられるため、つぎの2つの条件で実験を行なった。

(1) 0.5g の亜硝酸ソーダを含む 100ml の水溶液を蒸発皿に加えて温浴上で2回に分けて蒸発乾固し、乾固物を 10ml の蒸留水に溶解し、これを餌育水中に加えて4日後に虹鱒幼魚30尾を餌育した。その結果は幼魚投入後、数時間でその外皮が黒色を帯びようになり1~2日で1/3が、数日後には全数が死亡した。

(2) 0.5g の亜硝酸ソーダを 10ml の蒸留水に溶解し、それをそのまま餌育水中に投入して同様に幼魚を餌育した。この場合も蒸発乾固した場合と同じように幼魚は全数死亡した。

これらの結果から亜硝酸ソーダは約 4.2×10^{-4} M/l の濃度で虹鱒幼魚に対して毒性があると思われる。

Table 8 は種々な放射性物質の幼魚全身当りの摂取率、代謝回転率および濃縮係数の値であるが、 u/β の比から算出した濃縮係数は実験観測から得られたその値とほぼ同様な結果である。

これらの結果からもわかるように各放射性物質の濃縮係数は低く、 ^{60}Co の 6.5 から ^{106}Ru -複核錯体の 0.9までの範囲内である。

9. 幼魚の組織，臓器ごとの放射性物質の蓄積および濃縮係数¹⁸⁾

5ヶ月目幼魚の組織，臓器ごとの各放射性物質の摂

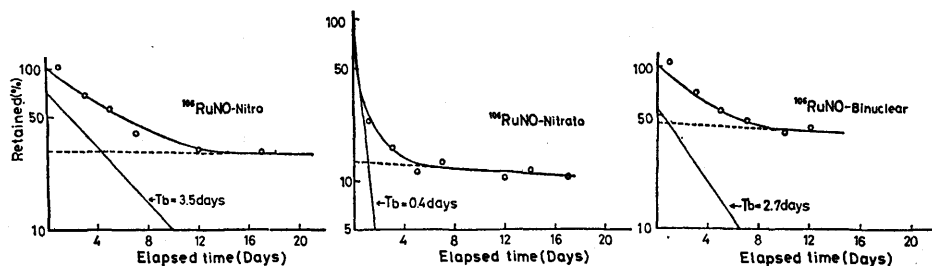


Fig. 11 Elimination of $^{106}\text{RuNO}$ complexes by advanced fry (late stage) of rainbow trout

取率、代謝回転率および濃縮係数は Table 9, および 10に示すとおりである。

^{60}Co , ^{144}Ce では消化管を含む内臓と鰓への摂取率および濃縮係数は共に高く、 ^{131}I は他の組織，臓器に比較して鰓による摂取率と濃縮係数が高かった。一

方、 ^{137}Cs においては全身一様に分布していたが筋肉への濃縮係数がいくぶん高い傾向である。

^{106}Ru -ニトрат錯体および ^{106}Ru -複核錯体では消化管を含む内臓がもっとも高く、ついで尾，外皮，鰓がつづき筋肉がもっとも低かった。

Table 8

Rates of uptake, turnover rates and concentration factors for radionuclides in whole body of fingerling of rainbow trout

Radionuclide	Rate of uptake (u)	Turnover rate (β)	Concentration factor	
			Estimated (u/ β)	Observed (average)
^{60}Co	1.82	0.32	5.7	6.5
^{131}I	0.27	0.35	0.8	0.8
^{137}Cs	0.24	0.15	1.6	1.3
^{144}Ce	0.97	0.41	2.4	1.8
$^{106}\text{RuNO-nitro}$	—	—	—	1.7*
$^{106}\text{RuNO-nitrato}$	10.73	3.99	2.7	3.5
$^{106}\text{RuNO-binuclear}$	0.07	0.07	1.0	0.9

* : On 7th day

— : Could not be estimated

Table 9

Rates of uptake, turnover rates and concentration factors for radionuclides in various tissues of fingerling of rainbow trout

Tissue	Rate of uptake (u)				Turnover rate (β)				Concentration factor (u/ β)			
	^{60}Co	^{131}I	^{137}Cs	^{144}Ce	^{60}Co	^{131}I	^{137}Cs	^{144}Ce	^{60}Co	^{131}I	^{137}Cs	^{144}Ce
Visceral mass	10.20	0.61	0.70	4.93	0.26	0.31	0.25	0.36	39.98	1.94	2.80	13.81
Gills	2.01	1.55	0.34	5.50	0.19	0.25	0.19	0.49	10.33	6.09	1.83	11.21
Head	0.89	0.33	0.21	0.16	0.19	0.43	0.12	0.06	4.79	0.76	1.69	2.54
Tail	1.04	0.55	0.71	0.32	0.17	0.63	0.30	0.42	6.03	0.88	2.36	0.77
Bone	0.51	0.26	0.19	0.06	0.14	0.60	0.10	0.17	3.77	0.43	1.94	0.35
Skin	0.75	0.28	0.28	0.34	0.18	0.47	0.18	0.19	4.18	0.60	1.53	1.81
Muscle	0.37	0.06	0.09	0.35	0.21	0.21	0.02	0.58	1.74	0.29	4.41	0.60

10. 幼魚からの放射性物質の排出¹⁹⁾

Fig. 12, および13は5ヶ月目幼魚からのそれぞれの放射性物質の排出とその時の組織、臓器における放射能分布を示した。

^{60}Co の場合、卵および孵化稚魚と同様に初期排出速度は早く3日で約50%が排出され、その後ゆるやかな排出を示し排出曲線の解析から短半減期成分の生物学的半減期は0.4日である。

^{131}I および ^{144}Ce では徐々に排出される傾向を示し、前者は15日間で約75%が排出されたが鰓への放射能分布が非常に高いことがわかる。後者では15日間で約90%近くが排出されたがその大部分の放射能は消化

管を含む内臓に残留していた。

一方、 ^{137}Cs においては孵化稚魚の場合と同様にその排出は少なく10日経過後においても約80%の放射能が残留しておりそれ以後の排出も非常にゆるやかであった。なお組織、臓器別の放射能分布ではとくに筋肉における割合が高かった。

^{106}Ru -ニترات錯体では3日目で約50%が排出され、その後の排出はゆるやかであり20日目で消化管を含む内臓と鰓における ^{106}Ru の相対分布はそれらの初期分布の約1/2に減少していた。

複核錯体では14日目までほとんど排出されず、それ以後徐々に排出されて25日目で約50%が排出された。

Table 10
Rates of uptake, turnover rates and concentration factors for $^{106}\text{RuNO}$ complexes in various tissues of fingerling of rainbow trout

Tissue	Rate of uptake (u)			Turnover rate (β)			Concentration factor (u/β)		
	$^{106}\text{RuNO}$ complexes			$^{106}\text{RuNO}$ complexes			$^{106}\text{RuNO}$ complexes		
	nitro	nitrate	binuclear	nitro	nitrate	binuclear	nitro	nitrate	binuclear
Visceral mass	—	4.82	0.42	—	0.21	0.04	—	23.44	10.50
Gills	—	0.25	0.27	—	0.14	0.68	—	1.81	0.40
Head	—	0.09	0.03	—	0.19	0.16	—	0.48	0.19
Tail	—	0.41	0.12	—	0.10	0.04	—	4.14	3.01
Bone	—	0.20	0.06	—	0.22	0.07	—	0.90	0.87
Skin	—	0.31	0.08	—	0.15	0.05	—	2.09	1.69
Muscle	—	0.05	0.02	—	0.16	0.16	—	0.31	0.13

— : Could not be estimated

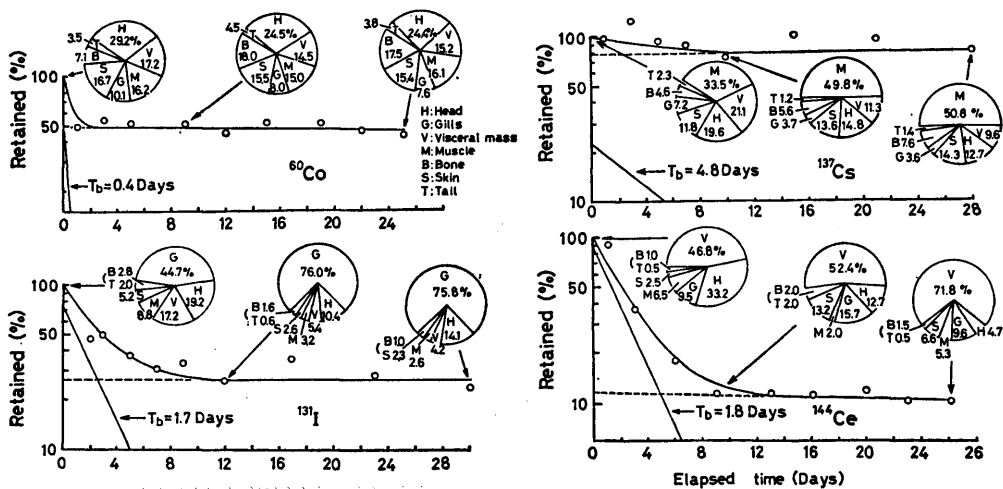


Fig. 12 Elimination and distribution of ^{60}Co , ^{131}I , ^{137}Cs and ^{144}Ce by fingerling of rainbow trout

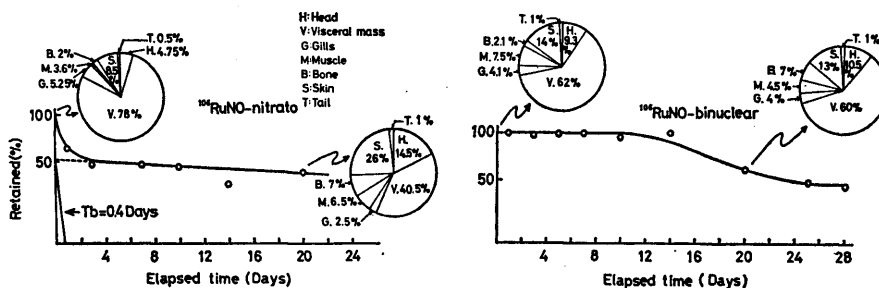


Fig. 13 Elimination and distribution of $^{106}\text{RuNO}$ complexes by fingerling of rainbow trout

そしてこの場合、各臓器、組織別の¹⁰⁶Ruの相対分布は初期のその割合とほとんど変らなかつた。

IV 考 察

環境水圏への放射性物質の放出による影響の事前評価に最も一般的に利用される転移係数は放射性物質の水棲生物への濃縮係数である。

ある一定の水中放射能濃度に対応して魚類その他の水棲生物が最高どの程度まで放射能を蓄積し得るかを推算するためのものであり、水棲生物が外界の放射性物質をとり込み最終的に外界と平衡に達した時、濃縮係数は、水棲生物中放射濃度/水中放射能濃度、であらわされる。ただし生物の臓器、組織によりこの値は異なることがあるので実用上は筋肉や骨など別々に求める必要がある¹⁹⁾。

水圏中に生育する生物が放射性物質を吸収、吸着あるいは濃縮する場合は、その放射性物質の水中での物理化学的性状のみならず生物自体の代謝生理と生物相互の摂餌習性が問題であると考えられる。

淡水域でも海水域においても多種類の生物が息しており、そこには必然的に食物連鎖によって物質の転移や循環がおこなわれている。

そこで食物連鎖 (food chain) と関連して、例えば¹³⁷Csなどは植物プランクトン→動物プランクトン→プランクトン食性魚→魚食魚と栄養段階が上がるごとに放射性物質の濃度が高くなると報告されている²⁰⁾。また一方、各栄養段階における海産生物中の放射性ルテニウム濃度は、一次生産生物 (植物プランクトン、海藻) ≥ 海藻食性貝類 (アワビ) ≥ 懸濁物食性貝類 (イガイ) > 甲殻類 (エビ, カニ) > 魚類の順になると言われている²¹⁾。これら上記両者の相異は環境水圏中での食物連鎖は必ずしも単一ではなく複雑な食物網を通じて移行することも考えられることと、放射性元素の生理活性、物理化学的存在状態などの他にさらに放射性物質を水中から直接鰓、外皮などを通じて生物体内に吸収する部分があることなどによるものと考えられる。そしてこれらの両経路のいずれが水棲生物への放射性物質の蓄積、濃縮に大きく寄与するかは一概に言うことはできない。

生物の代謝生理の面から見ると、魚類では浸透圧の差による鰓の作用、水および餌からの摂取さらに体表面への吸着が考えられる。

一般に水中の放射性物質の魚体への直接吸収を実験する際には、短期間餌育の場合は普通投餌しないこと

が多い²²⁾。これは投餌による水の汚れや餌が放射能汚染をきたし、これが魚に摂取されるおそれがあるからである。本実験において使用した幼魚は小さく、また養鱒試験場内で採取した自然河川水を用いたため無投餌条件で餌育し水からの摂取、吸収、蓄積について検討した。

また電離放射線による放射線影響は、哺乳類の胎児に対する研究から認められている現象は魚類胚の場合にもあてはまり、その感受性が大きいと言われている^{12), 13)}。しかし魚卵発生、孵化稚魚あるいは幼魚の発育生長過程における放射性物質の濃縮に関する知見はきわめてとぼしい。

そこで各放射性物質の魚卵発生過程における蓄積状況を餌育水中の放射性物質の存在状態とともに調べ、卵組織への放射能濃度分布ならびに汚染卵を清浄餌育水中に移し放射性物質の排出率、排出速度を孵化に至るまで観察した。

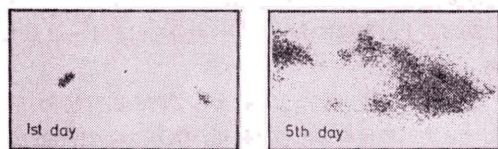
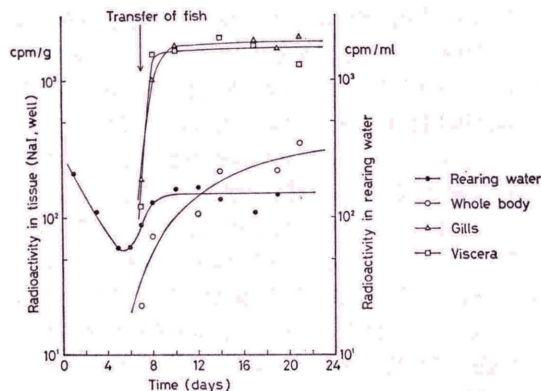
虹鱒受精卵への⁶⁰Coと¹³⁷Csの蓄積は1日で見かけの平衡に達したのに対して¹³¹I、¹⁴⁴Ceの場合には数日間を要し、¹⁰⁶Ru錯体においては¹⁰⁶Ru-ニトラト錯体および複核錯体では10数日間平衡に達した。これら摂取、蓄積速度のパターンはそれら放射性物質の卵からの排出にもその傾向が認められ、摂取、蓄積の早い放射性物質は早く排出されるのに対して蓄積に数日および10数日を要した放射性物質ではゆるやかな排出傾向であった。

これらの結果から卵への摂取、蓄積および排出機構に放射性物質の存在形態が大いに関与していることが推測された。

すなわち餌育水中で溶存イオン状で存在する放射性物質は摂取、排出速度も早く、また卵組織への蓄積放射能分布を調べた結果においてもそのほとんどが固定液と卵膜に分布しており、胚への蓄積放射能は約3.3~8%であった。

一方、水中でコロイド状あるいは粒子状で存在する放射性物質においては蓄積、排出が遅かった。3種類の¹⁰⁶Ru錯体はいずれも80%以上が卵膜にあり、胚への分布はわずか1%であった。しかし¹⁴⁴Ceでは約80%が卵黄、卵黄周囲腔液へ分布していた。

このことは筆者らの電気透析法および沔紙電気泳動法による水圏中での物理化学的挙動³⁹⁾ならびにプランクトンによる濃縮に関する研究⁴⁰⁾においても、とくにセリウムは吸着性が大きいため受精初期に粘着性のある卵膜 (有孔性の卵膜) に吸着され、それが卵門から胚腔に入りそこにかんりの量が蓄積されたもの



Track image of stomach (Frozen section of fish)

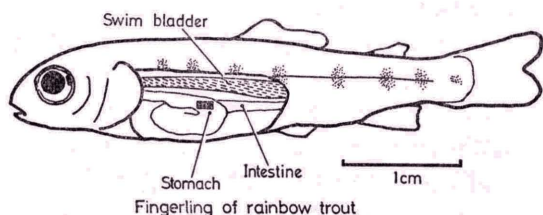


Fig. 15 Uptake of ^{241}Am by fingerling

似していたが、 ^{60}Co 、 ^{144}Ce においては見かけの平衡に達するのにかなりの日数を要した。

一方、 ^{106}Ru 各錯体は餌育日数とともにほぼ直線的に蓄積される傾向が観察され、約30日の期間内では見かけの平衡に達しなかった。

排出実験においてとくに餌育水中でイオン形で存在する ^{137}Cs の排出率は非常に小さく、また排出速度から生物学的半減期も著しく長くなることが確認できる。これら結果は卵の場合と異なりそのほとんどの放射能は体内に残留していた。

他の核種の生物学的半減期は本実験の餌育期間内で2つの成分に分けられ、比較的短い半減期の成分と更に長い半減期の成分の存在が認められた。

各放射性物質の生物体内における濃度分布はそれらの取り込みの速さ、体内での移動性、体外への排出率ならびに生物学的半減期などによって左右されるが、その場合もっとも多く摂取、蓄積される組織、臓器を

知ることは放射線影響を推定、評価するうえにおいて重要である。

幼魚の組織、臓器における各放射性物質の摂取率ならびに濃縮係数について、 ^{60}Co 、 ^{144}Ce および ^{106}Ru -ニトрат錯体ならびに ^{106}Ru -複核錯体では消化管を含む内臓に高かった。従来、魚は海中では浸透圧調節のため海水をかなり飲むが、淡水中ではほとんど飲まないと言われていたが、最近の放射性物質を使用した実験では淡水中でもかなりの量の水を飲むことがわかってきている²⁹⁾。このことは著者らの研究によって Fig. 14, および15に示すように³⁰⁾、虹鱒幼魚餌育水中における ^{241}Am の汜過分画による粒子挙動の経日的変化を α -トラックオートラジオグラムで調べた結果、ならびに虹鱒幼魚の凍結切片による胃の部分のトラック像から消化管にかなり摂取されていることなどからも推察される。

上記放射性物質が消化管を含む内臓に次いで濃縮が高かったのは鰓である。

^{144}Ce のような水中でコロイド、粒子状で存在し吸着性に富む放射性物質においてはもちろんのことであるが、他の核種においても鰓によるフィルター効果によってかなりの放射能が吸着、濃縮されることが観察された。このことは魚類では特殊な場合を除き、内鰓(internal gill)によって水呼吸を行なうとともに水、イオンの通過によって浸透圧を調節しているためである。

^{131}I が特に鰓への蓄積が高かったことは魚類の甲状腺の発生も本質的には哺乳類などの場合と異ならないが、多くの硬骨魚類では散存性器管として発達し、入鰓動脈幹の分岐部分を中心に甲状腺汜胞が散存しているため、鰓への蓄積分布が多かったものと考えられる。

一方、 ^{137}Cs は体内一様に蓄積していたことからわかるように血管を通じ全身に分布していたが筋肉への濃縮がいくぶん高い傾向であった。

^{106}Ru の海産生物における濃縮係数には大きな幅があり、Kečkeš ら³¹⁾ は ^{106}Ru の化学形そのものの違いによる生物濃縮の相違を示した。すなわち ^{106}Ru -クロロ錯体と ^{106}Ru -ニトрат錯体ではイガイによる取り込みにおいて、前者は後者より軟部では10倍も高いことを報告している。差はそれほど顕著ではないが同様な傾向は Kimura ら³²⁾ によってアサリによる取り込みについても報告されており、また淡水産貝類軟部でもその濃縮係数は ^{106}Ru -クロロ錯体 $>$ ^{106}Ru -ニトрат錯体 $>$ ^{106}Ru -ニトロ錯体となっていて化学形によ

の差が認められている³³⁾。

Kečkeš ら³⁴⁾ および Ishikawa ら^{35), 36)} は ¹⁰⁶Ru-クロロ錯体の電気泳動法による分画での生物濃縮（二枚貝および海藻）は陽イオン種>中性種>陰イオンの順であることを報告している。

海産動物における体内分布では無投餌の場合でも概して内臓部、特に胃腸管、肝臓が他の軟部（筋肉など）に比して ¹⁰⁶Ru の濃度が高いことが指摘されており、また外皮に表面吸着すると報告している^{29), 33), 35)}。

虹鱒幼魚を用いた本実験においても前記のとおり、内臓を含む消化管への蓄積が特に高く、次いで尾、皮膚への分布が多い傾向を示していた。化学形の異なる ¹⁰⁶Ru-錯体では卵、孵化稚魚ならびに幼魚においても ¹⁰⁶Ru-ニトラト錯体が他の錯体と比較してその濃縮はわずかながら高かった。このことは、筆者らの淡水中での ¹⁰⁶Ru 各錯体の沓紙電気泳動結果⁴¹⁾ からみわかるように ¹⁰⁶Ru-ニトラト錯体は沓紙への吸着性が高く、また餌育水の沓過分画においてもコロイド状あるいは粒子状で存在することが認められていることから ¹⁰⁶Ru-ニトラト錯体、¹⁰⁶Ru-複核錯体に比べてより多く吸着、濃縮されたものと思われる。

¹⁰⁶Ru-ニトラト錯体の場合、約7日で全数の幼魚が死亡したため摂取率、代謝回転率とともに平衡時の濃縮係数は算出できなかった。死亡の原因として ¹⁰⁶Ru-ニトラト錯体の調製に使用した過剰の亜硝酸ソーダの影響が考えられたため種々な濃度について検討した。その結果、亜硝酸ソーダは約 $4.2 \times 10^{-4} \text{M/l}$ の濃度で虹鱒幼魚に対して毒性があることが認められた。

V 要 約

人工受精させた虹鱒卵の水槽内餌育実験で卵発生過程における種々な放射性物質の蓄積を調べ、卵組織への放射能分布を算出し被曝線量を推定するとともに、汚染卵を清浄餌育水中に移してその排出について究明した。さらに孵化稚魚および5ヶ月目の幼魚においては組織、臓器別の蓄積、排出について追求し代謝回転率、濃縮係数、生物学的半減期等を指数関数モデルに基づいて解析した。

1. ⁶⁰Co, ¹³¹I および ¹³⁷Cs は餌育水中で主として可溶性の状態が存在するのに対して、¹⁴⁴Ce はかなりの部分がコロイド状あるいは粒子状であった。化学形の異なる ¹⁰⁶Ru 錯体では ¹⁰⁶Ru-ニトラト錯体が他の錯体と比較してミリポアフィルターに捕集される割合が高かった。

2. 卵による ⁶⁰Co の濃縮係数は7で、¹³¹I, ¹³⁷Cs はいずれも0.4であり、これらの放射性物質と比較して ¹⁴⁴Ce の値は高く120であった。一方、化学形の異なる ¹⁰⁶Ru 錯体においてはニトラト錯体：14.5>ニトラト錯体：11.0>複核錯体：6.8の順であった。

これらの濃縮係数の値は実験観察値と指数関数モデルに基づいて算出した値がほぼ同じであった。

3. 卵組織における放射能分布を調べた結果、⁶⁰Co, ¹³¹I および ¹³⁷Cs は約60~65%が固定液あるいは卵膜に分布しており、特に ¹³¹I および ¹³⁷Cs は固定液への溶出が大きく胚への蓄積は約3.3~8%であった。¹⁴⁴Ce では卵黄、卵黄周囲腔液への分布が高く約80%を示していたが、¹⁰⁶Ru 錯体においては3化学種ともに80%以上が卵膜にあり、胚への分布は約1~2%であった。

4. 被曝線量計算モデルによって卵の餌育期間中における被曝線量を算出した結果、⁶⁰Coの約2.7rad から ¹⁰⁶Ru-複核錯体の45rad までの線量範囲であり、これらの線量域では対照と比較して孵化率に有意な差は認められなかった。

5. 卵からの放射能排出実験では、⁶⁰Co と ¹³⁷Cs は初期排出速度は早く1~3日間で約90%以上が排出されたが、¹³¹I では約50%にとどまりその後孵化に至るまで平衡状態であった。¹⁴⁴Ce は孵化までの間はほぼ指数関数的に排出され16日間で約80%が排出された。

一方、3化学形の ¹⁰⁶Ru 錯体においては、いずれの化学種ともに同様な排出パターンを示し、孵化までの12日間でわずか約15~20%の排出であった。

6. 孵化稚魚による種々な放射性物質の濃縮係数の順序は ¹⁴⁴Ce : 16 > ⁶⁰Co : 11 > ¹³¹I : 0.8 > ¹³⁷Cs : 0.4 の順であった。なお ¹⁰⁶Ru 錯体の蓄積は見かけの平衡値に達するのに30日以上を要し、指数関数モデルに基づく理論曲線のあてはめはできなかった。

7. 孵化稚魚からの各放射性物質の排出では、⁶⁰Co は初期排出速度が早く3日で約65%が排出されその後は緩やかであった。¹³¹I および ¹⁴⁴Ce は徐々に排出される傾向を示し、前者は26日で約70%、後者では13日で約75%が排出された。これに対して ¹³⁷Cs の場合にはその排出はほとんど認められず、25日経過後においても約90%の放射能が残留していた。¹⁰⁶Ru 各錯体においては、ニトラト錯体は5日間で約85%が排出されたが、ニトラト錯体および複核錯体では約50%で、その後緩やかな排出傾向を示した。

8. 5ヶ月目幼魚による種々な放射性物質の濃縮係数の順序は ⁶⁰Co : 6.5 > ¹⁰⁶Ru-ニトラト錯体 : 3.5 >

^{144}Ce : 1.8 > ^{137}Cs : 1.3 > ^{106}Ru -複核錯体 : 0.9 > ^{131}I : 0.8の順であった。なお ^{106}Ru -ニトロ錯体の場合、その錯体中に含まれる亜硝酸ソーダの毒性により約3～7日間でほとんどの幼魚が死亡した。

9. 5ヶ月目幼魚の各組織、臓器における種々な放射性物質の蓄積を調べた結果、 ^{60}Co 、 ^{144}Ce では消化管を含む内臓と鰓への濃縮係数がともに高く、 ^{131}I は他の組織、臓器に比較して鰓に高かった。 ^{137}Cs においては全身に一樣に分布していたが筋肉への濃縮係数がいくぶん高い傾向であった。一方、 ^{106}Ru -ニトラ錯体、複核錯体では消化管を含む内臓がもっとも高かった。

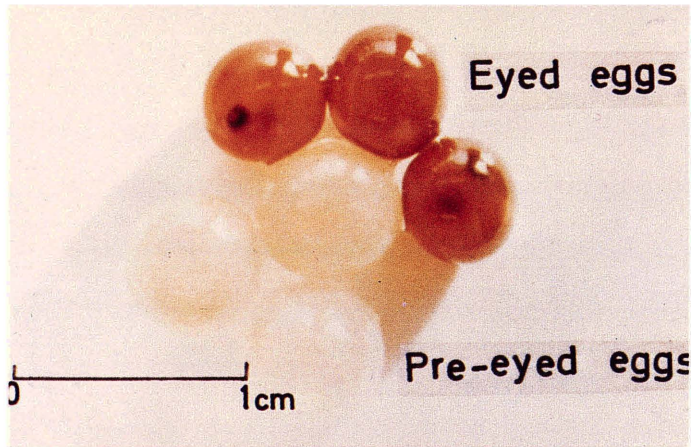
10. 5ヶ月目幼魚からの各放射性物質の排出実験では、 ^{60}Co の場合、卵および孵化稚魚と同様に初期排出速度は早く3日で約50%が排出されその後緩やかであった。 ^{131}I および ^{144}Ce では孵化稚魚の場合と同様に徐々に排出される傾向を示し15日間で前者は約75%、後者では約90%が排出された。一方、 ^{137}Cs においては孵化稚魚と同様にその排出は少なく、10日経過後においても約80%の放射能が残留しておりその後の排出も非常に緩やかであった。 ^{106}Ru -ニトラ錯体では3日間で50%が排出されたが、複核錯体では14日目までほとんど排出されず25日目で約50%が排出された。

参考文献

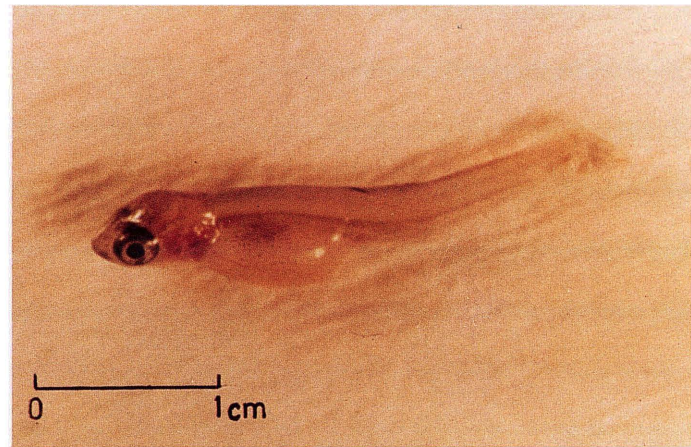
- 1) Preston, A.: Disposal of Radioactive Waste (Proc. of the NEA Information Meeting, Paris, 1972), 121 (1972).
- 2) Working Group of the Committee on Oceanography, NAS-NRC, Disposal of low-level radioactive waste into Pacific coastal waters, NAS-NRC, Pub. 985, Washington, D. C. (1962).
- 3) Robertson, D. E.: Marine Radioecology (Proc. of the Second ENEA Seminar, Hamburg, 1971), 21 (1971).
- 4) Robertson, D. E., Rancitella, L. A. and Perkins, R. W.: In Marine Radioecology (OECD/ENEA), 21 (1971).
- 5) 江藤久美: 放射能と魚類 (江上信雄編), 恒星社厚生閣 pp. 298~316, (1973).
- 6) Thompson, S. E., et al.: Concentration factors of chemical elements in edible aquatic organisms, UCRL-50564 Rev. 1 (1972).
- 7) Bowen, V. T., et al.: In "Radioactivity in the Marine Environment" (NAS), 200 (1971).
- 8) 原子力安全研究協会海洋放出調査特別委員会試算報告書 (II) (1967).
- 9) Chapman, W. H., et al.: Concentration factors of chemical elements in edible aquatic organisms, UCRL-50564 (University of California) 1-50, (1968).
- 10) Mauchline, J.: A review of the biological significance of certain neutron induced radioisotopes in the marine environment, UKAEA PG Rep., 248 (w) (1961).
- 11) Ichikawa, R.: Bull. Jap. Soc. Sci. Fish., **27** (1), 66~74, (1961).
- 12) Polikarpov, G. G.: "Radioecology of aquatic organism", North-Holland Publishing Co., Amsterdam (1966).
- 13) 江藤久美: 放射能と魚類 (江上信雄編), 恒星社厚生閣 pp. 202~233, (1973).
- 14) Hiyama, Y. and Shimizu, M.: Environmental Contamination by Radioactive Materials, IAEA, Vienna, pp. 463~476 (1969).
- 15) Woodhead, D. S.: Radiat. Res., **43**, 582~897 (1970)
- 16) Honda, Y., Kimura, Y., Tamura, Y., and Tanaka, C.: J. Radiat. Res., **13**, 95~99 (1972)
- 17) Kimura, Y. and Honda, Y.: J. Radiat. Res., **18**, 170~181, (1977).
- 18) Kimura, Y. and Honda, Y.: J. Radiat. Res., **18**, 182~193, (1977).
- 19) 市川龍資: 食物連鎖 (水域の食物連鎖), 環境被曝線量評価, 日本原子力学会研究専門委員会編, 144~153, (1975).
- 20) 清水誠: RADIOISOTOPES, **22**, 662-673, (1973).
- 21) 本田嘉秀: 日本原子力学会誌, **18**, 336~345, (1976).
- 22) 市川龍資: 放射能と魚類, 恒星社厚生閣, 234~289, (1973).
- 23) Polikarpov, G. G. and Ivanov, V. N.: Dokl. Akad. Nauk USSR, **144**, 219 (1962).
- 24) Fedorov, A. F. et al.: Vopr. Ikhtiol., **4**, 579 (1964).
- 25) Templeton, W. L.: "Disposal of Radioactive Wastes into Seas, Oceans and Surface Waters," p. 847, IAEA, Vienna, (1966).

木村他：魚卵，孵化稚魚および幼魚の発育成長過程における放射性物質の濃縮ならびに排出に関する研究

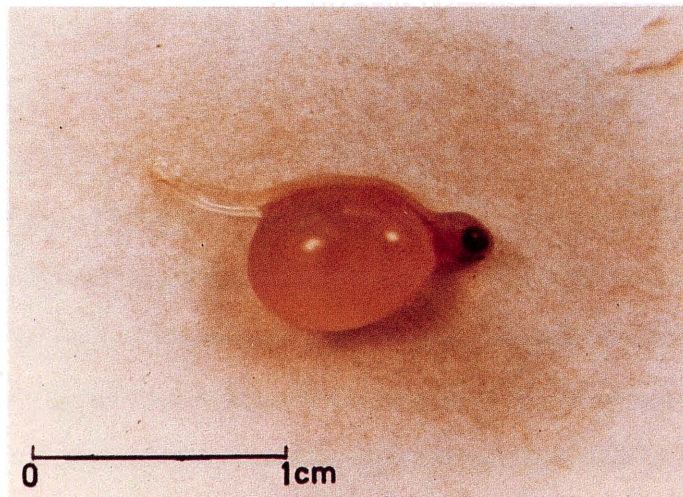
- 26) Kulikov, N. V.: "Radioecology," (eds. Klechkovskii, V. M., Polikarpov, G. G. and Aleksakhin, R. M.), p. 323, J. Wiley & Sons Inc N. Y. (1973).
- 27) 江藤久美：保健物理，**11**，183~191，(1976).
- 28) Welander, A. D., et al.: J. Fish. Res. Bd. Canada, **28**, 1181~1184, (1971).
- 29) Vanderborgh, O., et al.: In "Environmental Surveillance Around Nuclear Installations," Vol. II, 31, IAEA-SM-180/53, IAEA (1974)
- 30) Nishiwaki, Y., Kimura, Y., and Honda, Y., et al.: Studies on Radioecological Concentration Processes in the Aquatic Environments, Proc. International Radiation Protection Association, IVth International Congress, s. 05-131 (1977).
- 31) Kečkeš, S. Pučar, Z. et al.: In "Radioecological Concentration Process", Eds. Aberg, B., Hungate, F., p. 993, Pergamon Press (1967).
- 32) Kimura, K., Ichikawa, R.: Bull. Jap. Soc. Fish., **36**, 653 (1970).
- 33) Beque, H., Van Puymbroeck, S., et al.: Environmental physiology, **1**, 37, (1971).
- 34) Kečkeš, S., Pučar, Z., et al.: Int. J. Oceanol. and Limnol., **1**, 246 (1967).
- 35) Ishikawa, M., Sumiya, M., et al.: In "Radioactive Contamination of the Marine Environment", 359, IAEA-SM-158/22, IAEA (1973).
- 36) Ishikawa, M., Pučar, Z.: J. Radioanal. Chem., **14**, 53, (1973).
- 37) Loevinger, R., et al.: In Radiation Dosimetry (Hine, G. J. et al., eds.) 693~794, Academic Press, New York (1956).
- 38) Fletcher, J. M., Jenkins, I. M., et al.: J. Inorg. Nucl. Chem., **1**, 378 (1955).
- 39) 木村雄一郎，小川喜弘，本田嘉秀，桂山幸典：近畿大学原子力研究所年報，**17**，21~38，(1980).
- 40) 本田嘉秀，木村雄一郎，他：近畿大学原子力研究所年報，**9**，19~24，(1971).
- 41) 木村雄一郎，小川喜弘，本田嘉秀，桂山幸典：近畿大学原子力研究所年報，**17**，39~52，(1971).



Artificially fertilized eggs



Advanced fry (10 days old after hatching)



Alevin



Fingerling (5 months old after hatching)

Plate 1 Development and growth of rainbow trout