

放射性廃水の処理

岩 井 重 久*

1. はしがき

著者の研究室では、昭和 29 年のビキニ爆発にともなうて生じた放射性降雨、降下物による上水道源の汚染調査をいち早く開始した^{1)~3)}。その後、原子力平和利用施設から生ずる放射性廃水の処理、処分のために、諸外国でも上・下水処理の基本的な方針がとられていることから、ここ 4 年間この種の基本研究を実験的、理論的に推進してきたが、いくたの俊秀な研究員、学生が進んでこの問題にとり組んだために、見るべき成果をあげたことは喜びにたえない。また環境汚染の見地から、とくにわが国における原子炉施設の立地条件、管理監視方策については、すでに 4 年前からその重要性を提唱してきたが、世界的に漸次この問題がとりあげられるようになった^{4),5)}ことも興味がある。この機会に最近 2 回にわたって視察した、この方面における海外の実状をも参照しつつ、上記表題についての概念を紹介し、私見を述べてみたいと思う。

2. 放射性廃水の処理

(1) 放射性廃水の種類、質、量

放射性廃水は、放射性物質を扱う施設には、必ずといってよいほどともなうものであり、その総放射能量も大きいから、環境に対する危害も他の廃棄物にくらべて大

きい。最大の放出源は核燃料再処理の際に生ずる廃水であるが、現在のところ、わが国においては原子力協定により、この種の処理は行わないことになっているから、その処理の詳細は省略する。また、わが国で未開発の動力用原子炉で生ずる廃棄物については 4. で述べることにし、ここでは当面の問題として研究用原子炉、ホットラブあるいは病院などにおいて、実験や治療に使用した水や洗滌水、洗濯水を放射性廃水としてとりあげる。

これら廃水の放射能の強さは、条件により変化することはおもろんであるが、A.E. Gorman と A. Wolman⁶⁾は、処理の難易よりみて、これをつぎの 3 種にわけている。

表一 放射性廃水の区分

区 分	放射能の強さ	備 考
強放射性	100 mc/ml	高い除去率を要する。十分遮蔽して注意深く処理する。
中放射性	100 mc/ml \sim 10 ⁻³ μ c/ml	ある程度の遮蔽が必要。
弱放射性	10 ⁻³ \sim 10 ⁻⁴ μ c/ml	10 ³ 程度の除染率でよい。

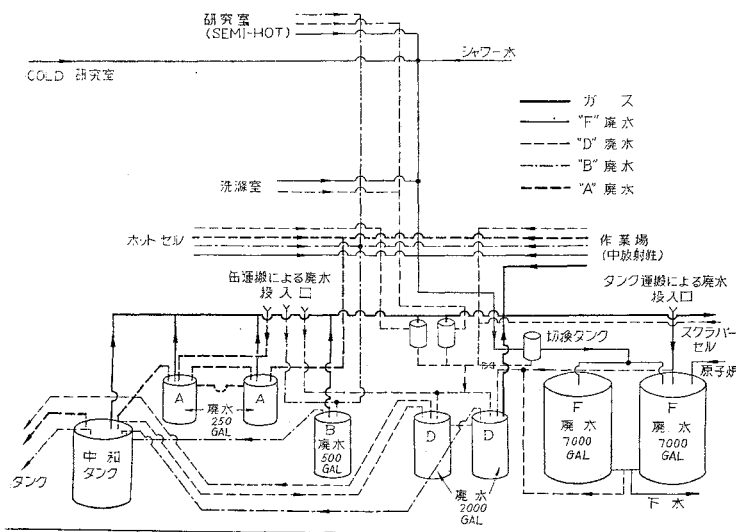
この分類は絶対的なものでなく、他の例として、たとえば米国 Brookhaven 国立研究所では 図一 のように A B C D F の 5 種⁷⁾、また英国 Harwell 研究所では通常放射性廃水と、放射能をふくむおそれのある廃水との 2 種⁸⁾ というように、それぞれ適当に区分して処理を行っている。

施設より出る廃水の量はたいいていの場合、強、中放射性的のものが少なく、弱放射性的のものが大部分をしめる。米国各研究所の 1 年間の弱放射性廃水量⁹⁾ (1952 年 7 月~1953 年 8 月) を表示すると次のようになる。

表二 米各研究所の弱放射性廃水の量

研 究 所 名	廃水量 (t/yr)
Argonne 国立研究所	690
Westinghouse 原子力部	3 800
Brookhaven 国立研究所	980
California Research and Development Co. Knolls 原子力研究所	1.4 { 7 500 (蒸発可能) 35 (その他)
MIT	3.8
国立原子力試験所材試験炉	158 000
California 大学放射線研究所	1
海軍放射線防衛研究所	50

図一 Brookhaven 国立研究所の廃水処理系統図



* 正員 工博 京都大学教授, 工学部衛生工学科

つぎにその質は使用状態によつて変化することはいうまでもないが、一例を示すと表-3 のようになる¹⁰⁾。

表-3 Oak Ridge 国立研究所廃水の放射化学分析結果

イオン	放射能の%
Ce	34.0
Cs	4.5
I	22.5
Ru	3.7
Sr	8.1
TRE-Ce	10.9

放射能強度 β : 4.11×10^5 dpm/ml
 γ : 921 dpm/ml

処理の難易は廃水の放射能の強さばかりでなく、その中に含まれる非放射性物質の質、量によつても影響される。たとえば発泡しやすい物質をふくむ廃水は、蒸発処理の際に蒸発缶中で泡沫を生ずるため、装置全体の除去率が低下し、また EDTA 等の錯化剤を用いた洗剤は共沈、イオン交換等の吸着作用による除去の効率が非常に低下する。原廃水中の全固形物量は普通 0.2% 程度であるが¹⁰⁾、5% に達することもあり¹¹⁾、除染処理の効率低下をきたすことが多い。

(2) 放射性廃水の処理法

処理方針としては、濃縮貯留によるか希釈によるかの二つに大別されるが、その概念はすでに述べた⁹⁾ のここでは省略し、各種の方法を比較検討してみよう。

濃縮法としては蒸発法、共沈法、イオン交換・吸着法、生物処理法、抽出法、電気分解法等があるが、現在主として用いられているのは、初めの三方法である。蒸発法は一般に非常に高い除去率が要求される場合に用いられ、共沈法は弱放射性的の大量の廃水処理に用いられている。イオン交換は、この中間の廃水や原子炉冷却水の処理、さらには他の処理設備の故障等にもとづく除去率低下の際の安全装置として用いられることが多い。これらの経済性は、処理水量により変化するが、米国におけるおよその程度を示すと表-4 のようになる¹²⁾。

表-4 代表的放射性廃水処理方法に要する経常費

方法	除染係数*	経常費 円/t
蒸発濃縮	$10^4 \sim 10^6$	10 000
イオン交換	$30 \sim 10^5$	1 000
凝集沈殿	10	1 000

* 除染係数 = (原水の比放射能) / (処理水の比放射能)

さらに近時米国において地中処分といわれる方法がさかんになつてきた^{13), 14)}。これは放射性廃水を地中に圧入し、もしくは地上の溝から地下に浸透させ、土壌が持っているイオン交換能を利用し、放射性物質を土壌に吸着固定する方法である。非常に安価であるが学理的に不明な点が多く、ある程度の危険をとまらうので、人口ちよろ密なわが国ではよほど特殊な場所でないで使用できな

いと思われる。地下水を上水源として用いることの多い西独ではこれを禁止している。

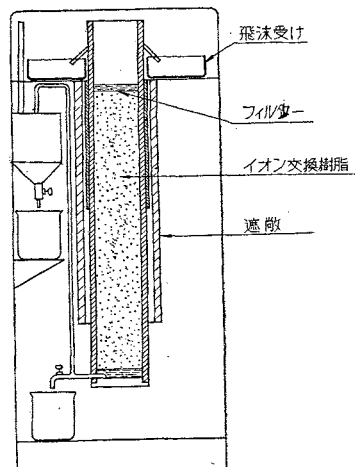
(3) 原子力研究利用施設の廃水処理設備

小規模の放射性物質を取扱う実験を行うために、せいぜい数 l 程度の弱い放射能をもつ廃水を生じたときは、それが Sr や Cs のごとく非常に危険なものでなければ、簡単な処理を行なつて安全になつたことをたしかめたのち、放流することが多い。

たとえば、共沈法によれば¹⁵⁾、まず液をアンモニア、炭酸アンモン等でアルカリ性 (pH 8~10) にしておいてから、硫酸バンドまたは鉄アラムを 1 l につき 2 g 程度溶解させ、しばらく混和したのち放置すれば、凝塊物を生じて沈殿する。上澄水の放射能を調べて、1 ml 中数カウント程度に減少しておれば、これを大量の下水中に徐々に流注する。著者等の研究によれば、除去率は pH の高いほど良好で、その際に生ずる floc の沈降性もすぐれている。加えるべき凝集剤の濃度は、最低 1 000 ppm を要し、液中放射性物質の核種に応じて適当な凝集剤を選ばねばならないが、硫酸バンドと鉄アラムとは、比較的多くの核種について、良好な除去率を生ぜしめるようである¹⁶⁾。塩川等はクレンザーを用いて良好な結果をえている¹⁷⁾。

またイオン交換による場合には、ろ過筒(ガラス円筒)に樹脂をつめ、1 分間に樹脂の半量以下の廃水をろ過する。その除去率は、共沈法よりすぐれるが、ろ液中に放射能が急に現われることが多いから、注意を要する。こうした問題については著者、井上等の論文を参照されたい^{18), 19)}。廃水中に含まれる放射性物質が陽イオンのみならずカチオン交換樹脂でよいが、高い除去率を要求されたり、何が入っているか不明のときは、アニオン交換樹脂をカチオンの 3 倍量まで使用する。米国では図-2 のような小規模の処理装置を市販している。これは容器も可燃性のものを用い、使用後は樹脂とともに焼却するよ

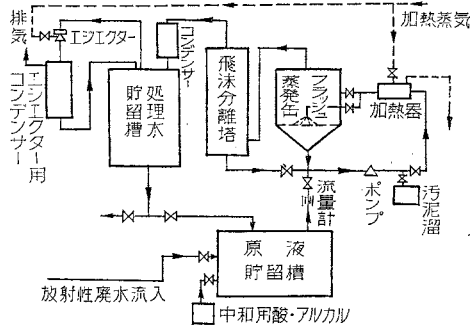
図-2 イオン交換処理装置の一例



うになつている。

大規模の放射性廃水処理設備としては、蒸発、凝集沈殿、生物処理、地中圧入等の方法がとられている。蒸発法については米国 Knolls 国立研究所²¹⁾における設備例を 図-3 に示す。

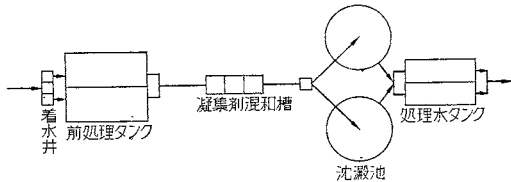
図-3 フラッシュ式蒸発濃縮装置 (Knolls 原子力研究所)



原液貯留槽中の廃水を、アルカリで中和しつつ蒸発缶に入れ、外部加熱強制循環方式により、缶中で液をフラッシュさせ、発泡を防ぎつつ蒸発させる。蒸気中に同伴された放射性的強い飛沫は、次の分離塔中の泡鐘板で除去し、蒸気はコンデンサーで凝縮させる。系全体はエジェクターにより減圧のままで操作し、放射性物質のろうえいを防ぎ、フラッシュ効果を上げる。

この装置全体としては、 10^7 程度の非常に高い除染係数がえられるから、強放射性的の廃水処理に用いられている。このほか Oak Ridge 国立研究所²²⁾、Brookhaven 国立研究所²³⁾、Idaho 核燃料処理工場²⁴⁾などでも、同様な蒸発器による処理が行われている。京都大学でも関西に設置予定の研究用原子炉の廃水処理と関連して、昭和32年度の文部省機関研究費の補助を受け、フラッシュ式蒸発装置のパイロットプラントを試作し、著者の研究室が主体となつて研究を進めている。

図-4 凝集沈殿処理装置の例 (Harwell 原子力研究所)

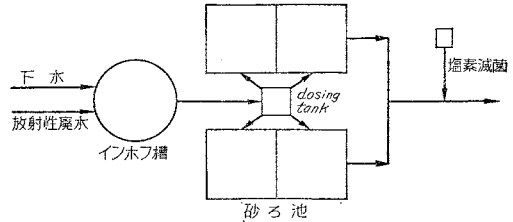


凝集沈殿法を用いている例としては、英国 Harwell 研究所があり、その系統図は 図-4 である。廃水を前処理タンクに入れて中和し、凝集剤を注入、沈殿させ、処理水タンクに入れて安全性をたしかめたのち放流する。同様な方法が、Los Alamos 研究所²⁵⁾でも用いられている。

生物処理を行なっている代表的な例としては米国Bro-

okhaven 国立研究所がある。放射性廃水を研究所下水とともにインホフ槽に入れて消化し、これを間けつ砂ろ床に導いてろ過し、ろ液は塩素滅菌後放流せしめ、汚泥は乾燥床でかわかす (図-5 参照)。

図-5 嫌気性生物処理装置の例 (Brookhaven 原子力研究所)



こうした嫌気性消化による処理以外に、活性汚泥法、酸化池等による好気性酸化の方法が、Eliassen, Kaufman 等により研究されている。活性汚泥法については、その除去は曝気のはじめ 15~30 分くらいで完了し、それ以上続けても凝集沈殿法によるのと同程度の除去率しかえられないといわれている。なお著者等は模型曝気槽を用いて F.P. の除去実験を行なつた結果、下水中の汚泥量の多いほど除去率が増進されることを認め、従つてこうした除去作用は、主として汚泥の吸着によつて生ずるものであると想像した²⁶⁾。

この他の処理法としては、米国、カナダで行なわれる地中処分があり、たとえば Idaho 核燃料処理工場では廃水を地下に圧入処分し、また Oak Ridge 国立研究所では $64 \times 30 \times 4.5$ m の池に廃水を導き、そこから地下に浸透させている。また海洋投棄処分法は米、英その他の諸国で広く行われている。これは廃水を海浜まで導き、放流管で放出せしめるか、あるいは直接海水中に希釈、拡散させるのである。

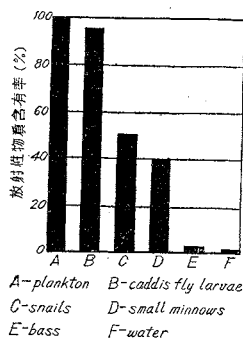
(4) 放流後の問題

前述の弱放射性廃水は大量に排出されることが多いので、その全量を除染係数の高い蒸発濃縮法、イオン交換法等で処理することは実用上、また経済的の困難となりがちである。そこで原廃水の質、量以外に処理上の安全性と経済性とをならみ合わせつつ、単なる希釈放流によつて十分安全となるもの、凝集沈殿法のように比較的除染係数の低い処理によつたのち放流しても安全となるもの、蒸発濃縮法やイオン交換法等の高い除染係数をもつ処理によつてはじめて安全となるものに原水を仕分け、それぞれ適当な処理を行なつたのち、これらの処理水を河川、海洋に放流し、あるいは地中に注入する。

放流された廃水は乱流拡散によつて希釈されてゆくが、たとえ希釈されてもどこかへ蓄積するかもしれないので、許容濃度以外に一定時間内で放流を許しうる放射能総量で規正しているところが多い。たとえば米国 Oak

Ridge では 1 日 0.5 C 以内, Brookhaven では年間 1.5 C 以内と規定している²⁷⁾。図-6 は Columbia 河の水中動物の汚染状況についての観測例であつて²⁸⁾, この河水は Hanford にある原子炉からの冷却水や, 化学処理工場からの低放射性廃液の放流による影響をうけている。この放流点より下流で最も近くにある水道水取水点までの距離は約 40 mile であり, この地点の河水は MPC よりもずっと低い放射能しか含まないといわれている²⁹⁾。英国の Windscale では, 数年にわたるアイルランド海の詳細な海流調査の結果にもとづき, 表-5³⁰⁾ に示すような制限のもとに廃液を放流している。

図-6 水中生物による放射性物質の摂取 (Hanford 国立研究所)



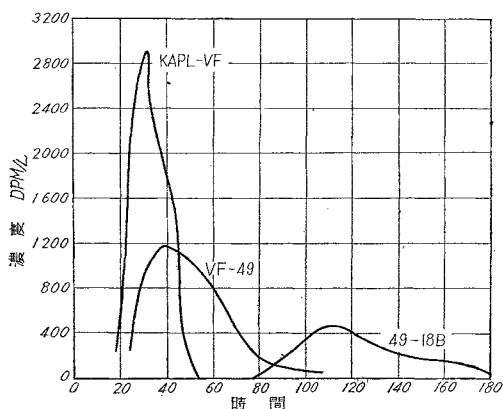
物の汚染状況についての観測例であつて²⁸⁾, この河水は Hanford にある原子炉からの冷却水や, 化学処理工場からの低放射性廃液の放流による影響をうけている。この放流点より下流で最も近くにある水道水取水点までの距離は約 40 mile であり, この地点の河水は MPC よりもずっと低い放射能しか含まないといわれている²⁹⁾。英国の Windscale では, 数年にわたるアイルランド海の詳細な海流調査の結果にもとづき, 表-5³⁰⁾ に示すような制限のもとに廃液を放流している。

表-5 Windscale 工場より海中に放流してよい最大放射性物質量

元素	放流可能最大放射能量	制御の理由
Sr	2	魚類汚染防止
Y	10	海浜汚染防止
Ru	100	"
Cs	100	"
Ce	10	"
Pu	0.1	海藻汚染防止

河川へ放流された放射性廃水の拡散希釈に関しては, Knolls 原子力研究所につき Thomas 等が理論的研究³¹⁾を行なつている。これは開水路乱流中における乱流拡散の基礎方程式に放射性物質の自己減衰による項と, 河川等の自浄作用による減衰項を加えた基礎理論式から出発し, これに瞬間的な廃液放流が行われるとの初期条件を与えて, 二次的に解析したものである。この理論式と P³²⁾ をトレーサーとする Mohauk 川での図-7 のような

図-7 河水中に放流された放射性物質の量の変化



実験結果とから, Knolls において, P³²⁾ として, 1 600 C/day の放射性物質を Mohauk 川に放流しても, その下流 13 mile の地点にある水道水取水点に悪影響を与えないと論じている。著者および合田, 植松等も同じような立場から河川に放流された放射性廃水の拡散希釈の問題について, Thomas と同様, (1) 式で与えられる基礎理論式から出発した。

$$\frac{\partial c}{\partial t} + \frac{\partial(uc)}{\partial x} + \frac{\partial(vc)}{\partial y} + \frac{\partial(wc)}{\partial z} = \frac{\partial(D_x \partial c / \partial x)}{\partial x} + \frac{\partial(D_y \partial c / \partial y)}{\partial y} + \frac{\partial(D_z \partial c / \partial z)}{\partial z} + w_0 \frac{\partial c}{\partial z} - Kc \quad (1)$$

ここに, c は時刻 t の位置 (x, y, z) における濃度, u, v, w : D_x, D_y, D_z はそれぞれ x, y, z 方向の流速と拡散係数, w_0 は沈降物質の沈降速度, K は自己減衰率である。

この式において流下方向のみの拡散を考え, 沈降の影響を無視すれば次式となる

$$\frac{\partial c}{\partial t} + \frac{\partial(uc)}{\partial x} = \frac{\partial(D_x \partial c / \partial x)}{\partial x} - Kc \quad (2)$$

これを廃液放流の場合によく起ると考えられる「短時間に放流が行なわれる場合」について解いた。

すなわち, 濃度 q_0 の廃水を, 水量 V だけ流路断面積 A の河川に放流したとき, $-\xi \leq x \leq \xi$ の範囲の濃度が C_0 になつたとして, 初期条件を

$$c(t=0, x) = C_0 = \frac{q_0 V}{2A\xi}, \quad -\xi \leq x \leq \xi$$

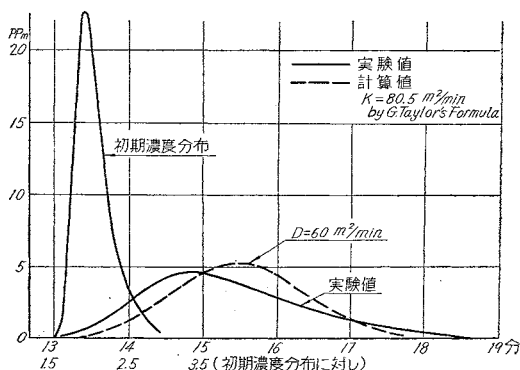
$$c(t=0, x) = 0 \quad \xi < |x| < \infty$$

にとり, 式 (2) の解を求めると次のようになる。

$$c = \frac{q_0 V}{2A\xi V \pi} \exp[-Kt] \int_{-\frac{\xi+x-ut}{2\sqrt{D_x t}}}^{\frac{\xi-x+ut}{2\sqrt{D_x t}}} e^{-\xi^2 d\xi} \dots (3)$$

京都疏水において, 塩化アンモンおよびフルオレッセン溶液をトレーサーとして拡散実験を行つた結果, 理論と実験とが比較的よく一致することを知つた³²⁾。結果の

図-8 河川中に放流された放射性物質の量の変化 (京大衛生工学研究室, 第 2 回実験)



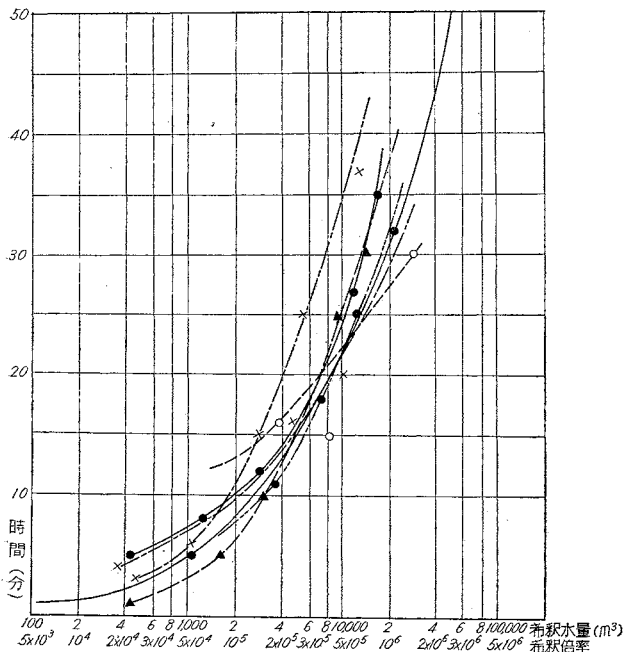
一例を図-8に示す。これより種々の水理条件に対する拡散係数 D_x を基礎的なトレーサー実験の結果から求めておけば、放流廃水の拡散希釈状態を推算しようという見込みがあった。われわれは今後の原子炉施設運営に際し、実際のな汚染管理問題に対してこの理論を応用すべく、さらに研究を続けている。もともと著者等は Thomas 等と同時に 1955 年の Geneva における国際原子力会議に論文を提出し、上記のような解を発表したが、これが Thomas 等の解よりも少なくとも理論的に優れていると考えられるのに、同会議論文集に採録されなかつたことを、はなはだ残念に思っている。

放射性物質の海洋放流処分は英国における研究が進んでおり、アイルランド海における実験的研究が著明である³²⁾。

著者等は大阪湾、宮崎県尾末湾および島根県五十猛海岸において、フルオレッセンならびにロダミン B を用いたトレーサー実験を行ない、廃液が海面に放流されたのちの挙動、海水の希釈能について検討を加えた結果、波頂線に平行な方向に強い拡散が生じ、トレーサー投入後の経過時間と希釈倍数との関係は図-9に示すようになり、放流後 30~60 分で少なくとも 10^5 倍程度に希釈されることを認めた。

英国では表-5 の例のように比較的多量の放射性物質を海洋に放流しており、London 市などの上水源である Thames 河にも上流である程度は放流されている。元来英国国民は汚染問題について厳密な立場をとっているが、逆に科学的に割り切れれば、慎重な管理と監視により

図-9 海中における拡散希釈実験 (京大衛生工学研究室)



安心感をもって、これを許容するという立場をとっている。こうした状況は、最近軍事目的以外の民間原子炉もその規模や目的に応じて、Thames 河の上流にも新設されつつあることからわかる。また欧州のその他の諸国でも廃水に関しては英国のやり方にならつていところが多いようである。米国についてみると、放射性廃水放流の規正措置があまり厳しくない戦時中に建設された Oak Ridge 等では比較的処理を簡単にし、そのかわりに監視を厳重にすることにより、公害を防止しているようである。しかしその他のものは比較的厳しい放流条件のもとに、高級処理法をとつてできるだけ廃水を濃縮し、容積を少なくして永久に貯蔵し、その残液のみを許容限度以下に希釈した後放流しているところが多い。また Idaho のように、砂漠の中にある研究所では、処理水を直接河川に放流せず、地下に圧入処分しているところもある。しかしこうした方法によると当然地下水の汚染、ひいては表流水の汚染をひき起す。たとえば前述したように Oak Ridge では地中処分を行なつているが、処理池へ流入したのち、6 週間目に約 250 m 離れた観測井に廃水が表われており、2 年後には 1.5 km 離れた地表水に、放射性 Ru が検出されている。

このような放射性廃水の地中処分ばかりでなく、事故等による原子炉施設よりのろ水にもとずく土壌の汚染の場合にも、浸透した放射性物質のすべてが地下水、地表水に表われるわけではなく、その一部は地層の土壌により吸着保持されるが、廃水中に含まれる核種が多種におよぶときは分離が起り、それぞれ複雑な行動を起す。

著者、合田、井上等は、一種のみの核種を含む廃水が、地中に浸透する場合の研究を試みた。すなわち廃水の地中浸透に関する水理学的研究と、土壌のイオン交換能による除去能を求める物理化学的研究を進めることにより、地中における放射性廃水の動きとその濃度分布を与える理論式を導き、これを実験により検証した。なお多数の核種が含まれる場合について、研究を進めようとしている。地中における廃水の浸透速度は一般にきわめて遅いから、放射性物質の自己減衰の影響が大きくなる。種々の条件により異なることはいうまでもないが、半減期 3 年未満のものはこの種の処理をした場合の危険性が非常に軽減される。

参考文献

- 1) 岩井重久：放射性物質による水の汚染について、水道協会雑誌，236号（昭 29.6），pp. 32~33.
- 2) 岩井重久・四手井綱彦：放射性同位元素と土木工学〔1〕，土木学会誌，40巻2号（昭30.2），pp. 76~80.
- 3) 岩井重久：放射性同位元素と土木工学〔II〕，〔III〕，土木学会誌，40巻3号（昭30.3），pp. 117~121；40巻4号（昭30.4），pp. 198~201.

- 4) A.E. Gorman: Waste Disposal as Related to Site Selection, Problems in Nuclear Engineering, 1st. Nuclear Engineering and Science Congress. Vol. 1, pp. 49~56, Pergamon Press, New York, 1957.
- 5) Kommission "Radioaktive Substanzen und Wasser," Deutsche Bundesminister für Wirtschaft: Notwendige Massnahmen bei der Entwicklung der Atomwirtschaft zum Schutze der Wasserwirtschaft, 3. Entwurf vom 3. Juni 1957, Bonn.
- 6) A. Wolman and A.E. Gorman: The Management and Disposal of Radioactive Wastes, Proc. of the International Conference on the Peaceful Uses of Atomic Energy, Vol. 9 (1956), p. 9.
- 7) F.L. Horn: Liquid Waste Handling and Treatment at Brookhaven National Laboratory, Brookhaven Conference Report, BNL 58 (C 11), (1950).
- 8) W.L. Wilson: The Design and Construction of Handling and Treatment System for Liquid Radioactive Wastes' Proc. Inst. Civil Engrs., Part III, Vol. 4 (1955), pp. 3~4.
- 9) 6) に同じ, p. 11.
- 10) G.E. McCullough: Concentration of Radioactive Liquid Waste by Evaporation, Ind. Eng. Chem., Vol. 43 (1951), p. 1505.
- 11) S.F. Fairbourne, D.G. Reid and B.R. Kramer: Experience of Handling Low Level Active Wastes at the Idaho Chemical Processing Plant, AEC Report, IDO-14334 (1955), p. 43.
- 12) W.A. Rodger: Radioactive Wastes Treatment, Use, Disposal, Chem. Eng. Progr., Vol. 50, No. 5 (May 1954), p. 263
- 13) E.G. Struxness, R.J. Morton and C.P. Straub: Disposal of High Level Liquid Wastes in Terrestrial Pits, Proc. of the International Conference on the Peaceful Uses of Atomic Energy, Vol. 9 (1956), pp. 684~691.
- 14) C.A. Mawson: Waste Disposal into the Ground, Proc. of the International Conference on the Peaceful Uses of Atomic Energy, Vol. 9 (1956), pp. 676~678.
- 15) 岩井重久・合田 健・筒井天壽・神山桂一: 凝集沈殿による放射性廃水の処理, 第1回原子力シンポジウム報文集, 第3分冊(1957), p. 567.
- 16) 15) に同じ, p. 569.
- 17) 塩川孝信・八木益男: 主として核分裂生成物を取扱う放射化学実験室の下水処理に関する記録(1956.8.1), 静岡大学教養学部.
- 18) 岩井重久・合田 健・井上頼輝: イオン交換による放射性廃水の処理, 第1回原子力シンポジウム報文集, 第3分冊(1957), pp. 571~574.
- 19) 井上頼輝: イオン交換による放射性廃水の処理, 土木学会論文集, 第58号(昭.33.9) 登載予定.
- 20) F.R. Balcar and F. Fahnoe: Development of Laboratory Waste Disposal Unit, AEC Report, KLX-1389 (1951), p. 50.
- 21) 10) に同じ, p. 1506.
- 22) E.L. Nicholson: Design and Initial Operation of the Radiochemical Waste Evaporation, AEC Report, ORNL-393 (1949).
- 23) B. Manowitz, P. Richards and R. Horrigan: Vapor Compressor Evaporator Handles Radioactive Waste Disposal, Chem. Eng., March 1955, pp. 194~196.
- 24) 11) に同じ.
- 25) J.F. Newell and C.W. Christenson: Radioactive Waste Disposal, Sewage and Ind. Wastes, Vol. 23, No. 7 (July 1951), pp. 861~868.
- 26) 合田 健: 放射性廃液汚泥の処理, 科学技術庁委託研究研究終了報告(昭31.7).
- 17) F.N. Browder: Liquid Waste Disposal at Oak Ridge National Laboratory, Industrial and Engineering Chemistry, Vol. 43 (1951), p. 1502
- 28) R.F. Foster and R.E. Rostenbach: Distribution of Radioisotopes in Columbia River; J.A.W.W.A., Vol. 46 (1954), p. 636
- 29) 6) に同じ.
- 30) H.J. Dunster: The Discharge of Radioactive Waste Products into the Irish Sea, Proc. of the International Conference on the Peaceful Uses of Atomic Energy, Vol. 9 (1956), p. 714.
- 31) H.A. Thomas, Jr.: Radioactive Isotopes as Tools in Sanitary Engineering Research, Proc. of the International Conference on the Peaceful Uses of Atomic Energy, Vol. 15 (1956), p. 42.
- 32) 岩井重久・合田 健・植松邦彦・南部特一: 放射性廃水を河海へ放流した場合の拡散希釈について, 第1回原子力シンポジウム報文集 第3分冊(昭32.12), p. 574

名古屋市におけるコンクリート講習会

主 催 社団法人 土木学会中部支部・社団法人 日本セメント技術協会
後 援 建 設 省

今般下記のごとくコンクリート講習会を開催することになりましたのでふるつて御参加下さい。

1. 主 旨: コンクリート技術の一般基本事項を講義ならびに実習を通じて講習し現場技術者の再教育に資したいと思ひます。
2. 会 期: 昭和 33 年 8 月 12 日(火)~14 日(木), (講義 2 日, 実習および見学 1 日)
3. 会 場: 名古屋市 昭和区御器所町 名古屋工業大学講堂
4. 受 講 料: 300 円 (テキスト代, 実習費および見学費を含む) (当日払)
5. 受講申込み: 参加希望者はハガキで名古屋におけるコンクリート講習会受講申込みと明記の上, 至急日本セメント技術協会(東京都港区赤坂台町1番地, 電(48) 8541~3) までお送り下さい。
6. 講義課題と講師

(1) セメント概論	日本セメント技術協会専務理事 工学博士 田 中 太 郎 氏
(2) コンクリート概論	京 都 大 学 名 誉 教 授 工学博士 近 藤 泰 夫 氏
(3) コンクリート工学の新しい傾向	建設省「土木研究所 材料構造部長 工学博士 山 田 順 治 氏
(4) 最近の鉄筋コンクリートの設計	日本国有鉄道構造物設計事務所 川 口 輝 夫 氏
(5) コンクリートの配合	名 古 屋 工 業 大 学 教 授 河 津 彦 一 氏
(6) アーチダムの設計と施工方法	財 団 法 人 建 設 技 術 研 究 所 理 事 藤 樫 博 暁 氏
(7) コンクリート舗装の設計基準	建設省 関東地方建設局 道路部長 工学博士 谷 藤 正 三 氏
(8) コンクリート舗装施工上の着眼点	建設省 中部地方建設局 名古屋国道工事事務所長 安 部 清 孝 氏
(9) プレストレストコンクリート橋の将来性	極 東 鋼 弦 コ ン ク リ ー ト 振 興 株 式 会 社 猪 股 俊 司 氏
7. 実 習: 第 3 日目の 8 月 14 日にコンクリートの配合の設計を主に, 名古屋工業大学において行う。
8. 見 学: 同じく 14 日にコンクリート舗装現場見学を行う予定。