Die Bedeutung der Radioaktivität in der Wasserversorgung und Abwasserreinigung

Von W. STUMM

(Mitteilung Nr. 93 der Eidgenössischen Anstalt für Wasserversorgung,
Abwasserreinigung und Gewässerschutz an der Eidg. Technischen Hochschule
in Zürich)

Manuskript eingegangen am 16. Juni 1955

EINLEITUNG

Innerhalb der letzten zehn Jahre sind vornehmlich in der amerikanischen und englischen Fachliteratur der Wasserversorgung und Abwasserreinigung zahlreiche Arbeiten über Probleme der Verunreinigung der Gewässer durch radioaktive Stoffe und über die Beseitigung radioaktiver Materialien erschienen. Die Entfernung von radioaktiven Verunreinigungen aus dem Wasser ist heute eine wichtige und aktuelle Aufgabe der Abwasserreinigung geworden.

Auch in der Schweiz müssen wir damit rechnen, dass in näherer Zukunft solche Probleme zum Aufgabenbereich der Wasser- und Abwasserfachleute gehören werden. Es erscheint uns deshalb angemessen, die wichtigsten Gesichtspunkte zusammenzustellen.

Herkunft radioaktiver Verunreinigungen

Radioaktive Verunreinigungen können verschiedensten Ursprungs sein:

1. Kernreaktoren und Isotopenaufbereitungsanstalten.
2. Anwendung von Radioisotopen in Industrie, Forschung und Medizin.
3. Atomische Explosionen.

Kernreaktoren sind die grössten potentiellen Quellen radioaktiver Verunreinigung. So wird zum Beispiel in Hanford (USA.) zur Kühlung der Uranbrenner dem Columbia-Fluss eine Wassermenge von rund $500 \cdot 10^6$ l pro Tag entnommen. Nach einmaliger Zirkulation enthält dieses Wasser eine Aktivität, die eine direkte Wiederabgabe des verbrauchten Kühlwassers

an den Fluss nicht mehr ratsam erscheinen lässt [46]. Es ist allerdings heute möglich, Reaktoren zu bauen, in denen die Kühlung der Uranbrenner so vorgenommen werden kann, dass kein radioaktives Abwasser entsteht. In der Schweiz wird in den nächsten Jahren in Würenlingen ein Kernreaktor für Energieerzeugungszwecke gebaut. Dieses Jahr wurde ein kleiner Forschungs- und Materialprüfungsreaktor von den Vereinigten Staaten angekauft. Ebenfalls dieses Jahr wurde in Genf der Grundstein für das Laboratorium des Conseil Européen de la Recherche Nucléaire (C.E.R.N.) gelegt. In diesem Forschungsinstitut wird ein Cyclotron und ein Proton-Synchrotron gebaut werden. Für den Reaktor in Würenlingen wurde versichert, dass dieser keine unmittelbare Gefahr für eine radioaktive Verunreinigung darstellen werde. Beim Betrieb eines Reaktors entstehen hingegen radioaktive Beiprodukte, die auf möglichst unschädliche Art aufbereitet oder beseitigt werden müssen.

Ferner muss angenommen werden, dass durch die Erstellung von Kernreaktoren die Verwendung von radioaktiven Stoffen in *Industrie, Forschung und Medizin* zunehmen wird. Bis heute müssen die Radioisotope aus dem Ausland bezogen werden. Sie waren deshalb auch recht kostspielig. Die Anwendung radioaktiver Isotope wird bei uns, sobald diese relativ einfach und preiswert in der Schweiz erhältlich sind, eine wesentliche Verbreiterung erfahren. Radioaktive Stoffe sind wertvolle Werkzeuge für die Lösung von technischen Problemen und Forschungsaufgaben. So können in der Chemie und Biologie die Unterscheidbarkeit von Isotopen Atomarten und/oder ihre leichte und empfindliche Nachweisbarkeit ausgenutzt werden (Tracer-Methode [6], [8], [9]). Die Chemie hat durch die Verwendung von Leitisotopen weitgehende Möglichkeiten zur Analyse von Reaktionen. In der Biologie konnten mit Hilfe radioaktiver Indikatoren viele Probleme der Stoffwechselanalyse gelöst werden. In den Vereinigten Staaten ist man daran gegangen, Lebensmittel mit Hilfe von Strahlen zu desinfizieren, und Grossanlagen zur Strahlungsentkeimung von Kartoffeln sind in Betrieb. Die medizinischen Anwendungen von radioaktiven Stoffen in Diagnostik und Therapie sind zahlreich und werden immer mehr zunehmen. (Das Kantonsspital Zürich hat letztes Jahr für Fr. 11000.- Radioisotope aus England bezogen.)

Es ist auch auf die Möglichkeit einer Beeinflussung der schweizerischen Oberflächengewässer durch *atomische Explosionen* [27] hinzuweisen. In diesem Zusammenhang mag erwähnt werden, dass wenige Tage nach atomischen Versuchsexplosionen in Nevada im Regenwasser und in den Oberflächengewässern von Massachusetts (Distanz Nevada-Massachusetts

rund 5000 km), wenn auch nicht gefährliche, so doch einwandfrei feststellbare Aktivitäten gemessen werden konnten [29].

Der Schutz der Gewässer (Oberflächen- und Grundwasser) vor radioaktiver Verunreinigung ist in erster Linie im Hinblick auf die Trinkwasserversorgung wichtig. Andererseits wurde nachgewiesen, dass gewisse Wasserorganismen radioaktive Isotope in grosser Menge speichern können. Daraus ergibt sich für den Menschen die Möglichkeit der indirekten Gefährdung (zum Beispiel der Genuss von radioaktiv gewordenen Fischen [67]). Ferner dürfen allgemein biologische (biohygienische) Gesichtspunkte nicht ausser acht gelassen werden.

PHYSIOLOGISCHE GESICHTSPUNKTE

ZUR FESTLEGUNG VON ZULÄSSIGEN STRAHLENDOSEN

Ionisierende Strahlung kann Schädigungen des tierischen oder menschlichen Organismus bewirken. Kleinste Bezirke in der Zelle können durch wenige Ionisationen oder sogar durch eine einzelne Ionisation verändert werden. Schädigungssymptome beim Menschen sind bei geringer Bestrahlung Übelkeit und Erythema, bei stärkerer Bestrahlung blutige Diarrhöe, Fieber, Haarausfall, Sterilität und Geschwürbildung. Häufig tritt Anämie auf, die in schweren Fällen zum Tode führen kann. Eine chronische Schädigung äussert sich meist in einer Verminderung der weissen Blutkörperchen. Ferner werden genetische Mutationen induziert. Diese Strahlungswirkung kann von aussen her erfolgen, wenn sich der Organismus im Strahlungsbereich radioaktiver Substanzen befindet, oder von innen her durch Aufnahme von Radioisotopen in den Stoffwechsel. Einige Radioisotope können auch unabhängig von der Aktivität durch die chemische Natur den Organismus schädigen.

Es ist ausserordentlich schwierig, geeignete allgemeingültige und vergleichbare Masseinheiten für die Strahlendosis aufzustellen (gebräuchliche Strahlungseinheiten sind im Anhang zusammengestellt). Es bestehen auch Anhaltspunkte dafür, dass verschiedene Personen auf Strahlung verschieden empfindlich reagieren [10]. Die Strahlendosis setzt sich als Produkt von Strahlungsintensität und Bestrahlungszeit zusammen. Innerhalb gewisser Grenzen wird der Schädigungseffekt durch die Geschwindigkeit, mit welcher Strahlung vom Gewebe absorbiert wird, nicht beeinflusst (zum Beispiel hat eine ganztägige Exposition von 4,17 mr [Milliröntgen] pro Stunde denselben Effekt wie eine Bestrahlung von 400 mr während

15 min). Andererseits kann eine Dosis von 36,5 r [Röntgen], die nur an einem Tag jedes Jahres absorbiert wird, grösseren Schaden anrichten als eine jahrelange tägliche Exposition von 0,1 r. Es ist in beschränktem Masse möglich, sich von Strahlenschäden zu erholen.

Im Hinblick auf *genetische Effekte* scheint es hingegen festzustehen, dass sich die Dosisleistungen von Gammastrahlen (oder Röntgenstrahlen) streng kumulativ verhalten. Die Anzahl der durch Strahlen induzierten Mutationen in den Zellen ist unabhängig davon, ob eine bestimmte Strahlendosis in einer einzigen Bestrahlung oder verteilt über mehrere Jahre empfangen wird. Wenn man eine Bevölkerungsgruppe als Ganzes in Betracht zieht, so ist die Anzahl induzierter Mutationen unabhängig davon, ob die Keimzellen von 100 Personen eine Dosis von je 100 r oder von 100000 Personen von je 0,1 r in irgendeiner Zeitspanne erhalten. Die durchschnittliche Wahrscheinlichkeit einer Mutation wird bei einer Strahlendosis von 1 r auf 10^{-6} für jedes individuelle Gen geschätzt [20]. So würde zum Beispiel nach Schätzungen von C. STERN [20] eine Person, die während zehn Jahren pro Arbeitstag einer Strahlung von 0,1 r (der früher üblichen Toleranzdosis) ausgesetzt wäre, eine Dosis von etwa 300 r akkumulieren, welche die Mutationsrate in ihren Keimzellen gegenüber der natürlichen Rate um 150% erhöhen könnte. Mutationen haben in der Mehrzahl negativen Selektionswert.

Vor allem vom genetischen Gesichtspunkt aus muss deshalb die Exposition gegenüber allen Arten ionisierender Strahlung auf das kleinstmögliche Mass reduziert werden. Andererseits dürfen die durch sehr geringe Strahlenintensitäten bewirkten Gefahren auch nicht überschätzt werden. Es ist zu berücksichtigen, dass wir alle dauernd in einem geringen Masse ionisierender Strahlung ausgesetzt sind. Diese stammt zum Teil von natürlicher Radioaktivität. Die Konzentration an Radon in der Luft beträgt etwa 10^{-13} c/cm³ (c = Curie), im Wasser etwa 10^{-15} c/cm³ [3], [32]. Die davon herrührende Strahlendosis wird durch die kosmische Strahlung noch erhöht, so dass wir einer Strahlung von $1-5 \cdot 10^{-5}$ r pro Stunde ausgesetzt sind [16].

Heute fehlen noch genügende experimentelle Grundlagen für die Festlegung einer exakten Toleranzdosis. Zahlreiche Forschungsarbeiten über die physiologische Wirkung ionisierender Strahlung sind in biologischen und medizinischen Instituten im Gange. Die National Academy of Science (USA.) hat im Mai 1955 angekündigt, dass sie mit Hilfe der Rockefeller Foundation derartige Untersuchungen auf breiter Grundlage durchführen werde. Es ist nicht möglich, sowohl wegen der Mannigfaltigkeit der Re-

aktionen der verschiedenen Radioisotope im Stoffwechsel als auch wegen der Verschiedenheit der Strahlenarten die Strahlenexposition des Organismus durch einen einzigen Wert zu definieren. In den angelsächsischen Ländern gelten die in Tabelle 1 zusammengestellten Werte für die höchstzulässige Strahlendosis (Toleranzdosis). Die Toleranzdosen, die von der International Commission on Radiological Protection [12] aufgestellt worden sind, enthalten Zahlenwerte, die nicht wesentlich davon abweichen.

Tabelle 1
Zulässige Strahlendosis in rep^1) pro Woche [9 a]

Typus der Strahlung	Innerhalb des Körpers	In der äussersten Schicht der Epidermis	
		a) Exposition des ganzen Körpers	b) Exposition der Hände
Gamma-(Röntgen-)strahlen und Betastrahlen	0,3	0,5	1,5
Alphastrahlen	0,015	0,025	0,075
¹) Definition des rep siehe Anhang.			

Von den zulässigen Strahlendosen können die zulässigen Mengen der verschiedenen radioaktiven Substanzen, die im Organismus deponiert werden dürfen, abgeleitet werden, sofern die charakteristischen Merkmale der Absorption im Organismus bekannt sind. Es ist notwendig zu wissen, in welchem Organ das entsprechende Radioisotop akkumuliert und mit welcher Geschwindigkeit es wieder ausgeschieden wird. Die Wirksamkeit eines bestimmten Radioisotops im Körper ergibt sich demnach durch die Zerfallsgeschwindigkeit des Isotops einerseits und durch die Eliminationsgeschwindigkeit des Isotops im Organismus andererseits. Die Zerfallsgeschwindigkeit kann durch die entsprechende radioaktive Halbwertszeit (T_r), die Ausscheidungsgeschwindigkeit durch die sogenannte biologische Halbwertszeit (T_b) charakterisiert werden. Die effektive Halbwertszeit (T_e) ergibt sich demnach aus folgender Beziehung:

$$T_e = \frac{T_r T_b}{T_r + T_b}.$$

In Tabelle 2 sind für einige Radioisotope die entsprechenden Halbwertszeiten aufgeführt. In Tabelle 3 sind die in den Vereinigten Staaten gültigen [17] und die von der International Commission on Radiological Protection

Tabelle 2

Radioaktive und biologische Halbwertszeiten einiger Radioisotope [16]

Isotop	Strahlungsart	Organ, in dem das Isotop deponiert wird	Halbwertszeit		
			radioaktive (T_r)	biologische (T_b) Tage	effektive (T_e) Tage
Kohlenstoff 14	Beta	Ganzer Körper	5000 Jahre	180	180
Natrium 24	Beta, Gamma	Ganzer Körper	14,8 h	29	0,61
Phosphor 32	Beta	{ a) Knochen b) Muskeln }	14,3 Tage	172 395	13,2 13,8
Calcium 45	Beta	Knochen	152 Tage	18000	151
Kobalt 60	Beta, Gamma	Leber	5,3 Jahre	8,4	8,4
Strontium 89	Beta	Knochen	54 Tage	3900	52
Strontium 90 + Yttrium 90 }	Beta	Knochen	24 Jahre (Sr)	3900	2700
Jod 131	Beta, Gamma	Schilddrüse	8 Tage	180	7,7
Gold 198	Beta, Gamma	Nieren	2,7 Tage	50	2,6
Radon 222	Alpha	Ganzer Körper	3,8 Tage	—	—
Radium 226	Alpha, Gamma	Knochen	1600 Jahre	16000	16000
Uran 235	Alpha, Gamma	Nieren, Lungen Knochen	$9 \cdot 10^8$ Jahre	—	—
Uran 238	Alpha	Nieren, Lungen Knochen	$4,5 \cdot 10^9$ Jahre	30	30

empfohlenen Toleranzkonzentrationen einiger Radioisotope zusammengestellt. Diese Werte bewirken in keinem Teil des Organismus höhere Strahlendosen als die in Tabelle 1 aufgeführten. Gleichungen zur Berechnung dieser Konzentrationen sind von MORGAN [16] entwickelt worden.

Vergleichsweise sind in Tabelle 4 die Radioaktivitätskonzentrationen (Radon) einiger Mineralquellen zusammengestellt. Die dort genannten Zahlen sollen illustrieren, dass Quellen, welche allerdings hauptsächlich für Badezwecke benützt werden, diese maximal zulässigen Konzentrationen wesentlich überschreiten können.

Die in Tabelle 1 und 3 aufgeführten «Toleranzwerte» dürfen nicht als endgültig betrachtet werden. Sie müssen immer wieder neuen naturwissenschaftlichen Erkenntnissen angepasst werden.

In der Schweiz werden von einer Expertenkommission Richtlinien und Verordnungen über die Beachtung von Sicherheitsmassnahmen beim Arbeiten mit ionisierender Strahlung ausgearbeitet.

BESEITIGUNG RADIOAKTIVER STOFFE

Bei der Gewinnung und Verwendung radioaktiver Isotope entstehen meistens radioaktive Abwässer und Abfallprodukte.

Tabelle 3
Zulässige Konzentration einiger Radioisotope in Trinkwasser und in Luft [12], [17]

Isotop	Wasser c/l ¹⁾	Luft c/l
<i>Bei nicht bekannter Zusammensetzung:</i>		
Beta- und Gammastrahler.	$1 \cdot 10^{-10} \text{ }^2)$	$1 \cdot 10^{-12} \text{ }^2)$
Alphastrahler	$1 \cdot 10^{-10} \text{ }^2)$	$5 \cdot 10^{-15} \text{ }^2)$
<i>Alphastrahler:</i>		
Radon 222.	$2 \cdot 10^{-9} \text{ }^2) \text{ }^3)$	$1 \cdot 10^{-11} \text{ }^2)$
Radium 226.	$4 \cdot 10^{-11} \text{ }^2) \text{ }^3)$	$8 \cdot 10^{-15} \text{ }^2) \text{ }^3)$
<i>Beta- und Gammastrahler:</i>		
Kohlenstoff 14.	$\left\{ \begin{array}{l} 3 \cdot 10^{-6} \text{ }^2) \\ 4 \cdot 10^{-6} \text{ }^3) \end{array} \right.$	$\left\{ \begin{array}{l} 1 \cdot 10^{-9} \text{ }^2) \\ 5 \cdot 10^{-10} \text{ }^3) \end{array} \right.$
Natrium 24	$8 \cdot 10^{-6} \text{ }^2) \text{ }^3)$	$2 \cdot 10^{-9} \text{ }^2) \text{ }^3)$
Phosphor 32.	$\left\{ \begin{array}{l} 2 \cdot 10^{-7} \text{ }^2) \\ 5 \cdot 10^{-6} \text{ }^3) \end{array} \right.$	$\left\{ \begin{array}{l} 1 \cdot 10^{-10} \text{ }^2) \\ 1 \cdot 10^{-9} \text{ }^3) \end{array} \right.$
Calcium 45	$5 \cdot 10^{-7} \text{ }^2) \text{ }^3)$	$3 \cdot 10^{-11} \text{ }^2) \text{ }^3)$
Eisen 55	$4 \cdot 10^{-6} \text{ }^2) \text{ }^3)$	$6 \cdot 10^{-10} \text{ }^2) \text{ }^3)$
Kobalt 60.	$\left\{ \begin{array}{l} 2 \cdot 10^{-5} \text{ }^2) \\ 1 \cdot 10^{-3} \text{ }^3) \end{array} \right.$	$1 \cdot 10^{-9} \text{ }^2) \text{ }^3)$
Strontium 89	$\left\{ \begin{array}{l} 2 \cdot 10^{-7} \text{ }^2) \\ 7 \cdot 10^{-8} \text{ }^3) \end{array} \right.$	$2 \cdot 10^{-11} \text{ }^2) \text{ }^3)$
Strontium 90 + Yttrium 90	$8 \cdot 10^{-10} \text{ }^2) \text{ }^3)$	$2 \cdot 10^{-13} \text{ }^2) \text{ }^3)$
Jod 131.	$3 \cdot 10^{-8} \text{ }^2) \text{ }^3)$	$3 \cdot 10^{-12} \text{ }^2) \text{ }^3)$
Gold 198	$3 \cdot 10^{-6} \text{ }^2) \text{ }^3)$	$1 \cdot 10^{-10} \text{ }^2)$
<p>¹⁾ Definition von c (Curie) siehe Anhang. ²⁾ Werte vom National Bureau of Standards [17] (1953). ³⁾ Werte der International Commission on Radiological Protection [12] (1953). Die Toleranzwerte für Trinkwasser basieren auf der Annahme, dass die Wasseraufnahme pro Person und pro Tag 2,5 l beträgt.</p>		

Tabelle 4
Radioaktivität einiger Mineralquellen (nach Gübeli [66])

Quelle	Aktivität (Radon) c/l
Schinznach-Bad	$9,6 \cdot 10^{-10}$
Lavey-les-Bains (bei St-Maurice, VS)	$41,8 \cdot 10^{-10}$
San Pancrazio, Stabio (TI)	$16,6 \cdot 10^{-10}$
Quellgase	$59 \cdot 10^{-10}$
Capitello d'Ischia (Italien).	$202 \cdot 10^{-10}$
Andere Quellen in Ischia bis zu	$7200 \cdot 10^{-10}$

Radioaktive Abwässer unterscheiden sich nicht wesentlich von Abwässern, die chemische Gifte enthalten. Sie dürfen nicht unbehandelt und unkontrolliert an die Vorfluter abgegeben werden. Radioaktive Abwässer sind sowohl ihrer Menge als auch ihrer Zusammensetzung nach sehr wechselhaft. Meist ist ihr Anfall stossweise. Radioaktive Stoffe können durch chemische oder physikalische Prozesse nicht unschädlich gemacht werden, wie das bei chemischen Giften oft erfolgreich möglich ist. So kann zum Beispiel in Abwässern aus galvanischen Anstalten das ausserordentlich giftige Zyanid durch Oxydation mit Chlor in das physiologisch harmlosere Zyanat umgewandelt werden. Die Giftwirkung radioaktiven Materials hingegen wird durch keine chemische Umsetzung verändert.

Es gibt drei prinzipielle Möglichkeiten, radioaktive Abwässer unschädlich zu machen:

1. Das Abwasser wird *gestapelt* und so lange aufbewahrt, bis seine Aktivität durch *Zerfall* der Isotope genügend klein geworden ist.
2. Verdünnung.
3. Entfernung des radioaktiven Materials aus dem Abwasser.

1. Stapelung

Das Verfahren der Stapelung radioaktiver Wasser lässt sich vor allem dann anwenden, wenn die radioaktiven Verunreinigungen grosse Zerfallsgeschwindigkeiten aufweisen. So sinkt die Aktivität eines mit Natrium 24 verunreinigten Wassers innerhalb 150 h auf 0,1% des ursprünglichen Wertes. Andererseits wäre für Strontium 90 eine Frist von 250 Jahren notwendig, um die gleiche Reduktion zu erfahren. Die von atomischen Explosionen herrührende Aktivität wird innerhalb einer Woche auf 1/500 reduziert [20a].

2. Verdünnung

Aktives Abwasser kann so sehr verdünnt werden, dass eine vorgeschriebene Toleranzgrenze unterschritten wird. In den USA. bestehen Verordnungen [38a], die vorschreiben, dass radioaktive Stoffe nur dann an das Kanalisationssystem abgegeben werden dürfen, wenn sie vorher auf eine Konzentration von weniger als 0,1 mc (Millicurie) verdünnt worden sind.

Eine besondere Art der Verdünnung ist die sogenannte *chemische Verdünnung* (isotopic dilution). Zum Wasser werden stabile Isotope (carrier), die identische chemische Eigenschaften wie die entsprechenden radio-

aktiven Substanzen aufweisen, zugegeben. Da Organismen nur eine beschränkte Menge von spezifischen Substanzen aufnehmen und nicht zwischen stabilen und instabilen Isotopen unterscheiden können, wird durch eine solche chemische Verdünnung die physiologische Schädigungsmöglichkeit reduziert. (Im Kantonsspital Zürich wird das anfallende $\text{Jod }^{131}\text{I}$ vor der Abgabe an die Kanalisation chemisch verdünnt, indem pro Milli-curie $\text{J }^{131}\text{I}$ 1 g inaktives Kaliumjodid zugegeben wird.)

3. Entfernung des radioaktiven Materials aus dem Wasser

Wasser, das mit radioaktiven Stoffen verunreinigt ist, kann nur durch Entfernung dieser Verunreinigungen gereinigt werden. Diese Art der Reinigung ist meistens umständlich, vor allem deshalb, weil je nach Art der radioaktiven Verunreinigungen verschiedene Methoden angewendet werden müssen. Doch ist es heute in den meisten Fällen möglich, zu einem befriedigenden Resultat zu gelangen. Allerdings ist das Problem damit noch nicht endgültig gelöst. Die dem Wasser entzogenen radioaktiven Substanzen müssen erst noch auf unschädliche Weise beseitigt werden.

a) *Destillation*

In einigen Fällen ist es notwendig, das aktive Wasser durch Destillation zu reinigen. Das Verdampfungsverfahren ist kostspielig und kann nur für kleine Wassermengen angewendet werden. Die Kosten für die Verdampfung werden auf rund 30 \$/m³ berechnet [57], [33 a].

b) *Natürliche Fixierung*

Die Radioaktivität von Wasser kann – abgesehen vom Zerfall – durch einige natürliche Vorgänge reduziert werden. Vor allem können Bodenmaterialien und die in einem Fluss enthaltenen Schwebestoffe radioaktives Material fixieren. Diese Fixierung von aktiven Ionen an Bodenpartikel erfolgt vornehmlich durch Ionenaustauschadsorption, wobei radioaktive Ionen gegen eine äquivalente Anzahl von Ionen, welche ursprünglich an das Bodenmaterial gebunden waren, ausgetauscht werden. Das Ausmass dieser Austauschadsorption ist je nach Radioelement verschieden und ist hauptsächlich für Kationen von Bedeutung. Schwebestoffe können sowohl radioaktives Material adsorbieren als auch die Ausfällung radioaktiver Ionen begünstigen. Ein Beispiel zeigt Tabelle 5.

Lebendes und totes Zellenmaterial kann die Aktivität des Wassers durch Adsorption und/oder Stoffwechselvorgänge reduzieren. Zudem sind

Tabelle 5

Adsorption von Radioisotopen an lebmartige Schwebestoffe [25]

Isotope	Schwebestoffe mg/l	% adsorbiert
Strontium 89	50	6
	1000	20
Yttrium 91	50	17
	1000	82
Cer 144	50	17
	1000	86

Wasserorganismen in der Lage, gewaltige Mengen radioaktiven Materials speichern. Nach PLACAC [25] weist 1 g (Trockengewicht) Algen, welche zu aus einem Cer 144 enthaltenden Wasser mit 1,8 l./min/cm³ (l. = Impulse) gezüchtet wurden, eine Aktivität von 3 670 000 l./min auf. Oberflächengewässer zeigen deshalb in bezug auf radioaktives Material ein gewisses Selbstreinigungsvermögen.

c) Kontrollierte biologische Prozesse

Die Stoffwechselprozesse von Wasserorganismen werden durch relativ grosse Konzentrationen radioaktiven Materials nicht beeinflusst. GRUNE und ELIASSEN [50] haben nachgewiesen, dass Ausmass und Geschwindigkeitskonstante des biochemischen Sauerstoffbedarfs durch Radio-Phosphor 32 bis hinauf zu 10 mc/l nicht verändert wird. Es ist deshalb möglich, eine Reinigung durch Adsorption an Abwasserschlämme durchzuführen. RUCHHOFF [51] hat die Verwendung des Belebtschlammverfahrens vorgeschlagen. Die Beseitigung des Schlammes stösst allerdings auf Schwierigkeiten (NEWELL [39]). Auch das Tropfkörperverfahren ist schon angewendet worden. Nach den Untersuchungen von RUCHHOFF und SETTER [52] können in Belebtschlammanlagen, die mit häuslichem Abwasser betrieben werden, durchschnittlich 36% Phosphor 32 eliminiert werden. Der Reinigungseffekt des biologischen Verfahrens ist stark davon abhängig, ob das aktive Isotop chemisch verdünnt ist. So wird zum Beispiel (aktives) Jod 131, wenn es nicht mit Jod 127 vermischt ist, im Tropfkörper recht gut (mehr als 85%) eliminiert (CARTER [49]). Andererseits beträgt die Elimination, wenn aktives und inaktives Jod (im Verhältnis 1 g KJ pro Milli-curie J 131) vermischt ist, in einer Belebtschlammanlage nur 10% [52].

Oft enthalten radioaktive Abwässer synthetische Waschmittel (Deter-

genzien) und Komplexbildner. Diese werden verwendet, um Räume, Betriebsgegenstände, Berufskleider, Messapparate usw., die mit aktivem Material in Berührung gekommen sind, wirkungsvoll zu reinigen. Dadurch werden alle Behandlungsmethoden zur Entfernung von radioaktiven Verunreinigungen (vor allem die Adsorptionsverfahren) erschwert. Durch Anwendung biologischer Reinigungsprozesse ist man oft in der Lage, die organischen Komplexbildner zu zerstören. Es ist deshalb gebräuchlich, solche Abwässer, vorgängig dem Adsorptionsverfahren, einer biologischen Reinigung zu unterziehen.

In diesem Zusammenhang mag darauf hingewiesen werden, dass in einer kommunalen biologischen Reinigungsanlage durch die Akkumulation von Radioisotopen im Schlamm die Verwertung des Abwasserschlammes für Düngezwecke erschwert werden kann.

d) Adsorption

Adsorptionsmethoden werden heute zum Teil auch zur Reinigung nicht-aktiver industrieller Abwässer angewendet. Bei der Adsorption radioaktiver Isotope gelten die gleichen physikalisch-chemischen Gesetzmässigkeiten. Nur muss dabei allerdings berücksichtigt werden, dass die Gewichtskonzentrationen des radioaktiven Materials sehr gering sind. In Tabelle 6 sind als Beispiel für einige Isotope die entsprechenden Gewichts-

Tabelle 6
Gewichtskonzentrationen einiger Isotope

Isotop	Gewichtskonzentration, entsprechend einer Aktivität von 1 c/l in g/l
Stickstoff 16	$1 \cdot 10^{-11}$
Natrium 24	$1,1 \cdot 10^{-7}$
Jod 131	$7,8 \cdot 10^{-6}$
Strontium 90	$6,1 \cdot 10^{-3}$
Radium 226	1
Uran 238	$2,93 \cdot 10^{-6}$

konzentrationen aufgeführt. So beträgt die höchste zulässige Konzentration von Jod ^{131}I im Trinkwasser ($0,3 \text{ mc/l}$) $2,34 \cdot 10^{-12} \text{ g/l}$ Jod, eine Menge, die mit den üblichen chemischen Methoden gar nicht nachweisbar ist. Oft müssen ausserordentliche Reinigungseffekte erzielt werden, um radioaktive Verunreinigungen in einem genügenden Ausmasse zu eliminieren.

Vielfach erweist es sich als notwendig, Reinigungsfaktoren¹⁾ (Decontamination Factor) von 1000 und mehr zu erreichen.

Radioaktive Verunreinigungen können teilweise auch durch gewöhnliche *Sandfiltration* eliminiert werden. Dies ist besonders für die *Wasserversorgungspraxis* von Bedeutung. Heute werden in der Schweiz 16% des Trinkwassers einer Sandfiltration unterworfen²⁾. BELL, THOMAS und ROSENTHAL [21] haben die Adsorption von Aktivität durch Sandfilter in drei Wasserversorgungsanlagen von Neuengland bestimmt. Die Untersuchungen wurden in einem Zeitpunkt durchgeführt, in dem das Rohwasser, beeinflusst durch atomische Explosionen in Nevada, eine gut messbare Radioaktivität zeigte. Sie ergaben, dass in einer schnellen Sandfiltration etwa 21% der Aktivität entfernt wird. Diese Reinigungseffekte müssen darauf zurückgeführt werden, dass die Radioisotope im Oberflächenwasser bereits zu einem grossen Teil an Schwebestoffe, die durch den Sandfilter entfernt werden, adsorbiert sind.

Adsorption von Radioisotopen kann an natürlichen und synthetischen *Ionenaustauschern* erfolgen. Unter den natürlichen Austauschern werden vor allem kaolinitische oder montmorillonitische Tonmineralien verwendet. Diese zeigen eine geringere Kapazität als die synthetischen Austauscher, sind aber preislich günstiger. Mit synthetischen Harzen wird eine sehr wirksame Adsorption erreicht. Auch das Mischbettverfahren (Mischung von Kationen- und Anionenaustauschern) wird oft erfolgreich angewendet [54]. Das Ionenaustauschverfahren kann dann auf Schwierigkeiten stossen, wenn das zu reinigende Wasser grössere Salzkonzentrationen aufweist. Die mit Isotopen beladenen Austauscher müssen entweder beseitigt oder regeneriert werden. 1953 ist ein aussichtsreiches Verfahren patentiert worden [53]. Radioaktive Kationen werden an montmorillonitische Tonmineralien adsorbiert. Das Tonmaterial wird dann bei rund 1000° C gebrannt. Dadurch werden die adsorbierten Ionen so fixiert, dass sie nachher nicht mehr ausgewaschen werden können. Das gebrauchte Tonmaterial kann deshalb bedenkenlos vergraben oder in einen See versenkt werden.

Koagulation. Bei diesem Verfahren werden im Wasser grobflockige Niederschläge von Eisenhydroxyd, Aluminiumhydroxyd, Calciumphosphat usw. erzeugt. Der Niederschlag reisst beim Absetzen die radioaktiven Verunreinigungen mit. Die kolloidchemischen Vorgänge beim Koagulationsverfahren sind heute zum Teil noch unabgeklärt. Immerhin kann man

¹⁾ Reinigungsfaktor = Aktivität im Rohwasser: Aktivität im gereinigten Wasser.

²⁾ Trinkwasserversorgungen in Gemeinden mit über 1000 Einwohnern.

annehmen, dass die Entfernung von Radioisotopen durch Koagulation hauptsächlich auf folgenden Prinzipien beruht:

1. Es erfolgt reine Adsorption am grobflockigen Niederschlag, wobei das Ausmass der Adsorption von der Oberflächenwirkung des Niederschlages und von der Ladung der zu adsorbierenden Ionen abhängig ist (das höhergeladene Ion wird stärker adsorbiert).
2. Die radioaktiven Verunreinigungen werden bei der Niederschlagsbildung zum Teil zusammen mit dem Koagulationsmittel ausgefällt.
3. Kolloide Partikel können am grobflockigen Niederschlag adsorbiert oder bei der Fällung in diesen eingeschlossen werden (Okklusion).

Das Koagulationsverfahren bietet gegenüber anderen Reinigungsprozessen einige Vorteile:

1. Sowohl kleine als auch sehr grosse Abwasservolumina können behandelt werden.
2. Adsorption ist die wirkungsvollste Methode, um geringe Konzentrationen von Verunreinigungen aus dem Wasser zu entfernen.
3. Koagulationsoperationen können mit relativ bescheidenen und einfachen technischen Hilfsmitteln ausgeführt werden. Das Koagulationsverfahren ist deshalb oft wirtschaftlicher als andere Verfahren.

Eine gewöhnliche Koagulationsanlage besteht aus einem Koagulationsbecken, einem Absetzbecken und einem Sandfilter. Der abgesetzte Schlamm

Tabelle 7

Resultate von Koagulationsexperimenten

Isotop	Entfernung in %	Koagulationsmittel	Bemerkungen	Literatur
Jod 131	weniger als 10	Aluminiumsulfat	Laborexperiment	[56 a]
Jod 131	weniger als 1	Aluminiumsulfat + Absetzung + Sandfiltration	«Pilot»-Anlage	[46]
Phosphor 32	98 und höher	Aluminiumsulfat	Laborexperiment	[56 a]
Phosphor 32	90	Ferrisulfat	Laborexperiment	[23]
Phosphor 32	85	Aluminiumsulfat + Absetzung + Sandfiltration	«Pilot»-Anlage	[46]
Yttrium 91	45	Aluminiumsulfat + Natronlauge	Laborexperiment	[56 a]
Yttrium 91	99	Calciumphosphat	Laborexperiment	[56]

kann mit Hilfe von Vakuumfiltern entwässert werden. RUCHHOFF [57] beschreibt eine Koagulationsanlage, die gebaut wurde, um geringe Konzentrationen von aktivem Plutonium zu entfernen. Diese Anlage zeigte Reinigungsfaktoren bis zu 1000. Die Kosten der Reinigung betrugen aber immerhin rund 2 \$/m³. Dass auch das Koagulationsverfahren nicht in allen Fällen zu guten Resultaten führt, zeigt Tabelle 7.

c) *Andere Methoden*

In speziellen Fällen gelingt es, Isotope an Metalle niederzuschlagen (*Metallic Displacement*) [37]. So können Yttrium, Ruthenium und einige andere Elemente relativ quantitativ mit Hilfe von Stahlwolle aus dem Wasser eliminiert werden. Ferner können noch folgende Methoden in Frage kommen: Lösungsextraktion, Elektrolytische Trennung, Elektrodialyse, Kristallisation.

4. Die Beseitigung fester radioaktiver Abfälle

Die anfallenden radioaktiven Abfälle (auch die bei der Reinigung dem Wasser entzogenen radioaktiven Substanzen) müssen beseitigt werden; dabei dürfen aber keine neuen Gefahrenherde entstehen. Das radioaktive Material muss unter streng kontrollierten Bedingungen aufbewahrt werden, wobei dessen Aktivität durch Zerfall abnehmen wird. Meist wird das aktive Material eingegraben. Dies muss mit der grössten Vorsicht geschehen, und die Stellen müssen dauernd überwacht werden. Es muss vor allem darauf geachtet werden, dass durch solche Ablagerungen Grundwasser nicht verunreinigt wird. Es wirkt sich günstig aus, dass manche Bodenmaterialien in der Lage sind, Radioisotopen durch Ionenaustausch festzuhalten. In den Vereinigten Staaten werden sogenannte «Radioaktivitätsfriedhöfe» gebaut, in denen der radioaktive Abfall gefahrenlos aufbewahrt werden kann. In den angelsächsischen Ländern werden radioaktive Abfallprodukte zum Teil ins Meer versenkt. Die damit zusammenhängenden Probleme werden von SCOTT [43] und POWELL [41] diskutiert.

METHODEN

ZUR MESSUNG DER RADIOAKTIVITÄT [57a]–[65]

Radioaktive Strahlen sind für unsere Sinnesorgane direkt nicht wahrnehmbar; man benötigt zu deren Wahrnehmung technische Hilfsmittel, deren schematischer Aufbau hier ganz kurz erwähnt werden soll.

Alphateilchen erzeugen beim Aufprallen auf einen Fluoreszenzschirm kurzzeitige

Lichtblitze (*Scintillationen*). Da solche Scintillationen relativ lichtschwach sind, werden sie mit Photozellen gemessen, wobei der schwache elektrische Strom verstärkt wird. Selbst Zeitintervalle von nur einem milliardsten Teil einer Sekunde zwischen dem Aufprallen zweier Teilchen lassen sich noch nachweisen. Scintillationszähler werden vor allem in sogenannten Koinzidenzanordnungen verwendet. Sie sprechen ebenfalls sehr gut auf Gammastrahlen an.

In der *Wilson-Kammer* erzeugt man ein mit Wasserdampf übersättigtes Gas, wobei eine kleine Störung zur Kondensation von Nebeltröpfchen führt. Wenn nun ionisierende Strahlung in diese Kammer gelangt, so wirken die dabei entstehenden Ionen als Kondensationskeime, und es entsteht eine sichtbare Nebelspur.

In ähnlicher Weise können ionisierende Strahlen einen *photographischen Film* beeinflussen. Jedes ionisierte Silberbromidpartikel bildet einen Keim, der beim Entwickeln der Platte wächst.

In der *Wilson-Kammer* und im photographischen Film wird die von der ionisierenden Strahlung hinterlassene Spur sichtbar gemacht. In der *Ionisationskammer* wird die Ladung der erzeugten Ionen gemessen. Eine solche Kammer besteht aus einem mit Gas gefüllten Gefäss, in dem sich zwei isolierte Elektroden befinden. An die Elektroden kann eine Spannung angelegt werden. Die durch die Strahlung erzeugten Ionen wandern zu den beiden Elektroden und erzeugen dadurch einen schwachen Strom, der mit einem Verstärker entsprechend vergrößert werden kann.

Die Verstärkung lässt sich vereinfachen oder umgehen bei der Verwendung des *Zählrohres* (GEIGER-MÜLLER). In der Achse eines Metallrohres ist ein dünner Draht isoliert befestigt. Das Rohr ist mit einer sehr verdünnten Gasmischung (zum Beispiel: Argon und Alkoholdampf; $1/10$ Atmosphäre) gefüllt. An das Metallrohr und den Draht wird eine hohe Spannung (1000 V und mehr) angelegt. Beim Auffallen ionisierender Strahlung auf den Zähler werden aus der Wand des Zählrohres Elektronen freigemacht. Infolge der angelegten Spannung fliegen die einzelnen Elektronen mit grosser Geschwindigkeit auf den Draht zu und erzeugen in der Drahtnähe eine Ionenlawine. Ein einzelnes Elektron kann bis zu einer Milliarde Ionen erzeugen. Diese riesige Zahl von Ionen lässt sich ohne Schwierigkeiten nachweisen.

Die Resultate werden als Impulse pro Minute registriert. Je nach der Art des Zählrohres und der Art der Strahlung kann aus der Anzahl der Impulse auf die Radioaktivitätskonzentration geschlossen werden. Oft beträgt die «Ausbeute» (Verhältnis der Impulse zu Kernumwandlungen) nur 10% oder weniger.

Kernumwandlungen finden nach statistischen Gesetzmässigkeiten statt. Bei der Messung von Radioaktivität müssen *statistische Gesichtspunkte* befolgt werden. Das Resultat wird um so zuverlässiger, je mehr Impulse registriert werden. Bei der Messung von kleinen Aktivitäten muss die natürliche Grundstrahlung (hervorgerufen durch natürliche Radioaktivität in der Luft und durch die kosmischen Strahlen) berücksichtigt werden. Präzise Messung von geringen Aktivitäten bedingt deshalb immer die Aufstellung einer umfangreichen statistischen Analyse.

Die Messeinrichtung kann mit Präparaten bekannter Aktivität geeicht werden. Alle Messergebnisse bedürfen einer sorgfältigen Interpretation. Die Aktivität in Curie kann nur dann aus der Anzahl der Impulse berechnet werden, wenn bekannt ist, welche Isotope in der zu messenden Probe vorhanden sind und wie gross für jedes Isotop in der verwendeten Messeinrichtung die Ausbeute ist. Oft ist es deshalb notwendig, vorgängig der Aktivitätsbestimmung eine Analyse oder Trennung durch-

zuföhren. Diese kann mit Hilfe chemischer Trennmethöden, durch Absorptionsmessungen oder durch Messung der Kernumwandlungsgeschwindigkeit (Zerfall) ausgeföhrt werden.

ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNG

Es ist damit zu rechnen, dass auch in der Schweiz in näherer Zukunft das Problem der Freihaltung des Trinkwassers vor radioaktiver Verunreinigung akut werden wird.

Die schädigende Wirkung radioaktiver Wasser wurde dargelegt und die technischen Möglichkeiten ihrer Reinigung beschrieben.

Es ist die Aufgabe der Wasserfachleute, die Reinigungsverfahren auszubauen und damit mitzuhelfen, die durch die moderne Atomphysik gegebene Entwicklung zu fördern.

ANHANG

Definitionen und Einheiten der Radioaktivität

Unter *Radioaktivität* versteht man einen Prozess, bei dem instabile Atomkerne Energie in Form von Strahlung abgeben und dabei in stabile Kerne übergehen. Diese Umwandlung erfolgt unter Aussendung verschiedener Strahlung:

Alphastrahlen bestehen aus Heliumkernen.

Betastrahlung wird durch Elektronen hervorgerufen, welche sich annähernd mit Lichtgeschwindigkeit bewegen. Die Geschwindigkeit wird in *Elektronenvolt* gemessen.

Gammastrahlen sind elektromagnetische Strahlen. Sie haben Lichtgeschwindigkeit. Sie können mit Röntgenstrahlen verglichen werden, nur haben sie eine kürzere Wellenlänge.

Isotope sind Elemente gleicher Ordnungszahl (Kernladungszahl), die sich im Atomgewicht unterscheiden. (Zur Kennzeichnung der Isotopen ist es üblich, das abgerundete Atomgewicht zusammen mit dem chemischen Symbol anzugeben, zum Beispiel: Jod 131.)

Alle Strahlen verursachen eine *Ionisierung* des Materials, welches sie durchdringen. Alphastrahlen verursachen besonders starke, Gammastrahlen schwache Ionisation. Die Durchdringungskraft der Strahlen durch Material ist bei Gammastrahlen am grössten, bei Alphastrahlen am geringsten. Durch Kernumwandlung (*Zerfall*) nimmt die Aktivität eines radioaktiven Elementes mit der Zeit ab: $A = A_0 e^{-\lambda t}$, wobei A die Aktivität zur Zeit t , A_0 die Aktivität zur Zeit $t = 0$, λ die radioaktive Zerfallskonstante bedeuten. Die *Halbwertszeit* eines Elementes ist diejenige Zeit, die notwendig ist, um die ursprüngliche Aktivität auf die Hälfte zu reduzieren (Tabelle 2).

Einheiten der Aktivität:

Ein Curie (c) = $3,7 \cdot 10^{10}$ Kernumwandlungen pro Sekunde.

Ein Rutherford = 10^6 Kernumwandlungen pro Sekunde.

Einheiten der Strahlung:

Ein Röntgen (r) ist diejenige Menge von Gammastrahlen (oder Röntgenstrahlen), die in 1 cm³ trockener Luft im Normalzustand eine Anzahl Sekundärelektronen produziert, die in Luft Ionen mit einer Ladung von 1 elektrostatischer Einheit bilden. Die Röntgeneinheit ist kein ideales Mass für die an biologische Objekte überführte Strahlungsmenge. Deshalb sind die rep- und die rem-Einheiten eingeführt worden.

Ein rep (röntgen-equivalent-physical) ist die Strahlendosis, die im Gewebe eine Energieabsorption von 83 erg/g erzeugt.

Ein rem (röntgen-equivalent-man) ist diejenige Quantität einer beliebigen Strahlung, die im Gewebe denselben biologischen Effekt erzeugt wie 1 r Gammastrahlen.

Strahlungsdosis ist das Produkt aus Strahlungsintensität und Bestrahlungszeit.

Toleranzdosis ist die maximal zulässige Strahlendosis, die bei langdauernder Bestrahlung nicht überschritten werden darf, um gesundheitsschädliche Effekte mit grosser Wahrscheinlichkeit zu vermeiden.

LITERATUR

1. Allgemeine Arbeiten

- [1] GAMOV, G., *Atomic Energy in Cosmic and Human Life* (McMillan, 1946).
- [2] ATOMIC ENERGY COMMISSION, *General Rules and Procedures Concerning Radioactive Hazards*, Branch Circular 1-B (1947).
- [3] US. DEPARTMENT OF HEALTH, *Radiological Health Handbook* (Cincinnati 1954).
- [4] NATIONAL BUREAU OF STANDARDS, *Safe Handling of Radioactive Isotopes*, Handbook 42 (1949).
- [5] WESTON, A. D., *Radioactivity Enters Problems of Environmental Sanitation* (Mass. Public Health Department, 1949).
- [6] SCHWEITZER und WHITNEY, *Radioactive Tracer Technique* (Van Nostrand 1949).
- [7] FRIEDLÄNDER und KENNEDY, *Introduction to Radiochemistry* (Wiley, 1949).
- [8] GUEST, G. H., *Radio-Isotopes, Industrial Application* (Toronto 1951).
- [9] ZIMEN, K. E., *Angewandte Radioaktivität* (Springer-Verlag, Berlin 1952).

2. Strahlungseffekte und Toleranzwerte

- [9a] CHALK RIVER CONFERENCE (Canada 1950), in: US. DEPARTMENT OF HEALTH, *Radiological Health Handbook* (Cincinnati 1954).
- [10] CURTIS, H. J., *The Biological Effects of Radiation*, in: I. H. LAWRENCE und H. HAMILTON, *Advances in Biological and Medical Physics*, Bd. 2 (Academic Press, New York 1950).

- [11] INGRAM, F. R., *Radioactive Protection Devices*, J. Amer. Water Works Ass. 42, 537 (1950).
- [12] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION (Kopenhagen 1953).
- [13] LAWRENCE, I. H., und H. HAMILTON, *Advances in Biological and Medical Physics* (Academic Press, New York, Bd. 1: 1948; Bd. 2: 1950).
- [14] LAWRENCE, I. H., und C. A. TOBIAS, *Advances in Biological and Medical Physics*, Bd. 3 (1953).
- [15] MINDER, W., *Über biologische Wirkungen ionisierender Strahlungen*, Mitt. Lebensmitteluntersuch. Hyg. 46, 76 (1955).
- [16] MORGAN, K. Z., *Tolerance Concentrations of Radioactive Substances*, J. Phys. Coll. Chem. 51, 984 (1947).
- [17] NATIONAL COMMISSION ON RADIATION PROTECTION, *Maximum Permissible Amounts of Radio-Isotopes in Human Body and Maximum Permissible Concentrations in Air and Water*, Handbook 52 (Nat. Bureau of Standards, 1953).
- [18] SOLOMON, A. K., *Kinetics of Biological Processes. Special Problems connected with the Use of Tracers*, in: I. H. LAWRENCE und C. A. TOBIAS, *Advances in Biological and Medical Physics*, Bd. 3 (1953).
- [19] SPOERL, R., *The Lethal Effects of Radiation*, Scientific American 1951, 185.
- [20] STERN, C., *Principles of Human Genetics* (Freeman, San Francisco 1950).

3. Die Bedeutung der Radioaktivität in der Wasserversorgung

- [20a] ATOMIC ENERGY COMMISSION, OFFICE OF CIVILIAN DEFENSE, *The Effect of Atomic Weapons*, Kapitel 7 (1950).
- [21] BELL, C. G., H. A. THOMAS JUN. und B. L. ROSENTHAL, *Passage of Nuclear Detonation Debris Through Municipal Treatment Plants*, J. Amer. Water Works Ass. 46, 973 (1954).
- [22] DAMON, P. E., und P. K. CURODA, *Artificial Radioactivity of Rainfall*, Nucleonics 11, 12, 59 (1953).
- [23] ELIASSEN, R., *Studies on Radio-Isotope Removal by Water Treatment Processes*, J. Amer. Water Works Ass. 43, 615 (1953).
- [24] GORMAN, A. E., *Radioactivity in Water Work Practice*, J. Amer. Water Works Ass. 41, 1043 (1949).
- [24a] LOVE, S. K., *The Natural Radioactivity of Water*, Ind. Eng. Chem. 43, 1541 (1951).
- [24b] MORRIS, J. R., und CARITT, *Contamination of Water Supplies by Radioactive Substances*, J. New Engl. Water Works Ass. 62, 1 (1948).
- [25] PLACAC, O. R., *Radioactivity Problem in Water Supplies* (Atomic Energy Commission, 1951).
- [26] RODGER, W. A., *Atomic Waste and Water Quality*, J. Amer. Water Works Ass. 42, 533 (1953).
- [27] STAUB, H., Neue Zürcher Z. 1954, Nr. 1099 (6. Mai).
- [28] STRAUB, C. P., *Removal of Radioactive Materials by Water Supply Facilities* (Oak Ridge National Laboratory, 1951).
- [29] THOMAS, H. A. JUN., et al., *Radioactive Fallout in Surface Waters*, J. Amer. Water Works Ass. 45, 562 (1953).

4. Beseitigung radioaktiver Stoffe

- [30] EISTER, K. W., *Treatment of Radioactive Waste*, Heating Ventil. 49, Nr. 9, 81 (1952).
- [31] GORMAN, A. E. und W. WOLMAN, *Nuclear Fission Operations and the Sanitary Engineer*, Sew. Works J. 21, 637 (1949).
- [32] GORMAN, A. E., *Disposal of Waste from the Atomic Energy Industry*, Waste Engr. 24, 528 (1953).
- [33] GORMAN, A. E., *Disposal of Atomic Energy Industry Waste*, Ind. Eng. Chem. 45, 2672 (1953).
- [33a] HAYNER, I. H., *Atomic Energy Industry*, Ind. Eng. Chem. 44, 472 (1952).
- [34] HATCH, L. P., *Ultimate Disposal of Radioactive Waste*, American Scientist 41, 410 (1953).
- [35] HIRSCH, C. E., *How Hanford Evaporates Fission Wastes*, Chem. Engr. 60, 11 (1953).
- [36] KAUFMAN, W. J., und G. KLEIN, *Radio-Isotope Removal in Modern Waste Treatment*, Amer. Soc. Civ. Engr. Proc. 79, 239 (1953).
- [37] LARCY, W. J., *Removal of Radioactive Material from Water by Slurring with Pulverized Metal*, J. Amer. Water Works Ass. 44, 824 (1952).
- [38] LAUDERDALE, R. A., und A. H. EMMONS, *Decontamination of Small Volumes of Radioactive Waters*, Nucleonics 8 (21. Mai 1951).
- [38a] NATIONAL BUREAU OF STANDARDS, Handbook Nr. 49.
- [39] NEWELL, J. F., und C. W. CHRISTENSON, *Radioactive Waste Disposal*, Sew. Ind. Waste 23, 861 (1951).
- [40] PLACAC, O., und MORTON, *Research and Disposal of Radioactive Waste*, J. Amer. Water Works Ass. 42, 135 (1950).
- [41] POWELL, C. L., und H. L. ANDREWS, *Disposal of Radioactive Wastes at Sea*, US. Publ. Health Rep. 67, 1214 (1952).
- [42] RODGERS, W. A., und P. FINEMAN, *A Complete Waste Disposal System for a Radiochemical Laboratory*, Nucleonics 9, Nr. 6, 51 (1951).
- [43] SCOTT, K. G., *Radioactive Waste Disposal*, Nucleonics 8 Nr. 1, 18 (1950).
- [44] STRAUB, C. P., *Observations on the Removal of Radioactive Materials from Waste Solutions*, Sew. Ind. Waste 23, 188 (1951).
- [45] STRAUB, C. P., *Studies on Removal of Radioactive Wastes*, J. Amer. Water Works Ass. 44, 824 (1952).
- [46] STRAUB, C. P., *Industrial Wastes and Their Disposal*, in: W. RUDOLF, *Industrial Wastes* (Reinhold, New York 1953).
- [47] *Waste Disposal Symposium*, Nucleonics 4 Nr. 3 (1949).

Biologische Reinigungsmethoden

- [48] BILADEAU, A. L., *Trickling Filter Plant to Remove Radioactivity*, Civil Engr. 23, 58 (1953).
- [49] CARTER, M. W., *Removal of Radioactive Isotope I131 by the Use of Trickling Filters*, Dissertation (Georgia Institute of Technology), und Sew. Ind. Waste 25, 560 (1953).
- [50] GRUNE, W. N., und R. ELIASSEN, *Studies on the Effect of Radioactive Phosphorus on the Biochemical Oxidation of Sewage*, Sew. Ind. Waste 23, 141 (1951).

- [51] RUCHHOFT, C. C., *Possibility of Disposal of Radioactive Waste by Biological Treatment Methods*, Sew. Works J. 21, 877 (1949).
- [52] RUCHHOFT, C. C., und L. R. SETTER, *Application of Biological Methods in the Treatment of Radioactive Waste*, Sew. Ind. Waste 25, 48 (1953).

Ionenaustausch

- [53] GINELL, W. S., *Disposal of Radioactive Cations*, US. Patent 2616847, Chem. Abstr. 47, 1504 (1953).
- [54] AYRES, J. A., *Treatment of Radioactive Waste by Ion Exchange*, Ind. Eng. Chem. 43, 1526 (1951).

Koagulation

- [55] LACY, W. J., *Removing Radioactive Materials from Water by Coagulation*, Water Sew. Works 100, 410 (1953).
- [56] LAUDERDALE, R. A., *Removal of Radioactive Isotopes From Water by a Phosphat Coagulation and Flocculation Process* (Atomic Energy Commission, 1950).
- [56a] PLACAC, O. und LYLE, in: W. RUDOLF, *Industrial Wastes* (Reinhold, New York 1953).
- [57] RUCHHOFT, C. C., A. E. GORMAN und C. W. CHRISTENSON, *Wastes Containing Radioactive Isotopes*, Ind. Eng. Chem. 44, 545 (1952).

5. Methoden zur Messung der Radioaktivität

- [57a] BALDINGER, E., *Zähl- und Registriermethoden der Kernphysik*, Neue Zürcher Z. 1953, Nr. 2196 (29. September).
- [58] CURIS, L. F., *Measurement of Radioactivity*, Circular 476 (National Bureau of Standards, 1949).
- [59] EVANS, R. D., *Fundamentals of Radioactivity and its Instrumentation*, in: I. H. LAWRENCE und H. HAMILTON, *Advances in Biological and Medical Physics*, Bd. 2 (Academic Press, New York, Bd. 1: 1948; Bd. 2: 1950).
- [60] FLURY, H., *Elektronische Hilfsmittel als Schutz gegen Atomwaffen*, Scientia Electrica 1955.
- [61] FREEDMAN, A. J., *Low Level Counting Techniques*, Nucleonics 10, Nr. 8, 57 (1952).
- [62] GOLDIN, A. S., J. S. NADER und R. L. SETTER, *Detectability of Low Level Radioactivity in Water*, J. Amer. Water Works Ass. 45, 73 (1953).
- [63] HAHN, R. B., und C. P. STRAUB, *Determination of Radioactive Strontium and Barium in Water*, J. Amer. Water Works Ass. 47, 335 (1955).
- [64] HURST, W. M., *Monitoring of Liquids for Radioactivity*.
- [65] TASK GROUP REPORT, *Instrumentation and Methods of Testing Radioactive Contamination in Water*, J. Amer. Water Works Ass. 44, 583 (1952).

6. Andere Arbeiten

- [66] GÜBELI, O., *Zum Chemismus von Thermalwässern*, Vjschr. Naturf. Ges. 98, 145 (1953).
- [67] MELCHER, D., *Probleme radioaktiver Verseuchung von Lebensmitteln*, Mitt. Lebensmitteluntersuch. Hyg. 46, 68 (1955).