

# Studie über die Radioaktivität im Wasser unter besonderer Berücksichtigung österreichischer Verhältnisse Gefahren und Möglichkeiten zur Aufrechterhaltung der Wasserversorgung

A. FRANTZ

## 1. Einleitung

Eines der kostbarsten Güter der Menschheit ist das Wasser. Es ist die Quelle und Grundlage des Lebens. Allein der menschliche Organismus besteht bis zu 80 Prozent aus Wasser. Das Wasser dient uns als Nahrungs- und Genußmittel, man benötigt es im Haushalt, Gewerbe und in der Industrie, vielen Völkern spendet es ihr Hauptnahrungsmittel – die Fische – und nicht zuletzt spielt es als Verkehrsweg eine nicht zu unterschätzende Rolle.

Auch die Entstehung menschlicher Kulturen ist auf das engste mit dem Vorkommen und der Gewinnung von Wasser verknüpft. Während sich aber der Mensch der vorgeschichtlichen Zeit das Wasser noch durch Schöpfen aus Quellen, Bächen und Flüssen beschaffte, findet man schon in den frühesten Hochkulturen der Sumerer, Ägypter, Inder und Chinesen, die sich charakteristischerweise an den großen Strömen Euphrat und Tigris, Nil, Indus sowie am Hoangho entwickelten, Brunnen, Zisternen und Bewässerungsanlagen. Zur Zeit der Römerherrschaft erreichten die Wasserversorgungsanlagen geographisch und technisch eine Ausdehnung und Vollkommenheit, so daß noch heute Teile von mehr als neunzig Fernwasserleitungen im Raume von Spanien bis Kleinasien sowie von Deutschland und Frankreich bis Nordafrika erhalten sind.

Um gebrauchsfähiges und trinkbares Wasser zur Verfügung zu haben, das allen Anforderungen entspricht, ist es erforderlich, das Wasser vor Verunreinigungen zu bewahren und diese zu entfernen. Bis zum zweiten Weltkrieg waren es vor allem vier Gruppen von Verunreinigungen, die die Güte des Wassers beeinträchtigten, nämlich ungelöste organische und anorganische Stoffe wie

Tier- und Pflanzenreste, Sand, Staub, ferner gelöste Salze von Eisen und Mangan, Nitrate, Chloride und viele mehr, weiters kolloidale Verbindungen wie etwa jene der Huminsäure und schließlich bakterielle Verunreinigungen.

Seit Ende des zweiten Weltkrieges ist neben den gegenwärtig ebenfalls recht problematischen Phenol- und Detergentienverunreinigungen infolge der Anwendung der Atomkernenergie im großen Maßstab noch die Gefahr einer Kontamination, das heißt einer radioaktiven Verseuchung der Gewässer, hinzugekommen.

## 2. Herkunft und Gefahren radioaktiv verunreinigten Wassers

Es ist üblich, bei radioaktiven Stoffen zwischen den natürlichen, an die sich die Menschheit im Laufe ihrer Entwicklungsgeschichte angepaßt hat, und zwischen den zusätzlichen künstlichen, die die eigentliche Gefahr in sich bergen, zu unterscheiden (18).

Bekanntlich ist die natürliche Radioaktivität eine vielen Atomkernen innewohnende Eigenschaft, ohne äußere Einwirkung  $\alpha$ -,  $\beta$ - oder  $\gamma$ -Strahlen auszusenden und sich dabei in einen anderen Atomkern umzuwandeln. Zu den markantesten natürlichen Radionukliden zählen u. a. Uran, Radium, Thorium, Aktinium und Kalium.

Im Wasser wird die natürliche Radioaktivität vorwiegend durch die darin gelösten Salze des Kaliums, Urans, Radiums, Thoriums, Aktiniums und deren Folgeprodukte hervorgerufen. Diese Salze werden vom Wasser beim Durchfließen der Gesteinsschichten entsprechend dem jeweiligen geologischen Charakter mehr oder minder stark herausgelöst und verursachen damit eine höhere oder geringere Aktivitätskonzentration. Außerdem gelangen noch die durch kosmische Strahlung gebildeten natürlichen Radionuklide mit den Niederschlägen in den Wasserkreislauf.

Erfahrungsgemäß ist die natürliche Aktivitätskonzentration, von radioaktiven Heilquellen abgesehen, sehr gering und beträgt in österreichischen Gewässern einige wenige pCi/l\* oder Bruchteile davon (Abb. 4).

\* Anmerkung: Die Maßeinheit für die Aktivität radioaktiver Stoffe, das heißt für die Zahl der pro Sekunde zerfallenden Atome ist das Curie = Ci; 1 Ci =  $3,7 \cdot 10^{10}$  Zerfälle/sec. Untereinheiten sind das mCi,  $\mu$ Ci, nCi und pCi; für die Umrechnung gilt: 1 Ci =  $10^3$  mCi =  $10^6$   $\mu$ Ci =  $10^9$  nCi =  $10^{12}$  pCi. 1 pCi entspricht 2,22 Zerfällen pro Minute.

Von ausschlaggebender Bedeutung — besonders vom Standpunkt der Wasseraufbereitung — erweist sich die Tatsache, daß im allgemeinen die Radioaktivität nicht dem Wassermolekül selbst, also dem reinen Wasser anhaftet, sondern an die im Wasser gelösten Salze und Gase, kolloidal verteilten Substanzen sowie die darin vorhandenen ungelösten Schwebestoffe, Organismen und Sedimente gebunden ist. Eine wesentliche Ausnahme hievon bildet allerdings Tritium, ein radioaktives Wasserstoffisotop der Masse 3 ( $T = H-3$ ), das einen Bestandteil des Wassermoleküls darstellt. Tritium ist ein sehr weicher, also niederenergetischer  $\beta$ -Strahler mit einer Energie von nur 18 keV und einer Halbwertszeit von 12,3 Jahren. Nach Angaben des DVGW, die einem UNO-Report entnommen sind (14), liegt der natürliche Tritiumgehalt in Oberflächengewässern zwischen 0,8 bis 10 pCi/l.

Seit Otto HAHN 1938 die Kernspaltung entdeckt hat, ist auch die Herstellung künstlich radioaktiver Stoffe in umfangreichem Maße und nahezu für alle Elemente ermöglicht worden. Künstliche Radioisotope lassen sich einerseits durch Aktivierung stabiler Atomkerne erzeugen; dabei werden nicht radioaktive Atomkerne durch Beschuß mit energiereichen Elementarteilchen wie Neutronen oder schnellen Protonen in instabile radioaktive Kerne umgewandelt, die dann mit einer für sie charakteristischen Halbwertszeit zerfallen. Andererseits entstehen durch die Kernspaltung schwerer Atomkerne wie beispielsweise des Urans meist zwei mittelschwere radioaktive Kerne, die Spaltprodukte; gleichzeitig werden zusätzlich zwei oder mehr Neutronen emittiert sowie eine große Energiemenge freigesetzt. Dieser Prozeß tritt in den Kernreaktoren als gesteuerte Kettenreaktion und bei den Kernwaffenexplosionen als ungesteuerte Kettenreaktion auf.

Für den künstlichen Anteil der Radioaktivität im Wasser waren für Österreich bisher im überwiegenden Maße die ausländischen Kernwaffenversuche verantwortlich. Bei solchen — insbesondere atmosphärischen — Kernwaffenexplosionen wird das entstehende Spaltproduktgemisch je nach dem Gewicht der einzelnen radioaktiven Partikelchen in verschiedene Höhen der Troposphäre und Stratosphäre geschleudert. Die größeren Teilchen fallen innerhalb von wenigen Tagen in den benachbarten Gebieten des Detonationspunktes als früher Fallout nieder, während der leichte radioaktive Staub durch die in großen Höhen herrschenden beträchtlichen Windgeschwindigkeiten raschest über die ganze Erde verbreitet und die Atmosphäre damit weltweit kontaminiert wird. Infolge der äußerst geringen relativen Luftfeuchtigkeit und des Fehlens der Niederschläge in der Stratosphäre (12) kann der radioaktive Staub dort jahrelang schwebend verweilen (2 bis 4 Jahre Halbwertsverweilzeit), bevor er allmählich wieder in die Troposphäre absinkt und von da mit den Niederschlägen oder durch Sedimentation als Fallout die Erdoberfläche und Gewässer erreicht.

Neben dem Fallout tragen prinzipiell die Abwässer aus Reaktoren, Kernkraftwerken und Kernbrennstoff-Aufbereitungsanlagen zur Gewässerverunreinigung bei. Doch werden die anfallenden aktiven Abwässer allgemein in Abwasseraufbereitungsanlagen konzentriert und die radioaktiven Stoffe dem Wasserkreislauf weitgehend entzogen. In Österreich sind beispielsweise seit Inbetriebnahme der drei Reaktoren in Wien, Seibersdorf und Graz von 1963 bis einschließlich 1970 insgesamt nur rund 930 mCi, in acht Jahren also weniger als 1 Curie an künstlicher Radioaktivität (ausschließlich H-3) in die Oberflächengewässer Donaukanal und Leitha-Mühlbach und damit letzten Endes in die Donau abgeleitet worden (2, 3, 4, 5, 19), während nach RUF allein im Jahre 1967 trotz des damals bereits starken Rückganges der Falloutaktivität in den Gewässern die Fallouttransportrate in der Donau oberhalb des deutschen Kernkraftwerkes Gundremmingen in der Größenordnung von 3 Curie ausschließlich H-3 lag. Unter Mitberücksichtigung der Tritiumaktivität aus dem Fallout betrug im Jahre 1967 die gesamte Falloutaktivitätsfracht dort sogar 2000 Curie. Die auf natürliche Radionuklide zurückzuführende Transportrate in der Donau bewegte sich dagegen 1967 zwischen 0,3 Ci für Ra-226 und 6,6 Ci für K-40 (33).

Ein weiteres Gefahrenpotential stellen Katastrophenfälle in Reaktoren oder Kernkraftwerken dar, weil in diesen eine enorme Anhäufung strahlender Substanz vorliegt. Da aber die Atomkernenergie anfänglich bedauerlicherweise nur in Form von Atombomben und Kernexplosionen Anwendung fand und solcherart ihre vernichtende Kraft demonstrierte, hat sich gerade die Reaktorsicherheitstechnik äußerst sorgfältig entwickelt und wie kein anderer Industriezweig alle nur möglichen Risiken mit eingeplant. Man darf daher mit Recht den Schluß ziehen, daß Reaktoren wohl eine beträchtliche mögliche, doch nur eine sehr kleine reale Gefahrenquelle für die Umwelt bedeuten (20, 25).

Schließlich sind als Kontaminationsquellen noch die Abwässer aus Isotopenlaboratorien in der Industrie, Medizin, Wissenschaft und Technik zu erwähnen.

Für alle kontaminierten Abwässer sind durch das österreichische Strahlenschutzgesetz bzw. die Strahlenschutzverordnung Grenzwerte festgelegt, so daß eine Gefährdung praktisch vermieden werden kann.

Radioaktiv verunreinigtes Wasser bringt für den Menschen speziell dann Gefahren mit sich, wenn die radioaktiven Stoffe vom Menschen aufgenommen, also inkorporiert und so zu einer inneren Strahlenquelle werden. Die Wirkung der äußeren Strahlenbelastung durch kontaminiertes Wasser ist demgegenüber unbedeutend. Die Aufnahme radioaktiven Materials aus dem Wasser erfolgt hauptsächlich über das Trinkwasser, aber auch auf indirektem Wege über die Nahrungskette, insbesondere über die Fische und Wasserorganismen, die in radioaktiv verseuchtem Wasser leben und schließlich über Lebensmittel, in

denen durch natürliche oder künstliche Bewässerung landwirtschaftlicher Flächen Radionuklide angereichert werden.

Hier soll vornehmlich auf die Gefährdung durch das kontaminierte Trinkwasser eingegangen werden. Wenn radioaktiv verunreinigtes Wasser in den Magen-Darm-Trakt gelangt, wird ein Teil der Radionuklide nach mehreren Stunden wieder ausgeschieden; eine Reihe von Radionukliden aber, die biologisch wirksam sind, treten in die Blutbahn ein und werden in gewissen Organen des Körpers, den kritischen Organen – abhängig von der chemischen Verwandtschaft zu den in diesen Organen vorhandenen Elementen – bevorzugt gespeichert und erst allmählich im Rahmen der Stoffwechselfvorgänge wieder ausgeschieden. Ein Maß für die Verweilzeit eines Radionuklides im Körper bzw. im kritischen Organ gibt dessen „biologische Halbwertszeit“ an; man versteht darunter die Zeit, in welcher der Körper die Hälfte dieses inkorporierten Materials auf natürlichem Wege wieder abbaut. Es ist offensichtlich, daß die Gefährlichkeit der einzelnen Radioisotope mit wachsender physikalischer und biologischer bzw. der effektiven Halbwertszeit zunimmt; als „effektive Halbwertszeit“ bezeichnet man jene Zeit, innerhalb der sich die Menge des im Körper befindlichen radioaktiven Stoffes infolge des radioaktiven Zerfalles und der natürlichen Ausscheidung auf die Hälfte vermindert. Außerdem spielt die relative biologische Wirksamkeit der verschiedenen Strahlenarten, die von deren Durchdringungsvermögen und parallel damit von der Reichweite und der Ionisationsdichte der Strahlung abhängt, eine wesentliche Rolle. Inkorporierte  $\alpha$ -Strahler wie Ra-226 oder  $\beta$ -Strahler wie Sr-90 sind deshalb so gefährlich, weil besonders  $\alpha$ - aber auch  $\beta$ -Strahlen – abhängig von ihrer Energie – nur ein geringes Durchdringungsvermögen haben und ihre gesamte Strahlungsenergie deshalb innerhalb eines sehr kleinen Bereiches an das umliegende Körpergewebe abgeben. Die durch Bestrahlung hervorgerufene Ionisation bewirkt chemische und biologische Veränderungen in der Molekülstruktur dieser Gewebszellen. Es ist beispielsweise bekannt, daß sich durch Bestrahlung und Ionisation von Körpergewebe, das bis zu 80 Prozent Wasser enthält, aus diesem unter anderem Wasserstoffperoxid, ein starkes Zellgift, bildet; daneben tritt eine Reihe von chemischen Veränderungen an organischen Verbindungen in den Zellen auf wie etwa die Zerstörung von  $\alpha$ -Aminosäuren der Eiweißkörper (12). Auf diese Weise kann die Strahlung speziell an den Genen, den Erbfaktoren in den Chromosomen, komplizierten Eiweißmolekülen, die die Entwicklung des Gesamtorganismus und die Funktionen der einzelnen Zellen bestimmen, irreversible Veränderungen – sogenannte Mutationen – hervorrufen und somit Erbschäden, Leukämie, Strahlenkrebs, eine Verkürzung der Lebenszeit etc. verursachen. Aber auch Fermente, organische Katalysatoren, die für die Stoffwechselfvorgänge verantwortlich sind, können durch Bestrahlung eine Beein-

trächtigung erleiden. Gen- und Chromosomveränderungen erweisen sich als besonders tückisch, wenn sie die Fortpflanzungszellen betreffen; die Auswirkung der Strahlenschäden wird dann von den nachkommenden Generationen weitergegeben, wobei diese Veränderungen meist eine ungünstige Wirkung aufweisen. Wesentlich ist auch, daß durch Erhöhung der Strahlendosis die Mutationsrate erhöht wird.

Auf Grund der Erfahrungen, die man vorwiegend aus der Röntgenstrahlentherapie, aus Tierversuchen sowie aus den Folgen der Atombombenabwürfe auf Hiroshima und Nagasaki gewonnen hat, legte die ICRP, die internationale Strahlenschutzkommission (23), auf der Basis einer etwaigen Verdopplung der natürlichen Strahlenbelastung die Toleranzdosis D nach der Formel

$$D = 5 (N-18) \text{ rem}^*$$

fest. Dies bedeutet, daß für beruflich strahlenexponierte Personen vom 18. Lebensjahr an die Strahlendosis von 5 rem im Jahr nicht überschritten werden darf und bis zu einem Alter von N Jahren nicht mehr als 5 (N-18) rem aufgenommen werden sollen. Für die Gesamtbevölkerung bis zum mittleren Fortpflanzungsalter von 30 Jahren beträgt die höchst zulässige Keimdrüsendosis 5 rem pro Person (außer der natürlichen Umgebungsstrahlung und einem möglichst niedrigen Beitrag durch medizinische Strahlenanwendung) gegenüber einer natürlichen Umgebungsstrahlung von durchschnittlich 3 rem in 30 Jahren (24).

Die natürliche Umgebungsstrahlung bzw. die durch die kosmische Strahlung verursachte Komponente, welche zirka ein Drittel davon ausmacht, ist abhängig von der Seehöhe und nimmt mit dieser zu (von etwa 41 mrad/Jahr in 0 m Seehöhe am 50. Breitengrad auf 128 mrad/Jahr in 3050 m und auf 500 mrad/Jahr in 6100 m Seehöhe) (31).

Aus der Kenntnis der höchst zulässigen Strahlendosen ist es möglich, die maximal zulässigen Mengen an radioaktiven Isotopen im Gesamtkörper eines Standardmenschen (75 kg, 2,2 l Wasserumsatz/Tag) sowie in den „kritischen Organen“ und weiters die maximal zulässigen Konzentrationen (MZK) im Trinkwasser zu berechnen. Der MZK-Wert bzw. die Toleranzkonzentration besagt demnach, daß bei Verbrauch von rund 2,2 l Wasser pro Tag und Person

\* Anmerkung: rem ist die Abkürzung für „roentgen equivalent man“; ein rem ist diejenige Dosis einer ionisierenden Strahlung, die unter gleichen Bedingungen den gleichen biologischen Effekt bewirkt, wie 1 r (Röntgen) Röntgenstrahlung; die Dosis 1 r liegt vor, wenn in 1,293 mg Luft (= 1 cm<sup>3</sup> bei 0 °C und 1 Atm) eine Ionenmenge beiderlei Vorzeichens von 1 elektrostatischen Einheit (= 3,336 · 10<sup>-10</sup> Ampere sec.) erzeugt wird.

Tabelle 1

Maximal zulässige Konzentrationen einiger wichtiger Radionuklide im Trinkwasser für Strahlenbeschäftigte (Dauerbelastung 168 Stunden/Woche)

Erläuterungen: sol = Radionuklid in löslicher Form, a = Jahr, d = Tag,  
e = Konversionselektronen, die dieselbe Wirkung wie  $\beta$ -Strahlen haben, GK = Gesamtkörper

Radionuklid	Zerfallsart	Kritisches Organ	physikalisch	Halbwertszeit effektiv	Maximal zulässige Konzentration in pCi/l
Ra-226 (sol)	$\alpha, \beta, \gamma$	Knochen	1620 a	44 a	100 *
Ra-228	$\alpha, \beta, \gamma, e$	Knochen	6,7 a	5,5 a	300
Pb-210	$\alpha, \beta, \gamma$	Nieren, GK	19,5 a	1,4 a	1.000
Sr-90	$\beta$	Knochen	28 a	15,6 a	4.000 *
J-129	$\beta, \gamma, e$	Schilddrüse	$1,72 \cdot 10^7$ a	138 d	4.000
U-238	$\alpha, \gamma, e$	Nieren	$4,5 \cdot 10^9$ a	15 d	6.000
Po-210	$\alpha$	Milz, Nieren	138 d	46 d	7.000
J-131	$\beta, \gamma, e$	Schilddrüse	8 d	7,6 d	20.000
Pu-239	$\alpha, \gamma$	Knochen	24.400 a	88 a	50.000
J-133	$\beta, \gamma, e$	Schilddrüse	0,87 d	0,87 d	70.000
J-132	$\beta, \gamma, e$	Schilddrüse	0,097 d	0,096 d	200.000
Cs-137	$\beta, \gamma, e$	GK, Leber, Milz, Muskeln	30 a	138 d	200.000
P-32	$\beta$	Knochen	14,3 d	14,1 d	200.000
H-3	$\beta$	Körpergewebe, GK	12,3 a	12 d	30.000.000 *
Unbekanntes Gemisch	$\alpha, \beta, \gamma$				100 *
Unbekanntes Gemisch mit Ausnahme von Ra-226 und Ra-228					1.000
Unbekanntes Gemisch mit Ausnahme von Ra-226, Ra-228, Sr-90, J-129, Pb-210					7.000

\* siehe WHO-Empfehlungen 1970 (39)

innerhalb von 70 Jahren nach den bisherigen Erfahrungen keine somatischen und genetischen Schäden zu erwarten sind. Kurzfristige Überschreitungen kann man tolerieren, insbesondere wenn bekannt ist, daß die gefährlichsten Isotope wie Radium oder Strontium an der Aktivitätserhöhung nicht maßgebend beteiligt sind. Bei notwendigen Kurzaufnahmen von radioaktiv verunreinigtem Wasser bis zu 30 Tagen darf die Toleranzkonzentration um das 300.000-fache, bei Aufnahme bis zu 10 Tagen darf sie sogar um das 2.000.000-fache überschritten werden.

In Tabelle 1 sind die maximal zulässigen Konzentrationen (MZK) der gefährlichsten und biologisch interessantesten Radionuklide im Wasser für strahlenexponiertes Personal mit einer 168-Stundenwoche zusammengestellt. Für die Gesamtbevölkerung sind nach RAJEWSKY die MZK-Werte auf ein Dreißigstel zu reduzieren, wenn die Radionuklide keine  $\gamma$ -Strahlen aussenden oder im Falle von  $\beta$ -Strahlern weder der Gesamtkörper noch die Gonaden das kritische Organ darstellen. Bei allen übrigen Radionukliden sind die MZK-Werte bezüglich Gesamtbevölkerung auf ein Hundertstel zu vermindern, um nach bisherigem Wissen eine Strahlengefährdung zu vermeiden. Die maximal zulässigen Konzentrationen sind keinesfalls als endgültig feststehende Werte anzusehen, sondern werden stets den neuesten Erfahrungen angepaßt. So empfiehlt die WHO in ihrer Broschüre „European Standards for Drinking-Water“ von 1970 für die Gesamtbevölkerung Toleranzgrenzen von 3 pCi/l für Ra-226 und Gesamt- $\alpha$ , 30 pCi/l für Sr-90 und Gesamt- $\beta$  und nur 1000 pCi/l für Tritium.

### 3. Die verschiedenen Arten der Trinkwasserversorgung und ihre Anfälligkeit gegen radioaktive Verseuchung

Für die Trinkwasserversorgung kann sowohl unterirdisches als auch oberirdisches Wasser verwendet werden.

Zum *unterirdischen Wasser* oder *Grundwasser* zählt man alle jene Wässer, die sich beim Versickern in den Poren und Hohlräumen des Untergrundes über undurchlässigen Gesteinsschichten sammeln, diese Hohlräume und Poren zusammenhängend als ein Grundwasserkörper ausfüllen und sich bei vorhandenem Gefälle nur dem Gesetz der Schwere folgend langsam fortbewegen. Üblicherweise wird das Grundwasser im Boden mittels Brunnen gefaßt und künstlich gehoben. Tritt es an irgendeiner Stelle auf natürliche Weise zutage, dann bezeichnet man es als *Quellwasser*.



Das Grundwasser verdankt seine Entstehung vor allem der Versickerung von Niederschlägen, die entweder direkt oder indirekt – über die Versickerung aus stehenden oder fließenden Gewässern – erfolgt. In unbedeutendem Maße trägt auch die Kondensation der feuchten Bodenluft und das im Untergrund infolge chemischer Umformungen frei werdende juvenile Wasser dazu bei. Das Niederschlagswasser sickert so lange durch die Humusschicht sowie die Hohlräume und Poren des Bodens und Untergrundes abwärts, bis es auf eine praktisch undurchlässige Schicht, die Grundwassersohle, beispielsweise Lehm, trifft; als Hohlräume können entweder feinste Haarrisse und Poren, aber auch grobe Klüfte oder gar unterirdische Gerinne vorliegen. Die Hohlräume und Poren, die gleichsam ein System kommunizierender Röhren bilden, werden auf diese Weise aufgefüllt und formen damit als obere Grenze den Grundwasserspiegel (10, 34). Dieser Grundwasserspiegel kann entsprechend den geologischen Verhältnissen höher oder tiefer unter der Erdoberfläche liegen. Die Wasserreinigung im Boden erfolgt um so weitgehender, je tiefer der Grundwasserspiegel unter der Erdoberfläche liegt, je mehr Humusschicht und Boden also zwischen Erdoberfläche und Grundwasser zur Verfügung stehen und weiters je feinporiger der Untergrund und je größer somit sein Rückhaltevermögen sowie die Verweilzeit des Wassers ist. Falls sich abwechselnd wasserführende und undurchlässige Schichten übereinander befinden, entstehen verschiedene Grundwasserstockwerke.

Wenn verunreinigtes Wasser, zum Beispiel kontaminiertes Regenwasser im Boden versickert, findet im allgemeinen schon in den obersten Schichten eine weitgehende Reinigung sowohl in biologischer, bakteriologischer, chemischer als auch radiologischer Hinsicht statt. KNOOP und SCHROEDER (26) beobachteten beispielsweise bei ihren Bodenuntersuchungen in Schleswig-Holstein 85 Prozent der Sr-90-Aktivität aus dem Fallout in den obersten 5 cm, zwischen 5 und 10 cm Tiefe 12 Prozent und zwischen 10 und 15 cm nur noch 4 Prozent des Gesamtstrontiumgehaltes. Während die biologische und bakteriologische Reinigung im wesentlichen auf die Tätigkeit niedriger Lebewesen im Boden zurückzuführen ist, die eingeschleppte Bakterien vernichten können, ist für den chemischen ähnlich wie für den radiologischen Reinigungsprozeß die Umsetzung der im Boden befindlichen Stoffe mit den im Wasser gelösten Bestandteilen verantwortlich. Gegenüber radioaktiven Substanzen wirkt jeder Boden unabhängig von seiner Art und Zusammensetzung gleichzeitig als mechanisches Filter, als Ionenaustauscher, insbesondere als Kationenaustauscher und als Fällungsmittel (35); welcher Vorgang dabei überwiegt, hängt davon ab, ob die Radionuklide in gelöster, löslicher oder unlöslicher Form vorliegen; außerdem spielen viele Faktoren wie die Dichte des Bodens, die chemische Zusammensetzung und geologische Struktur, sein Ton-Sandgehalt, die schon erwähnte Porosität,

das Adsorptions- und Ionenaustauschvermögen, der pH-Wert, der Huminsäuregehalt, der Bewuchs mit verschiedenen Pflanzen, die Nuklidkonzentration und begleitende Fremdionen des einsickernden Wassers und vieles andere eine entscheidende Rolle. Allgemeine Regeln lassen sich schwer aufstellen, da die natürlichen Bodentypen meist in weitgehend vermischter Form vorliegen und daher sehr unterschiedliche Wirkungen auf die verschiedenen Radionuklide ausüben. Versuche haben aber bestätigt, daß Tone u. a. ein wesentlich höheres Adsorptions- und Ionenaustauschvermögen als Sande gegenüber Sr-90 besitzen; auch Schiefer und Schlick adsorbieren Sr-90 einigermaßen gut. Wasserführende Kies- und Sandformationen dagegen adsorbieren Strontium praktisch nicht. In Böden mit großen Hohlräumen kann die Wasserreinigung unter Umständen auch gänzlich versagen, wie dies oft in Karstgebieten zu beobachten ist. Als Beispiel möge die erste Wiener Hochquellenwasserleitung aus dem Schneeberg-Rax-Gebiet dienen, wo der kluftige Kalkboden nur eine schlechte Filterung, ein geringes Rückhaltevermögen und eine kurze Verweilzeit aufweist. Radiologisch zeigen Karstquellen allerdings gegenüber einigen Isotopen wie Sr-90 trotz der geringen Verweilzeit ein unerwartet gutes Rückhaltevermögen, so daß anscheinend doch ein Austausch zwischen Sr-90 und dem chemisch verwandten Calcium stattfinden dürfte. Färbeversuche (13) erbrachten den Nachweis, daß das am Hochschneeberg in eine Doline eingebrachte Uranin innerhalb relativ kurzer Zeit (innerhalb einiger Stunden) an vom Einspeisepunkt weit entfernten Orten, wie etwa den Quellen im Schwarzatal, wieder auftauchte. Derartige Quellen sind gegen Verunreinigungen jeder Art wegen des Fehlens einer ausreichenden Filterung besonders gefährdet und benötigen ein großes Quellwasserschutzgebiet.

Der weitreichende Einfluß der Beschaffenheit des Bodens und der geologischen Verhältnisse ist durch viele andere Experimente und Erfahrungen erhärtet. Vom Fallout stammende, nur zeitweise anfallende Radionuklide konnten in Westdeutschland bis 1962 mit Ausnahme von Tritium im Grund- und Quellwasser überhaupt nicht und in jüngster Zeit nur in geringen Mengen, und zwar vor allem Sr-90, Ruthenium-Rhodium-106 und Zirkonium-Niob-95 nachgewiesen werden (21). Bei dauernder Belastung mit relativ großen Mengen an radioaktivem Material, wie etwa beim Versickern flüssiger radioaktiver Abfälle in der Umgebung von Reaktoranlagen, dringen die Radionuklide jedoch tiefer in den Boden und Untergrund ein und gelangen teilweise auch ins Grundwasser. Beispiele hierfür stellen die Reaktoranlage Hanford in Washington, USA, und die kanadische Reaktoranlage Chalk River dar. In Hanford ist die Reaktoranlage in einem ariden Gebiet auf sehr dichtem Untergrund von abgelagerten Kiesen und Sanden über einem 60 bis 100 m tief liegenden Grundwasserspiegel erbaut (11, 22). Die rund 400 Kontrollbrunnen ermöglichten es

die Wanderung von Radionukliden im Untergrund zu verfolgen; es stellte heraus, daß von den während der Jahre 1946 bis 1961 versickerten  $10^6$  Curies infolge radioaktiven Zerfalls nur etwa 6 Prozent auf dem langen Weg ins Grundwasser übrig blieben und Ruthenium-106 sowie Cäsium-90 wohl das Grundwasser, nicht aber den minimal 16 km entfernten Columbiafluß erreichten. Nur Tritium wurde erwartungsgemäß nicht zurückgehalten und war auch im Columbiafluß nachzuweisen. Diese kontrollierte Grundwasserbeseitigung hat sich wegen der günstigen hydrogeologischen Voraussetzungen in Hanford als wirtschaftlich erwiesen. Interessant ist andererseits die aus ökonomischen Gründen notwendige Versickerung radioaktiver Abwässer im Bereich der Reaktoranlage Chalk River, wo die hydrogeologischen Gegebenheiten weitaus ungünstiger sind (22, 28). Der Grundwasserspiegel liegt dort nämlich nur wenige Meter unter dem sandigen Boden, so daß die im Betrieb anfallenden Radionuklide binnen kurzer Zeit im Grundwasser und einer nahegelegenen Quelle auftreten.

Eine gewisse Sonderstellung unter den Grundwässern nehmen die artesischen Wässer ein, aus denen artesisches Wasser meist aus tieferen wasserführenden Schichten, die zwischen undurchlässigen Schichten unter Druck eingeschlossen sind, durch Bohrlöcher an die Erdoberfläche herausgedrückt wird. Artesische Wässer zählen infolge ihrer meist sehr tiefen Lage und großen Verweildauer zu den reinsten Wässern, sind in Österreich und auch Europa aber von untergeordneter Bedeutung.

Der Vollständigkeit halber soll auch das durch Anreicherung von uferfiltriertem Oberflächenwasser sowie durch künstliche Versickerung von Oberflächenwasser gewonnene Grundwasser Erwähnung finden, das entsprechend der Entfernung vom Oberflächenwasser weitgehend die Güteeigenschaften echten Grundwassers aufweisen kann.

Zu den *oberirdischen Wässern*, auch *Oberflächenwässer* oder *Tagwässer* genannt, zählt man das Wasser aus Flüssen, Seen, Stauseen und Zisternen. Schon vom hygienischen und nicht weniger vom radiologischen Standpunkt sollte man nur dann auf die Verwendung von Oberflächenwasser zur Trinkwasserversorgung zurückgreifen, wenn kein geeignetes Grund- oder Quellwasser zur Verfügung steht. Da die schützende Bodenschicht fehlt, ist die Möglichkeit einer Verunreinigung durch den Fallout, aber auch durch alle Arten von Abwässern sehr erhöht und Oberflächenwässer müssen daher in den meisten Fällen besonders aufbereitet und veredelt werden.

*Flußwasser* ist Verunreinigungen im höchsten Maße ausgesetzt; mit zunehmender Wasserführung führen die Flüsse noch zusätzlich Schlamm, Erd-

reich und andere Verunreinigungen mit sich. In den Rhein beispielsweise, dessen Wasser man auch zur Trinkwasserversorgung verwendet, werden neben Industrieabwässern Spitalabwässer und Fäkalabwässer aus allen umliegenden Orten geleitet. Es ist daher erforderlich, außer dem radioaktiven Material die ungelösten anorganischen und organischen Stoffe wie Sand, Staub, Tier- und Pflanzenreste, Phenole, Detergentien und ebenso die gelösten Verunreinigungen wie etwa Salze des Eisens und Mangans, Nitrate, Chloride, ferner kolloidale Verbindungen, bakterielle Verunreinigungen und viele andere mehr zu entfernen. Gegen alle diese Arten von Verunreinigungen haben Chemiker, Biologen, Bakteriologen, Radiologen und Techniker Aufbereitungsverfahren entwickelt, um das Wasser für Trinkzwecke gebrauchsfähig zu machen. Im allgemeinen leitet man hierzu das Flußwasser zunächst über ein Zentrisieb, reinigt es mittels Greiferrechen, anschließend wird es entsandet, entschlammt, gefiltert, enteisen, von Mangan befreit, entsäuert, entkeimt und richtig temperiert. Radiologisch wird durch die Fließbewegung die eingebrachte Aktivität teils entfernt, verteilt und die Wechselwirkung zwischen dem Wasser und den darin enthaltenen Schwebstoffteilchen, Pflanzen, Tieren und Sedimenten führt infolge der Anreicherung in der Biomasse zu einer gewissen natürlichen Dekontamination des Wassers. Außerdem geht im Falle einer einmaligen kurzen Aktivitätszufuhr diese mit der fließenden Welle binnen kurzer Zeit an jedem Punkt des Längsprofils des Flusses vorbei.

Auch *Seewasser* natürlichen Ursprungs und *Stauseewasser* weisen wegen ihrer freiliegenden Wasseroberfläche eine hohe Anfälligkeit gegenüber Verunreinigungen auf. Hier wirken sich aber das vor allem in größeren stehenden Gewässern auftretende Temperaturgefälle und die damit verbundene Schichtbildung in ein Epi-, Meta- und Hypolimnion (37) günstig aus. Die den stehenden Gewässern mit den Niederschlägen zugeführte Aktivität ist dann vorwiegend in der obersten epilimnischen Wasserschicht (17) zu finden, deren Temperatur jener des Niederschlages entspricht (insbesondere wenn die Aktivitätszufuhr nur kurzzeitig erfolgt); ähnlich werden Wasserzuflüsse ihrer Temperatur und Dichte gemäß eingeschichtet.

Je größer der Wasservorrat und die Tiefe eines Sees oder Stausees sind, um so weniger machen sich Verunreinigungen durch Außeneinflüsse bemerkbar. Tiefere Wasserschichten von etwa 40 bis 100 m Tiefe, aus denen gewöhnlich das Wasser zur Trinkwasserversorgung gewonnen wird, erweisen sich während der Schichtbildung in den Sommermonaten und bei zufrierenden Seen auch in den Wintermonaten allgemein als sehr rein, doch wird zusätzlich gefiltert und das Wasser aufbereitet. Bekannterweise kann daher das Bodenseewasser für die Trinkwasserversorgung in Deutschland im Raume von Stuttgart heran-

gezogen werden und auch in Salzburg erwägt man, den Fuschlsee für Trinkwasserzwecke zu benützen.

Zur Zeit der Vollzirkulation, die für zufrierende Seen im Frühjahr und Herbst, für eisfrei bleibende Seen meist zwischen November und Mai stattfindet, tritt dagegen infolge der sinkenden Lufttemperatur allmählich eine Temperaturgleichheit von  $4^{\circ}\text{C}$  im gesamten Wasserreservoir und damit eine völlige Umwälzung der Wassermassen ein; die schützende Grenzschichtbildung entfällt und an der Wasseroberfläche eingebrachte Aktivitäten können sich rasch über das ganze Wasservolumen ausbreiten. Diese Erscheinungen lassen erkennen, daß während der Umwälzperiode und besonders bei länger anhaltender Aktivitätszufuhr trotz Sedimentation, Adsorption und biologischer Akkumulation von radioaktiven Substanzen Seen und gestaute Fließgewässer in bezug auf Trinkwasserversorgung stark gefährdet sind und eine vorsorgliche Wasseraufbereitung benötigen.

*Zisternenwasser* bildet unter den oberirdischen Wässern einen Sonderfall und stellt zweifellos die am stärksten gefährdete Trinkwasserversorgung dar. Wenn keine geeigneten Wasservorkommen wie Grund-, Quell- oder Fluß- und Seewasser zur Verfügung stehen wie etwa in Karstgebieten oder aber deren Erschließung einen unwirtschaftlichen Aufwand erfordert, dann werden zur Wasserversorgung die Niederschläge unmittelbar in Zisternen aufgefangen und für den Gebrauch aufbewahrt. Der Reinheitsgrad von Zisternen ist sowohl radiologisch als auch bakteriologisch und chemisch von vielen Faktoren wie dem Volumen und Füllstand der Zisterne, von den Auffangflächen, den Adsorptionsverhältnissen an den Wänden, der mittleren Verweilzeit in der Zisterne, dem Vorhandensein von Staub und Kleinlebewesen abhängig und meist sehr gering. Besonders in radiologischer Hinsicht ist der Genuß von Zisternenwasser mit einer gewissen Gefahr verbunden, da mit den Niederschlägen nicht nur alle Verunreinigungen von der Auffangfläche abgespült, sondern auch die in der Atmosphäre von den Atombombentests zurückgebliebenen Spaltprodukte ausgewaschen werden und dann in unverdünnter Form vorliegen.

Faßt man das unterschiedliche Verhalten der einzelnen Gewässertypen gegenüber radioaktiven Verunreinigungen zusammen, so ergibt sich, daß prinzipiell unterirdische Wässer den besten Schutz gegen äußere Einflüsse jeder Art bieten. Versucht man eine Rangordnung aufzustellen, dann würden an erster Stelle die artesischen Brunnen stehen, diesen folgen Grundwässer und Urgesteinsquellen und schließlich Karstquellen. Die baulichen Schutzmaßnahmen würden sich bei unterirdischen Wässern im wesentlichen auf den Schutz der Rohrleitungsnetze — etwa Verlegung unter die Erdoberfläche — oder den Schutz der Quellstuben und Pumpwerke sowie auf ein genügend großes Quellen-

schutzgebiet beschränken. Es soll an dieser Stelle besonders betont werden, daß alte Brunnen gerade im Notfall wertvolles, unverseuchtes Wasser zu liefern vermögen und daher auch beim Bau von modernen großen Wasserleitungsanlagen keinesfalls stillgelegt, sondern stets betriebs- und einsatzbereit gehalten werden sollten. Nach den unterirdischen Wässern wären bezüglich Trinkwasserversorgung qualitätsmäßig die Oberflächenwässer in der Reihenfolge See- sowie Stauseewasser, Flußwasser und an letzter Stelle Zisternenwasser einzustufen.

#### 4. Grund- und Quellwasserverhältnisse in Österreich

Österreich ist bisher in der glücklichen Lage, seine Trink- und Brauchwasserversorgung zum größten Teil, und zwar zu etwa 99 Prozent, noch aus Grund- und Quellwasservorräten decken zu können. Aus diesem Grunde sollen hier auch bevorzugt die österreichischen Grund- und Quellwasservorkommen behandelt werden.

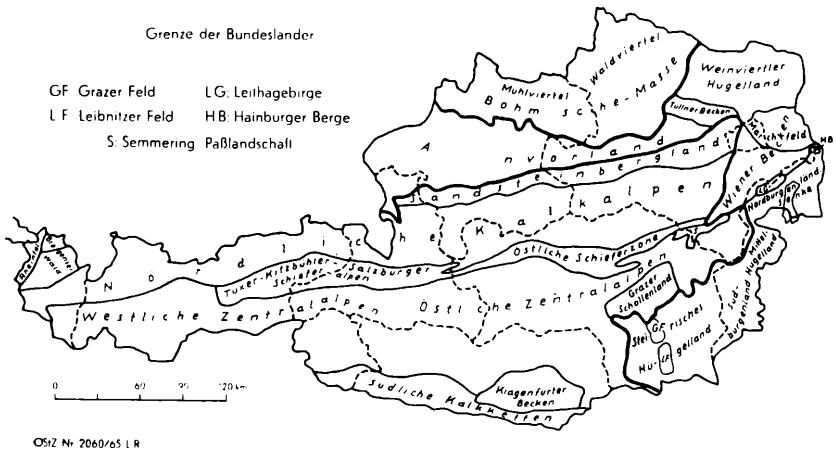


Abbildung 1

Landschaftsgliederung Österreichs nach E. ARNBERGER

Um einen Überblick über die Grund- und Quellwasserverhältnisse in Österreich zu gewinnen, ist es vorteilhaft, sich zunächst die Landschaftsgliederung, den geologischen Aufbau und die damit zusammenhängenden Vorkommen der Grund- und Quellwässer zu vergegenwärtigen.

Aus Abbildung 1 erkennt man, daß drei große Landschaftseinheiten Österreich ihr Gepräge geben. Die Alpen bilden mit etwa 60 Prozent den Hauptanteil der Staatsfläche, weitere 30 Prozent nehmen das Alpenvorland und die Beckenlandschaften am Ostrande der Alpen ein, während die restlichen 10 Prozent auf das Böhmisches Massiv, ein vielfach hochflächenartig ausgeprägtes Mittelgebirge im Nordwesten entfallen (1).

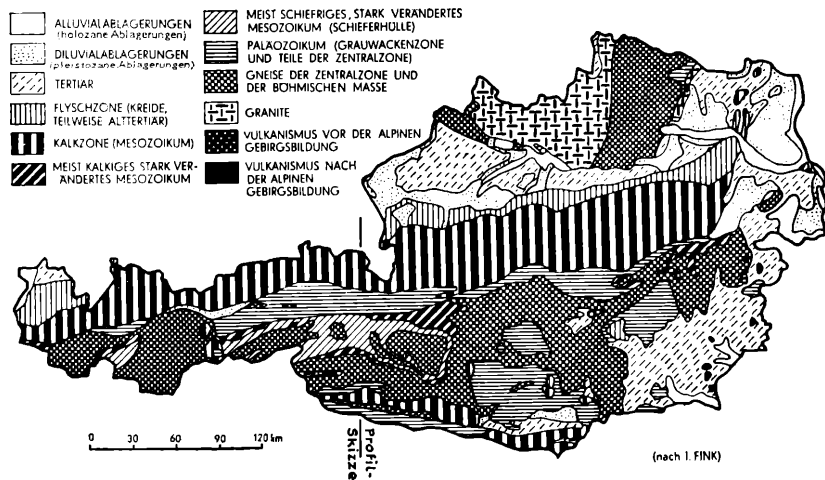


Abbildung 2

Geologischer Aufbau Österreichs nach J. FINK

Abbildung 2 vermittelt einen Einblick in die geologische Gliederung des Landes, die insbesondere drei für ihre Entstehungsgeschichte charakteristische geologische Großeinheiten aufweist (15, 16). Zu ihnen zählen das im Erdaltertum (Paläozoikum) zum Gebirge geformte Böhmisches Massiv, welches vornehmlich aus Granit und Gneis besteht (10 Prozent), weiters das an der Wende

Mesozoikum / Tertiär gebildete Faltengebirge der Alpen, dessen Gesteinszonen sich im wesentlichen aus Flysch, Kalken, Schiefen und kristallinem Gestein zusammensetzen (60 Prozent); schließlich gehört noch das Tertiärgebiet (Erdneuzeit) des Alpenvorlandes und der Beckenlandschaften dazu, das teilweise von eiszeitlichen (pleistozänen) oder nacheiszeitlichen (holozänen) Ablagerungen bedeckt ist (30 Prozent Staatsfläche).

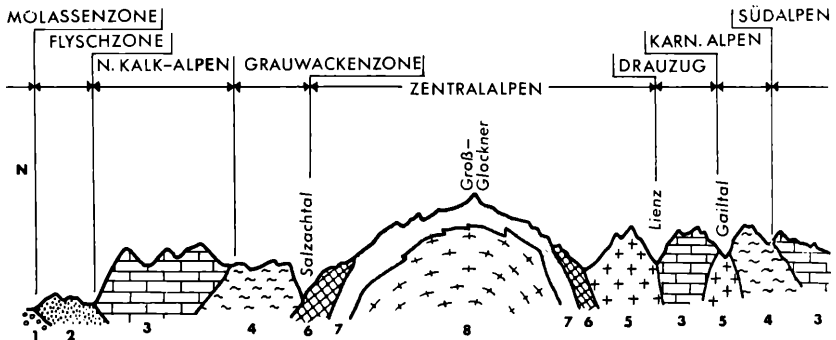


Abbildung 3

Vereinfachte geologische Profilskizze über die Ostalpen, stark überhöht\*

Molassenzone; tertiäre Schotter, Sande und Mergel

2: Flyschzone; kretazeisch-alttertiäre Sandsteine und Mergel

3: Nördliche Kalkalpen, Oberostalpin und Südalpen; mesozoische Kalke, Dolomite und Mergel

4: Grauwackenzone, Oberostalpin und Karnische Alpen; paläozoische Schiefer und Kalke

5: Altkristallin; Gneise und Glimmerschiefer

6: Unterostalpin; permomesozoische Phyllite, Kalke und Dolomite

7: Tauern-Schieferhülle, Pennin; paläozoische und mesozoische Glimmerschiefer und Phyllite

8: Zentralgneis; Pennin; Granitgneis

\* Anmerkung: Herrn Dr. F. BOROVIČENY, Geologische Bundesanstalt, Wien, sei an dieser Stelle für seine liebenswürdige Unterstützung bei der Anfertigung der Skizze bestens gedankt.



Ein geologischer Querschnitt durch die Hohen Tauern (Abbildung 3), der deshalb gewählt wurde, um den *alpinen Bereich* zu demonstrieren, läßt drei in westöstlicher Richtung verlaufende Hauptgebirgszonen erkennen: die nördlichen und südlichen Kalkalpen und zwischen ihnen die kristalline Zentralalpenzone, die im wesentlichen aus Gneisen, Granitgneisen und Schiefer aufgebaut ist.

Zu den kluftigen und durchlässigen Gesteinsschichten gehören vor allem Kalk, Dolomit, Sand und Schotter; daher findet man in den Kalkalpen viele und kräftige Spalt- und Kluftquellen. Im kristallinen Granitgneis sammelt sich das Niederschlagswasser dagegen in den feinen kapillaren Rissen, die die Gebirgsstöcke in den verschiedenen Richtungen durchziehen. Die Verweildauer dieser Wässer im Gestein ist daher groß und die Zentralalpen liefern dementsprechend im allgemeinen weniger ergiebige aber qualitätsmäßig um so ausgezeichnetere Quellen. Da sie häufig an Stellen auftreten, wo eine Überschiebung oder Verwerfung verschiedener Gesteinsarten vorliegt, spricht man von Schicht-, Verwerfungs- und Stauquellen.

Zwischen den drei Hauptzonen der Alpen verlaufen zwei Längstalfurchen. Die nördliche davon wird u. a. von den Flüssen Inn, Salzach, Enns und Mur durchflossen, die alle außer der Mur scharf nach Norden abbiegen, die nördlichen Kalkalpen durchbrechen und der Donau zufließen. Die südliche Längstalfurche wird in ihrer ganzen Länge von der Drau durchzogen und erweitert sich schließlich zum inneralpinen Einbruchgebiet des Kärntner Beckens. Die Längstalfurchen sind vorwiegend aus Schiefer, Sedimenten, Sandstein, Kiesen und Schotter geformt. Wegen der Porosität der Schotter, Kiese und Sande werden die Flüsse, die sich in den eiszeitlichen oder voreiszeitlichen Schottertälern fortbewegen, zumeist von breiten Grundwasserströmen begleitet, die — ähnlich den Flüssen — vorzugsweise in diesen Taltrögen, etwa den Schottertrögen, parallel mit den Flüssen, jedoch unterirdisch dahinströmen. Abhängig vom Wasserstand des Flusses und vom Grundwasserspiegel kann Flußwasser als Uferfiltrat in das Grundwasser überfluten wie etwa in der Lobau/Wien und umgekehrt. Nur findet man bei diesen Grundwasserströmen infolge der engen Poren sehr geringe Fließgeschwindigkeiten vor, die im Schotter und Kies einige wenige Meter pro Tag, im Sand oft nur einige Zentimeter pro Tag betragen können; die Strömung bleibt unter solchen Voraussetzungen laminar und gehorcht dem DARCYschen Filtergesetz, wonach die Geschwindigkeit des Grundwassers ( $v$ ) proportional dem Gefälle des Grundwasserspiegels ( $i$ ) ist ( $v = k \cdot i$ );  $k$  = Durchlässigkeitsbeiwert des durchströmten Untergrundes.

Neben den Alpen sind auch das *Alpenvorland* und die *Beckenlandschaften* Österreichs für die Wasserversorgung von ausschlaggebender Bedeutung. Das

*Alpenvorland*, das vorwiegend aus Schlier, einem dichten mergelig-sandigen Material besteht, ist dort, wo es von neuzeitlichen Ablagerungen wie zum Beispiel Löß und Schotter bedeckt wird, reich an guten Quellen. Ebenso verfügen die großen *Beckenlandschaften* am Ostrand der Alpen wie das Wiener Becken mit seinen grundwasserführenden Schottern und Sanden und das Grazer Becken, aber auch das Klagenfurter Becken, über einen mächtigen Grundwasservorrat. Dagegen besitzt das im Nordwesten gelegene *Böhmische Massiv*, dessen Entstehung bis in das Erdaltertum zurückreicht, mit seinen dichten Granitformationen und Gneisen nur wenige Quellen und muß teilweise seinen Wasserbedarf aus Zisternen bestreiten.

## 5. Die Radioaktivität der österreichischen Gewässer

Um die Meßergebnisse beurteilen zu können, muß darauf hingewiesen werden, daß die Gesamt- $\beta$ - und Restaktivitätskonzentrationen ausnahmslos mit Methandurchflußzählern, die zur Herabsetzung des Leerwertes und zur Erhöhung der Meßgenauigkeit teilweise in Antikoinzidenz geschaltet waren, eruiert wurden. Als Eichsubstanz diente üblicherweise Kalium, so daß die Meßwerte als K-40-Äquivalente zu bewerten sind. Eine Erfassung des energiearmen  $\beta$ -Strahlers Tritium, der Tritiumaktivität also, gestatten derartige Meßanordnungen nicht. Für eine exakte Bestimmung einzelner Radionuklide sind überdies zusätzlich  $\alpha$ -,  $\beta$ - und  $\gamma$ -spektrometrische oder radiochemische Analysen erforderlich. Trotzdem erlauben Gesamtaktivitätsbestimmungen eine recht gute Abschätzung der radioaktiven Verunreinigung der Gewässer, insbesondere deshalb, weil bisher hauptsächlich ausländische Kernwaffenversuche hierfür verantwortlich waren und das daraus resultierende Spaltproduktgemisch nach Alter und Zusammensetzung weitgehend bekannt ist.

Außerdem ist es für die Beurteilung der Meßergebnisse unerlässlich, die Herkunft der Gewässer sowie ihre Anfälligkeit bezüglich Kontamination und ihre Güteklasse zu berücksichtigen. Wie schon eingehend erörtert, muß man grundsätzlich zwischen Grundwasser, Oberflächenwasser und Regenwasser unterscheiden.

*Grund- und Quellwasser* ist durch die darüber liegende Bodendecke weitestgehend geschützt. Da es während der Versickerung durch das Rückhaltevermögen des Bodens in Abhängigkeit von dessen physikalisch-chemischer Beschaffenheit in hohem Grade vorgereinigt wird, ist die Gefahr einer radioaktiven Verunreinigung äußerst gering.

Tabelle 2

Maximalwerte der Gesamt- $\beta$ -Aktivitätskonzentration einiger österreichischer Grund- und Trinkwässer \* in pCi/l ausschließlich Tritium für den Zeitraum 1960 bis 1969

Jahr	Trinkwasser Wien	I. Hochquellen- leitung Wien	II. Hochquellen- leitung Wien	Trinkwasser Salzburg	Trinkwasser Klagenfurt	Trinkwasser Graz
1960	—	< 5	< 5	—	—	—
1961	< 3	< 5	< 5	4,0	3,4	< 3
1962	5	< 5	< 5	16	7	14
1963	9	5	5	23	5	15
1964	7,5	< 5	9	20,1	8,4	12,2
1965	1,0	< 5	< 5	2,8	1,3	2,1
1966	1,9	< 3	4,8	2,3	1,1	1,9
1967	1,0	< 3	< 3	1,7	2,0	2,5
1968	0,7	< 3	< 3	1,2	2,1	1,8
1969	0,7	5,2	2,1	0,7	1,2	2,0

Die Meßergebnisse an österreichischen Grund- und Quellwässern, die in Tabelle 2 auszugsweise dargestellt sind, haben gezeigt, daß deren Gesamt- $\beta$ -Aktivitätskonzentration ausschließlich Tritium, sofern der Grundwasserspiegel nicht allzu nahe an die Oberfläche heranreicht, durchschnittlich weniger als 3 pCi/l beträgt (8, 9).

Vereinzelt konnte man jedoch auch höhere Aktivitätskonzentrationen, vor allem im Trinkwasser von Salzburg, das vorwiegend von kluftigen Quellen aus dem Kalkstock des Untersberges gespeist wird, beobachten. Aus Tabelle 2 geht hervor, daß im Trinkwasser von Salzburg während der Jahre der intensiven Kernwaffenversuchsserien 1961/62 und mit einer Verzögerung bis 1964 die höchsten Aktivitätskonzentrationen bis zu einem Maximum von 23 pCi/l im Jahre 1963 auftraten. Bemerkenswert scheint ferner, daß nach den letzten Berichten des Bundesministeriums für soziale Verwaltung (9) die Tritiumaktivität des Wiener Leitungswassers im Jahre 1969 Werte bis zu 1100 pCi/l erreichte, während laut DVGW (14) die natürliche Tritiumaktivität für Grundwasser nur in der Größenordnung von 2 bis 10 pCi/l liegt (Tabelle 4).

\* Die einzelnen Meßwerte sind den verschiedenen Jahresberichten „Radioaktivitätsmessungen in Österreich“ entnommen (8, 9).

Oberflächenwässer wie Fluß-, See- und Stauseenwässer sind dem Fallout und radioaktiven Verunreinigungen aller Art weit mehr ausgesetzt als Grundwässer, da die schützende Bodenschicht fehlt. In Übereinstimmung damit sind hier auch größere Schwankungen in den Aktivitätswerten zu verzeichnen, die sowohl auf die Niederschläge als auch bei den Flüssen auf die wechselnde Wasser- und Schwebstoffführung zurückzuführen sind.

Abbildung 4 vermittelt einen Überblick über den Verlauf der Aktivitätskonzentrationen in den bedeutendsten österreichischen Flüssen und Seen während der Zeitspanne 1960 bis 1970. Es sind hier die Maximal- und Mittelwerte der Gesamt-( $\alpha + \beta$ )-Aktivität ausschließlich Tritium sowie die Mittelwerte der K-40-Aktivität und damit als Differenz die mittlere Restaktivität aufgetragen.

Tabelle 3

Minimal-, Mittel- und Maximalwerte der in Österreich gemessenen Radionuklidkonzentration \* (pCi/l) in verschiedenen Wasservorkommen während der Zeitspanne 1960 bis 1970

Legende: A<sub>1</sub> = Minimalwert  
A<sub>2</sub> = Mittelwert  
A<sub>3</sub> = Maximalwert

Jahr	Bekanntgewordene atmosphärische Kernwaffenversuche		Trinkwasser Gesamt- $\beta$ -Aktivität		Oberflächenwasser Rest- $\beta$ -Aktivität			Zisternenwasser Gesamt- $\beta$ -Aktivität		Regenwasser Gesamt- $\beta$ -Aktivität	
	Zahl	Sprengkraft in kt TNT **	A <sub>1</sub>	A <sub>3</sub>	A <sub>1</sub>	A <sub>2</sub>	A <sub>3</sub>	A <sub>1</sub>	A <sub>3</sub>	A <sub>1</sub>	A <sub>3</sub>
1960	3	30	< 5	< 5	< 3	4,3	36	41	93	—	—
1961	31	227.110	< 3	4	1	6,2	67	24	110	19	1680
1962	77	346.780	< 3	16	< 2	15,1	92	5	1160	212	3070
1963	0	—	< 3	23	2	22,4	232	29	1111	66	6583
1964	1	20	< 3	20	2	11,0	61	13	250	15	1076
1965	1	20	< 0,3	2,8	0	7,0	55	15	125	5	968
1966	8	940	0,3	2,3	0	4,5	45	5	63	4	93
1967	5	3.080	0,3	3,6	0	4,5	42	5	37	3	147
1968	6	7.060	0,4	3,5	0	4,1	30	4	139	8	366
1969	1	3.000	0,3	3,4	0	3,9	35	5	42	8	217
1970	9	8.000	—	—	0	3,8	49	—	—	—	—

\* Gesamt- $\beta$ -Aktivität oder Rest- $\beta$ -Aktivität ausschließlich Tritium

\*\* Angenäherte Werte

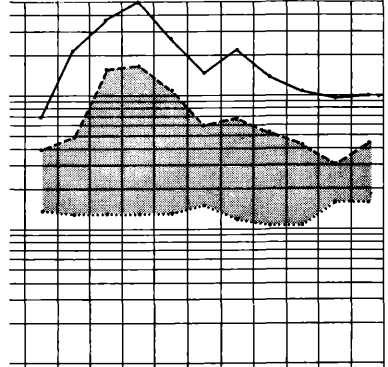
Abbildung 4

**AKTIVITÄTSKONZENTRATION** der  
bedeutendsten österreichischen  
Oberflächengewässer in pCi/l  
1960-1970

- Maximalwerte der Gesamt ( $\alpha+\beta$ )-Aktivität
- - - Mittelwerte der Gesamt ( $\alpha+\beta$ )-Aktivität
- Mittelwerte der K-40-Aktivität
- ▨ mittlere Restaktivität

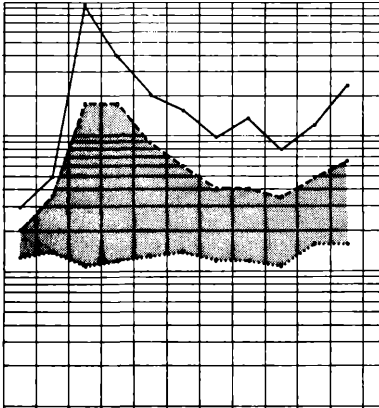
pCi/l  
40

**DONAU ENGELHARTSZELL**

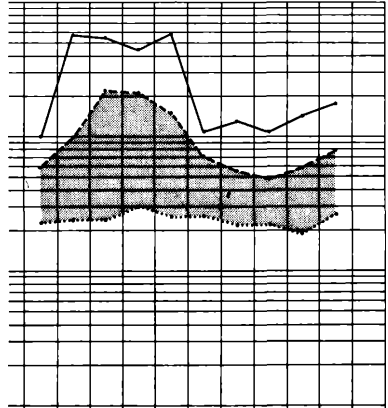


1  
0,8  
0,6  
0,4

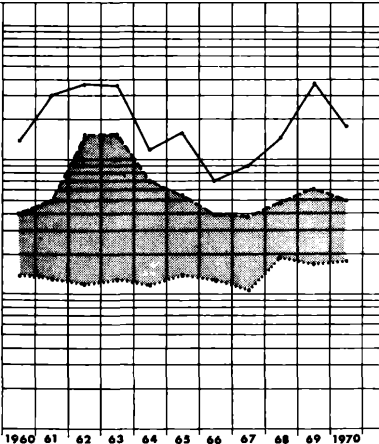
**DONAU WIEN (Reichsbrücke)**



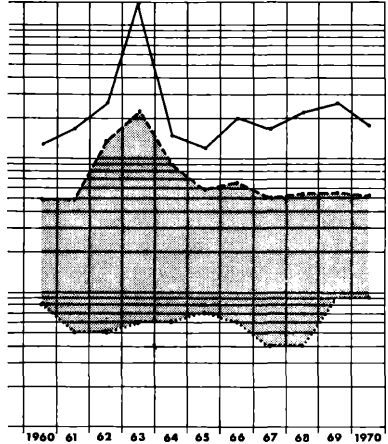
**DONAUKANAL WIEN (unterhalb des Hauptsammlers)**



**DONAU HAINBURG**



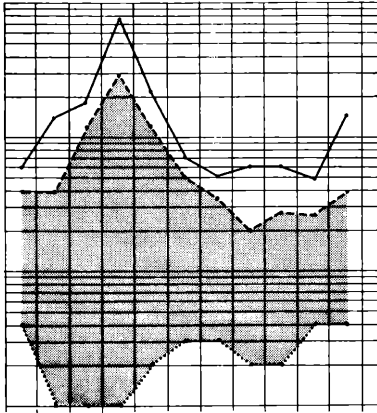
**SALZACH SALZBURG**



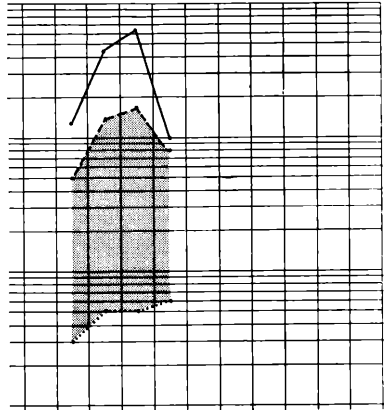
1960 61 62 63 64 65 66 67 68 69 1970

1960 61 62 63 64 65 66 67 68 69 1970

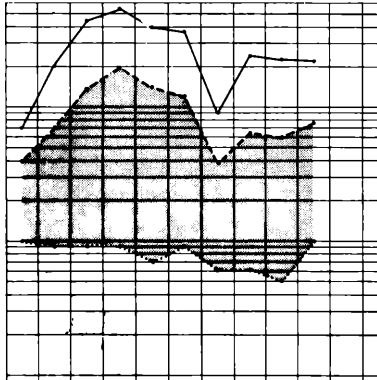
**FUSCHLSEE FUSCHL**



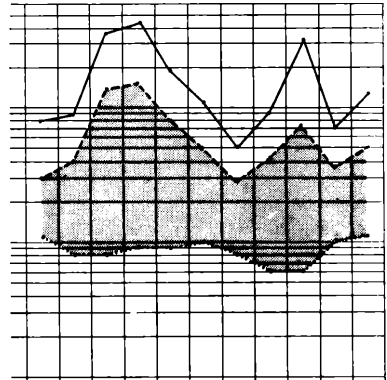
**GASTEINER ACHE BAD HOFGASTEIN**



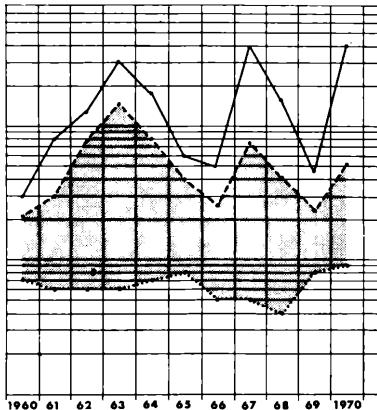
**INN KIRCHBIHL**



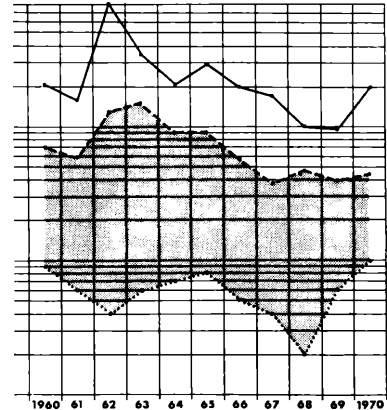
**INN SCHARDING**



**BODENSEE BREGENZ**



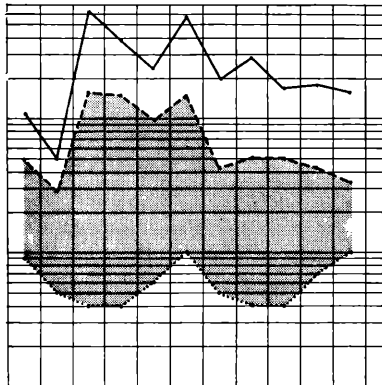
**RHEIN LUSTENAU**



1960 61 62 63 64 65 66 67 68 69 1970

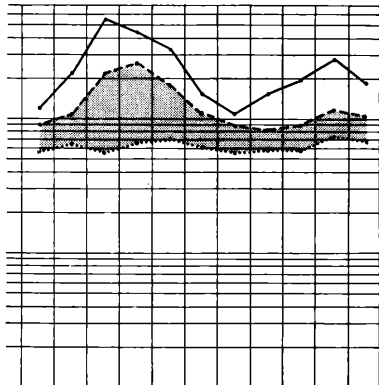
1960 61 62 63 64 65 66 67 68 69 1970

**ILL GISINGEN**

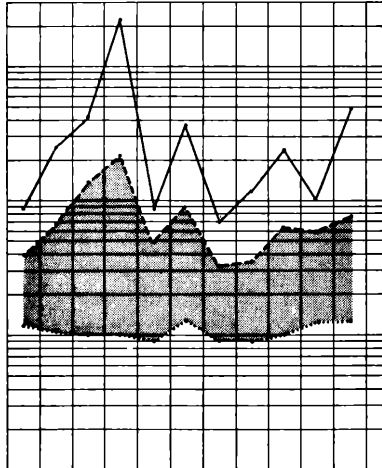


pCi/l  
60  
40

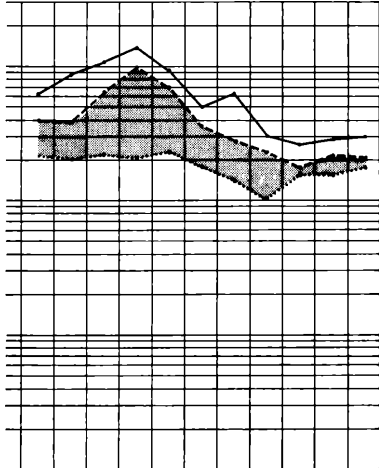
**MARCH ANGERN**



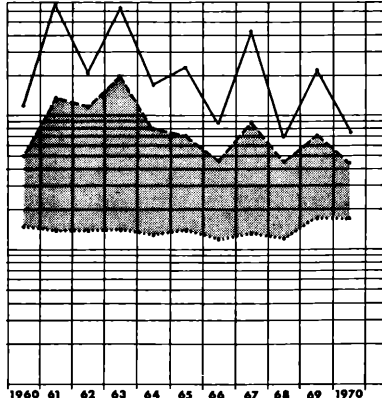
**LEITHA D. BRODERSDORF**



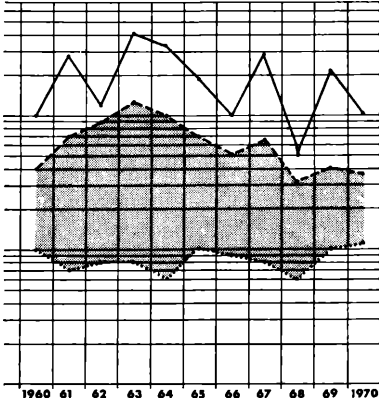
**NEUSIEDLER SEE NEUSIEDL**



**MUR LANDSCHA**



**DRAU NEUBRÜCKE**



1960 61 62 63 64 65 66 67 68 69 1970

1960 61 62 63 64 65 66 67 68 69 1970

Aus Abbildung 4 in Verbindung mit Tabelle 3, die eine Übersicht über die in verschiedenen österreichischen Wasservorkommen während der letzten zehn Jahre gemessenen Radioaktivitätskonzentrationen — ausschließlich Tritium — im Zusammenhang mit den atmosphärischen Kernwaffenversuchen gibt, erkennt man eindeutig einen Aktivitätsanstieg in den Oberflächengewässern als Folge der ausländischen Atombombentests und ebenso eine Aktivitätsabnahme parallel mit der Abnahme der Kernwaffenexplosionen hinsichtlich Zahl und Stärke. Wenn man als Beispiel etwa die Donau bei Wien / Reichsbrücke herausgreift, ergibt sich für die Jahresmittelwerte der Gesamt- $\beta$ -Aktivität ein Anstieg von 2,1 pCi/l im Jahre 1960 auf 18 pCi/l in den Jahren 1962 und 1963 und anschließend wieder ein Absinken bis auf 3,6 pCi/l für 1968; in den Jahren 1969 und 1970 stiegen die Mittelwerte ganz leicht bis auf 6,7 pCi/l an. Bildet man die Mittelwerte aus den einzelnen Jahresmitteln aller regelmäßig untersuchten österreichischen Oberflächengewässer (16 Entnahmestellen), so läßt sich noch ausgeprägter ein Ansteigen von 4,3 pCi/l im Jahre 1960 auf 22,4 pCi/l im Jahre 1963 und anschließend eine allmähliche Abnahme bis zu 3,8 pCi/l im Jahre 1970 beobachten. In der Donau bei Wien verzeichnete man die höchste Gesamt- $\beta$ -Aktivitätskonzentration von 92 pCi/l ausschließlich H-3 im Jahre 1962, in dem sowohl die Zahl der 77 bekanntgewordenen atmosphärischen Kernwaffenversuche als auch deren Stärke mit etwa 347.000 kt TNT ein Maximum erreichte. Der absolute Höchstwert von 233 pCi/l für die Gesamt- $\beta$ -Aktivität ausschließlich Tritium und von 232 pCi/l für die Rest- $\beta$ -Aktivität wurde 1963 in der Leitha bei Deutsch Brodersdorf gemessen. Zu diesem relativ hohen Aktivitätswert wäre anzuführen, daß vorübergehend wohl die Trinkwassertoleranz von 100 pCi/l laut ICRP (Tabelle 1) überschritten worden ist, daß aber Fluß- und Seewasser in unaufbereiteter Form nicht zur Trinkwasserversorgung herangezogen wird und außerdem kurzfristige Überschreitungen toleriert werden, um so mehr, da die gefährlichsten Radionuklide wie Ra-226, Ra-228 und Sr-90 nicht maßgeblich an der Aktivitätserhöhung beteiligt waren. Abbildung 4 läßt ferner erkennen, daß auch in der Oberflächenschicht (50 cm Tiefe) von Seewasser, auf die sich ja alle Meßwerte beziehen, beispielsweise im Bodensee und Fuschlsee, 1963 maximale Aktivitätskonzentrationen von 31 bzw. 76 pCi/l und Jahresmittelwerte bis zu 15 bzw. 29 pCi/l festgestellt wurden; in größeren Seetiefen nahmen die Aktivitäten rasch ab, und im Fuschlsee, der möglicherweise für die Trinkwasserversorgung von Salzburg herangezogen werden wird, lagen die höchsten Aktivitätswerte in der geplanten Entnahmetiefe von 40 m bei 15 pCi/l im Jahre 1963 und bei 20 pCi/l im Jahre 1964 (17). Das verzögerte Auftreten der Aktivitätsmaxima in den Gewässern im Anschluß an die Atombombenversuche ist mit der verzögerten Auswaschung der Spaltprodukte aus der Atmosphäre zu erklären.



Im Hinblick auf die Tritiumaktivitäten in Oberflächengewässern ist noch hinzuzufügen, daß sich die natürliche H-3-Aktivität nach Angaben des DVGW (14) zwischen 0,8 bis 10 pCi/l bewegt, nach den jüngsten Mitteilungen des Bundesministeriums für soziale Verwaltung in Österreich (9) aber für das Jahr 1969 bereits Werte zwischen 314 pCi/l (im Zicksee) und 1357 pCi/l im Mollnerbach bei Steyr registriert wurden. Tabelle 4 gestattet einen Vergleich zwischen den natürlichen Tritiumkonzentrationen in verschiedenen Wassertypen und den jüngst in Österreich ermittelten Tritiumwerten. SCHWIBACH (36) hat anlässlich eines 1968 gehaltenen Vortrages eine Vorausschau auf die zukünftige Belastung der Oberflächengewässer mit Tritium gebracht, die gerade wegen der Fortführung der atmosphärischen Kernwaffenversuche – wenn auch in geringer Zahl und Stärke – und wegen der wachsenden Zahl der Kernkraftwerke von größtem Interesse ist.

*Zisternenwasser*, das ebenfalls zu den Oberflächenwässern zählt, spiegelt in seinem Verhalten – gemäß seiner Entstehung – am deutlichsten den Verlauf der Niederschlagsaktivitäten wider. Infolge der fehlenden Verdünnung wirkt sich der Fallout hier besonders intensiv aus. Die Meßergebnisse an österreichischen Zisternenwässern (8, 9), die ebenfalls in Tabelle 3 dargestellt sind, demonstrieren eindeutig den durch die sowjetisch-amerikanischen Kernwaffentests von 1961/1962 ausgelösten Aktivitätsanstieg bis auf 1160 pCi/l im Jahre 1962 und auf 1111 pCi/l im Jahre 1963 (ohne H-3); 1960 lag der für Zisternenwasser ermittelte Höchstwert als Folge der Kernwaffenversuchsserien von 1957/58 noch bei 93 pCi/l und 1969 nur mehr bei 42 pCi/l. Diese Werte beweisen, daß die Aktivität im Zisternenwasser meist erheblich höher als jene von anderen Oberflächenwassertypen ist. Österreich befindet sich immerhin in der glücklichen Lage, nur in vereinzelt Fällen – vor allem in den nördlichen und südlichen Kalkalpen, wie etwa im Schneeberg- und Raxgebiet – auf Zisternenwasser zurückgreifen zu müssen.

*Regenwasser* weist natürlich am auffallendsten den Einfluß der Kernwaffenversuche auf, da es ja unmittelbar die Spaltprodukte aus der Atmosphäre auswäscht. Die Messungen, die in den Laboratorien des Bundesministeriums für soziale Verwaltung durchgeführt wurden (8, 9), haben im September 1961, also vor dem Einsetzen der Kernwaffentestserien von 1961/62 Gesamt- $\beta$ -Aktivitätskonzentrationen (ausschließlich Tritium) von 20 bis 45 pCi/l ergeben. Nach dem Einsetzen der Kernexplosionen stiegen die Aktivitätswerte rasch auf 1680 pCi/l im Jahre 1961, 3070 pCi/l im Jahre 1962 und 6583 pCi/l im Jahre 1963 an, um hierauf allmählich bis auf maximal 217 pCi/l im Jahre 1969 abzusinken. Als Faustregel gilt angenähert, daß die Aktivitätskonzentration in Oberflächenwässern etwa ein Hundertstel und jene der Zisternenwässer etwa ein Zehntel der Regenwasseraktivität beträgt; im Grundwasser findet

man allgemein noch weit geringere Aktivitätswerte als im Oberflächenwasser. Aus den angeführten Meßergebnissen ist zweifellos zu ersehen, daß Grundwasser — unter Voraussetzung eines guten Filter- und Ionenaustauschvermögens des Bodens — am besten vor Verunreinigungen geschützt und daher für die Trinkwasserversorgung am besten geeignet ist; rangmäßig folgen See- und Stauseewasser, wobei die Entnahmetiefe einen wesentlichen Einfluß ausübt, da die Aktivität zu den Zeiten der Grenzschichtbildung mit zunehmender Tiefe erfahrungsgemäß abnimmt. Flußwasser ist radioaktiven Verunreinigungen stark und Zisternenwasser am weitestgehenden ausgesetzt.

Tabelle 4

*Vergleich zwischen der natürlichen Tritiumkonzentration in verschiedenen Wasservorkommen und den in Österreich im Jahre 1969 gemessenen Werten in pCi/l*

Wasservorkommen	Natürliche H-3-Aktivität laut DVGW (14)	H-3-Aktivität in Österreich für 1969 (9)
Grundwasser	2 — 10	900 — 1100 *
Oberflächenwasser	0,8 — 10	314 — 1357
Regenwasser	10 — 20	195 — 1446

## 6. Aufbereitung von kontaminiertem Wasser

Falls der Gehalt radioaktiver Stoffe im Wasser die Toleranzkonzentration übersteigen sollte, dann müßten die nötigen Vorkehrungen zu deren Entfernung getroffen werden. Zunächst wäre festzustellen, welche Radioisotope vorhanden und wie hoch die entsprechenden Toleranzgrenzen sind. Hierauf könnte erst entschieden werden, welches Verfahren zur Dekontamination am zweckdienlichsten ist.

Derzeit liegen jedoch die Aktivitäten in den österreichischen Grund-, Quell- und Oberflächenwässern weit unter den laut ICRP (23) zulässigen Aktivitätskonzentrationen, eine Aufbereitung hat sich deshalb bisher erübrigt. Die einzigen, vom radiologischen Standpunkt gegenwärtig anscheinend gefährdeten

\* Leitungswasser Wien

Trinkwasserversorgungsanlagen stellen Zisternen dar, insbesondere deshalb, weil sie besonders bei Berghütten oft nur sehr primitiv ausgestaltet sind, teilweise bloß aus Auffangtonnen für Regenwasser bestehen und einer geeigneten Kiesfiltration entbehren. Doch bleibt der Genuß solchen Zisternenwassers für Hüttenbesucher meist auf sehr kurze Zeitspannen beschränkt, so daß tatsächlich keine Gefährdung vorliegt.

In der Schweiz hingegen, wo zahlreiche Gehöfte im Juragebiet ihren Wasserbedarf aus Zisternen decken müssen, kommt diesem Problem eine weit größere Bedeutung zu. Es sind daher eingehende Untersuchungen in dieser Richtung angestellt worden und man beobachtete, daß sich Juratorf infolge seines Ionensorptionsvermögens vorzüglich zur Entaktivierung von Zisternenwasser, speziell für Sr-90, eignet (6, 7).

Wegen der immerhin deutlich wahrnehmbaren und weltweit verbreiteten Falloutbelastung der Gewässer durch die Kernwaffenversuche und der zunehmenden Anwendung der Kernenergie vor allem in Kernkraftwerken sind in den letzten Jahren zahlreiche Versuche unternommen worden, um geeignete Dekontaminationsmethoden aufzufinden und zu entwickeln (27).

Da Radioisotope chemisch genauso wie die entsprechenden stabilen Isotope des gleichen Elementes reagieren, können bei nicht zu hohem Verunreinigungsgrad mit gutem Erfolg die konventionellen Wasseraufbereitungsmethoden wie Sandfiltration, Flockung und Kalk-Soda-Enthärtung zur Dekontamination angewandt werden. Der Wirkungsgrad dieser Methoden ist aber relativ gering. Zur Elimination radioaktiver Substanzen aus dem Wasser bedient man sich deshalb verschiedener Spezialverfahren wie etwa der Ionenaustauschmethode, chemischen Fällung, Phosphat-Koagulation, Tonaufschwemmung, Metallstaubaufschwemmung, Elektrodialyse und der Destillation. Welches Verfahren im Einzelfall am wirksamsten ist, hängt weitgehend von der Art, Konzentration, chemischen Form, Zusammensetzung vorhandener Radioisotope sowie von der Anwesenheit inaktiver Inhaltstoffe ab. Da alle angeführten Methoden in der Literatur (27) ausführlich beschrieben sind, beschränken sich die nachfolgenden Ausführungen auf das Prinzip, den Anwendungsbereich und Dekontaminierungsgrad.

Bei der *Filtration* durch Quarzsand werden gelöste Salze nicht zurückgehalten; wo die radioaktiven Substanzen aber an Partikelchen oder Flocken adsorbiert sind, können für Spaltprodukte je nach Alter und Art der Radionuklide Dekontaminierungsgrade zwischen 30 und 60 Prozent erreicht werden. Maßgebliche Faktoren sind die Filtergeschwindigkeit, der Korndurchmesser des Filtersandes sowie dessen Schichthöhe; die entnommene Aktivität wird dabei hauptsächlich in den obersten Filterschichten und der darüber befindlichen Schmutzdecke gebunden, wobei vermutlich biologische Prozesse mitspielen. Eine

alleinige Anwendung des Filtrationsprozesses liefert keine ausreichende Dekontaminationswirkung, als Vorreinigung und in Kombination mit anderen Methoden erzielt man damit gute Erfolge.

Die *Flockung*, bzw. *Koagulation* oder *Adsorptionsfällung*, mit nachfolgender Dekantierung und Sandfiltration zählt ebenfalls zu den physikalischen Methoden und wird häufig in Wasserwerken zur Aufbereitung von Oberflächenwasser durchgeführt. Als Flockungsmittel setzt man dem Wasser vorwiegend Aluminium- oder Eisensalze zu, die sich zu Hydroxiden umformen und im geeigneten pH-Bereich grobflockige Niederschläge bilden; der grobflockige Niederschlag vermag vor allem feinst verteilte radioaktive Verunreinigungen – auch hoher spezifischer Aktivität – einzuschließen oder an der großen Oberfläche bis zu 98 Prozent (P-32) zu adsorbieren und kann hierauf als Fällschlamm abgelassen werden.

Die *chemische Fällung*, die in den USA häufig in Form einer Kalk-Fällung oder Kalk-Soda-Enthärtung angewendet wird, eignet sich zur Dekontamination ionogen gelöster Stoffe, insbesondere, wenn das zu entfernende Radionuklid bekannt ist. Metallionen werden meist als Metallhydroxid ausgefällt. Bei der Kalk-Fällung wird durch Zusatz von Kalk hauptsächlich Radiocalcium gemeinsam mit inaktivem Calcium wie auch die chemisch verwandten Elemente Barium und vor allem Strontium-90 als unlöslicher Niederschlag bis zu 99,7 Prozent entfernt.

Eine besonders wirksame Beseitigung radioaktiver Stoffe gewährleisten *Ionenaustauscher*, wobei die Radionuklide in gelöster oder kolloidaler Form vorliegen können. Ionenaustauscher bestehen im allgemeinen aus Polymerisationsharzen, unlöslichen synthetischen hochmolekularen Harzen, die dem durchfließenden Wasser die radioaktiven Ionen entziehen, indem sie diese unter Abgabe der gleichen Menge an eigenen, inaktiven OH- bzw. H<sup>+</sup>-Ionen austauschen. Die Eigenschaft des Ionenaustauschvermögens zeigen auch viele Naturstoffe wie natürliche Erdböden, Tone, Lignin, Kohle und der bereits erwähnte Juratorf. Alle diese Stoffe sind an sich neutral und unlöslich, besitzen aber die Fähigkeit, eigene Wasserstoffionen oder Hydroxylionen gegen fremde, gleichgeladene auszuwechseln zu können. Sobald der Ionenaustauscher gesättigt ist, also alle seine zur Verfügung stehenden Wasserstoffionen und Hydroxylionen aufgebraucht sind, muß er wieder mittels Säuren oder Laugen regeneriert werden. Zur Anwendung kommen Kationenaustauscher, Anionenaustauscher wie auch Mischbettaustauscher, die sich bezüglich Dekontaminationswirkung stark unterscheiden. Bei Kationenaustauschern allein kann man Dekontaminierungsgrade bis zu 99 Prozent wie etwa bei Sr-90 erreichen, mit Mischbettaustauschern läßt sich die Aktivität je nach Radionuklid um den Faktor  $10^2 - 10^4$  vermindern. Die hohen Kosten dieses Verfahrens schränken jedoch die Anwendung von

Ionenaustauschern auf kleinere Wassermengen wie etwa die Dekontamination von Betriebsabwasser oder in Katastrophenfällen die Dekontamination von Trinkwasser ein.

Auch die *Phosphatfällung*, die durch Zusatz von Trinatriumphosphat und Kalk erfolgt, bewirkt einen relativ hohen Dekontaminierungsgrad, der je nach pH-Wert bei Erdalkalien wie beispielsweise Sr-90 bis zu 95 Prozent, unter Umständen auch bis zu 99,9 Prozent betragen kann. Für große Wassermengen, wie sie bei der öffentlichen Zentralwasserversorgung anfallen, ist diese Methode jedoch zu unwirtschaftlich und man bedient sich ihrer meist nur im Anschluß an eine vorangegangene Flockung.

Bei der *Elektrodialyse* handelt es sich um ein Spezialverfahren, das sich dann gut bewährt, wenn hohe Salzkonzentrationen, aber nicht zu hohe spezifische Aktivitäten und keine kolloidalen Verbindungen vorliegen. Großtechnisch verwendet man diese Methode zur Entsalzung von Meer- und Brackwasser und eventuell zur Regenerierung von Ionenaustauscherharzen. Das Prinzip beruht auf der elektrochemischen Entionisierung bzw. Entsalzung von Wasser, wobei selektiv ionenaustauschende und ionendurchlässige Membranen benützt werden und der elektrische Strom den Transport der Ionen übernimmt; der Dekontaminations- bzw. Entaktivierungsfaktor kann bis zu  $10^5$  betragen.

Durch Anwendung von *Metallstaub-* und *Tonaufschwemmungen* ebenso wie durch Zugabe von pulverisierter *Aktivkohle* können infolge der Adsorptionswirkung dieser Materialien teilweise bis zu 90 Prozent der verschiedensten Radionuklide aus dem Wasser entfernt werden. Für die Aufbereitung großer Wassermengen kommt diese Methode wegen der hohen Dosiermenge und des entstehenden großen Schlammvolumens kaum in Betracht.

Die universellste und wirkungsvollste unter allen Aufbereitungsmethoden ist die *Destillation* oder *Verdampfung*. Sie ist weitestgehend unabhängig von der Form, in der die Radionuklide im Wasser vorliegen und gewährt eine nahezu völlige Trennung des Wassers von den darin enthaltenen Substanzen. Allein Tritium kann weder mittels Destillation noch durch eine der angeführten Methoden aus dem Wasser beseitigt werden und auch die Verdampfung flüchtiger radioaktiver Stoffe erfordert zusätzliche Maßnahmen. Mit der Destillation erreicht man die höchsten Dekontaminationsfaktoren im Bereich von  $10^3 - 10^6$ . Den einzigen Nachteil bilden die relativ hohen Kosten, weshalb diese Methode meist nur im kleinen Maßstab wie beispielsweise bei der Aufbereitung hochaktiver Betriebsabwässer Verwendung findet. Abschließend wäre zu erwähnen, daß sich in der Praxis oftmals eine geeignete Kombination der einzelnen Verfahren als erforderlich und sehr wirtschaftlich erweist und auf diese Art eine nahezu hundertprozentige Entfernung radioaktiver Substanzen aus dem Wasser zu erzielen ist.

## 7. Aufrechterhaltung der Wasserversorgung in Notstandssituationen

Eine Dekontamination im großen Maßstab wie etwa in zentralen Wasserversorgungsanlagen, vor allem die gleichzeitige Entfernung aller radioaktiven Verunreinigungen aus dem Wasser mit Ausnahme von Tritium, ist mit den genannten Aufbereitungsverfahren prinzipiell möglich, aus wirtschaftlichen Gründen aber praktisch undurchführbar. Daraus resultiert als wichtigste Forderung die möglichste Vermeidung einer Kontamination des Trinkwassers. Dies erwirkt man am besten dadurch, daß bereits an der Stelle des Anfalles radioaktiven Materials, etwa der Betriebsabwässer in Reaktoranlagen, eine umfassende Aufbereitung und einwandfreie Elimination der radioaktiven Abfälle erfolgt. Gegen hohe Falloutaktivitäten und nukleare Katastrophenfälle bieten Wasserversorgungen, die auf Grund ihrer Art und Herkunft am wenigsten äußeren Einflüssen ausgesetzt sind, den besten Schutz. Im Falle einer starken Kontamination bildet daher Grundwasser mit genügend tiefem Grundwasserspiegel die beste Reserve an unverseuchtem Wasser. Aus diesem Grunde ist die Sicherstellung ausreichender Grundwasservorräte vor allem in dichtgeballten Siedlungsgebieten – und zwar mindestens zwei Liter pro Kopf und Tag – unerlässlich. Darüber hinaus sollte man für den Notfall den Bestand der verfügbaren Einzelbrunnen erfassen, diese laufend überprüfen, die einwandfreie Wasserentnahme auch im Falle vorhandener zentraler Wasserversorgungsanlagen sichern und keinesfalls solche Brunnen dem Verfall preisgeben, denn gerade sie vermögen im Katastrophenfall einwandfreies Wasser zu spenden. Wasserversorgungsanlagen und Wasserleitungsnetze können ebenso wie Quellstuben und Pumpwerke durch geeignete bauliche Maßnahmen bis zu einem gewissen Grade geschützt werden. An dieser Stelle möge nochmals betont werden, daß kurzzeitige Überschreitungen der zulässigen Aktivitätskonzentration im Wasser, auch um mehrere Zehnerpotenzen, keine direkte Gefährdung bedeuten, da die Toleranzwerte auf Grund einer Dauerbelastung erstellt wurden.

Sollte in Katastrophenfällen oder in einem möglichen Kriegsfall die Verstrahlung des Trinkwassers Formen annehmen, die zur Sperrung der allgemeinen Trinkwasserversorgung führt, dann müßte eine Notstandsversorgung mit mobilen Anlagen eingeleitet werden. Transportable Aufbereitungsanlagen für den A-B-C-Fall (atomare, biologische und chemische starke Verunreinigung) wurden in Deutschland bereits mehrfach entwickelt, vor allem von den Firmen BERKEFELD und SEITZ (29, 30, 32, 38). Diese fahrbaren Anlagen bedienen sich vorwiegend des Ionenaustauschverfahrens mit Mischbett-austauschern im Anschluß an eine vorangegangene mechanische Reinigung und

Entkeimung. Aus ökonomischen Gründen wird bei Geräten mittlerer und großer Leistung das Wasser mit Fällungs- und Flockungsmitteln vorbehandelt; damit lassen sich Dekontaminationsfaktoren bis zu 10.000 erreichen. Dem durch Ionenaustausch entsalzten Wasser müssen vor Gebrauch die physiologisch wichtigsten Nährsalze wieder zugesetzt werden. Derzeit stehen für Notstandssituationen Aufbereitungsanlagen verschiedenster Größenordnung und Stundenleistung zur Verfügung. Einfache Hauswasserfiltergeräte mit einer Leistung von 5 l/h bis maximal 100 l/h besitzen auswechselbare Filter- und Dekontaminationspatronen und sind relativ leicht zu bedienen.

Neben einer großen Anzahl von Wasseraufbereitungsanlagen mit Stundenleistungen von 200 bis 25.000 l/h gibt es schließlich Großtrinkwasserbereiter, die vornehmlich zur Wasserversorgung bei Ausfall regionaler oder zentraler Wasserwerke bestimmt sind und eine Stundenleistung bis zu 80.000 l/h aufweisen.

## 8. Zusammenfassung

Die vorliegende Studie gibt zunächst einen Überblick über die Bedeutung des Wassers, die Herkunft der radioaktiven Verunreinigungen im Wasser und die damit verbundenen Gefahren für die Menschheit. Besondere Beachtung ist den maximal zulässigen Aktivitätskonzentrationen im Wasser gewidmet. Die verschiedenen Arten der Trinkwasserversorgung und deren Anfälligkeit gegenüber einer radioaktiven Verseuchung werden generell erörtert. Da Österreich seinen Trinkwasserbedarf derzeit noch zu 99 Prozent aus Grund- und Quellwasserreserven decken kann, wird der Versuch unternommen, eine allgemeine Übersicht über die österreichischen Grund- und Quellwasserverhältnisse zu geben. Anschließend folgt eine Besprechung der in Österreich während der Zeitspanne 1960 bis 1970 gewonnenen Meßergebnisse über die Radioaktivität im Grundwasser, Oberflächenwasser und Regenwasser. Es werden die eindeutigen Beeinflussungen vor allem durch die ausländischen atmosphärischen Kernwaffenversuche und die damit zusammenhängenden Aktivitätserhöhungen aufgezeigt, die sich am stärksten im Regenwasser auswirken und eine abnehmende Tendenz in Richtung Zisternenwasser, Oberflächenwasser, Grund- und Quellwasser aufweisen. So wurden in Österreich für Trinkwasser, das praktisch völlig aus Grund- und Quellwasservorräten entnommen wird, überragend Gesamt- $\beta$ -Aktivitätskonzentrationen unter 5 pCi/l (ausschließlich H-3), entsprechend der natürlichen Radioaktivität, ermittelt; nur vereinzelt, vor allem im Quellwasser des kluftigen Kalkgesteins des Untersberges konnten von 1962 bis 1964 leicht erhöhte Aktivitätswerte bis zu 23 pCi/l nachgewiesen

werden. Auch in den Oberflächenwässern traten zur Zeit der intensivsten Kernwaffenversuchsserien oder kurz darauf Höchstwerte bezüglich Gesamt- und Rest- $\beta$ -Aktivität auf; diese reichten im Mittel von 4,3 pCi/l (ohne H-3) im Jahre 1960 bis 22,4 pCi/l im Jahre 1963, um anschließend wieder bis auf 3,8 pCi/l im Jahre 1970 abzufallen. Für Oberflächenwässer wurde das absolute Maximum von 232 pCi/l ebenfalls 1963 festgestellt. In Zisternengewässern waren 1962 und 1963 Höchstwerte von 1160 und 1111 pCi/l zu beobachten und auch im Regenwasser registrierte man 1963 einen Maximalwert von 6583 pCi/l für die Gesamt- $\beta$ -Aktivität ohne Tritium.

Eine wachsende Bedeutung kommt ferner der vor allem aus Atombombentests, zum geringen Teil aber auch aus Kernkraftwerken herrührenden Tritiumaktivität in den Gewässern zu, die nach österreichischen Ergebnissen 1969 im Wiener Trinkwasser Werte von 900 bis 1100 pCi/l, im Oberflächenwasser Werte bis zu 1357 pCi/l und im Regenwasser maximal 1446 pCi/l erreichte. Zuletzt werden noch die verschiedenen Möglichkeiten zur Aufbereitung von kontaminiertem Wasser nach Prinzip, Anwendungsbereich und Wirkungsgrad diskutiert und speziell das Problem der Aufrechterhaltung der Wasserversorgung in Notstandssituationen behandelt.

#### LITERATUR

- (1) ARNBERGER, E. (1962): Kartenbeilage zu: Die natürlichen Grundlagen und die Struktur der Landschaft Österreichs, Berichte zur deutschen Landeskunde, Bd. 68, H. 2.
- (2) Bundesanstalt für Wasserbiologie und Abwasserforschung (1969): Gutachten über die gütemäßige Beschaffenheit der Grundwässer, Oberflächengewässer und Abwässer im Gefährdungsbereich des Forschungsreaktors der österr. Studiengesellschaft für Atomenergie in Seibersdorf, 4. Teil, Wien.
- (3) — (1970): Gutachten über die gütemäßige Beschaffenheit der Grundwässer, Oberflächengewässer und Abwässer im Gefährdungsbereich des Forschungsreaktors der österr. Studiengesellschaft für Atomenergie in Seibersdorf, 5. Teil, Wien.
- (4) — (1970): Radiologisches Gutachten über die Gewässer und Abwässer im Gefahrenbereich des Forschungsreaktors der österreichischen Hochschulen in Wien/Prater für den Zeitraum 1968 bis 1969, Wien.
- (5) — (1970): Radiologisches Gutachten über die Gewässer und Abwässer im Gefahrenbereich des Forschungsreaktors der österreichischen Hochschulen in Wien/Prater für den Zeitraum 1970, Wien, in Bearbeitung.
- (6) BEZZEGH-GALANTAI, M. M. (1964): Probleme radioaktiven Trinkwassers in Zisternen und deren Lösung, Informationsblatt Nr. 10, Föderation Europäischer Gewässerschutz, Zürich.



- (7) – (1970): Dekontaminierung von radioaktiv verseuchtem Wasser mit Torffiltern, Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie, Vol. 32, Fasc. 1, Birkhäuser Verlag, Basel.
- (8) Bundesministerium für soziale Verwaltung (1961, 1963): Radioaktivitätsmessungen in Österreich, 1., 2. und 3. Jahresbericht, Mitteilungen der österr. Sanitätsverwaltung, 62. Jg., H. 12, 1961, 64. Jg., H. 2, 1963, 64. Jg., H. 12, 1963, Wien.
- (9) – (1964–1970): Radioaktivitätsmessungen in Österreich, 4. bis 10. Jahresbericht, Wien.
- (10) BRIX, J. et al. (1963): Die Wasserversorgung, R. Oldenbourg Verlag, München-Wien.
- (11) BROWN, R. E., PARKER, H. M., SMITH, J. M. (1956): Die Ableitung radioaktiven Abwassers in den Boden, Radioaktive Substanzen und Wasser, 150–156, Genfer Konf., Dok A/Conf. 8/P/565, R. Oldenbourg Verlag, München.
- (12) DEMMIG, F. et al. (1961): Kernexplosionen und ihre Wirkungen, Fischer-Bücherei, Frankfurt/Main.
- (13) DOSCH, F. (1956): Färbeversuch Hochsneeberg 1955, Gas, Wasser, Wärme, 10. Bd., 1. und 2. Heft, Wien.
- (14) DVGW Regelwerk (1969): Trinkwasserversorgung und Radioaktivität, Arbeitsblatt W 805, DK 628.192 539.16, Frankfurt/Main.
- (15) FINK, J. (1968): Geologischer Aufbau, aus: Kennst Du Österreich?, Österreichischer Bundesverlag, Wien.
- (16) – (1970): Österreichs Böden im Spiegel der bodenbildenden Faktoren, Geological Institute, Technical and Economical Bulletins, Serie C, No. 18, Bukarest.
- (17) FRANTZ, A. (1966): Der Fallout und die natürliche Radioaktivität im Fuschlsee während des Zeitraumes 1960–1966 und die diesbezügliche Eignung des Sees zur Trinkwasserversorgung, Schriftenreihe: Wasser und Abwasser, Bd. 1966, 34–61, Verlag Winkler, Wien.
- (18) – (1967): Die Radioaktivität in der österreichischen Donau, Archiv für Hydrobiologie, Suppl. Bd. XXX (Donauforschung II), 4, 340–363, Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- (19) – (1968): Die österreichischen Kernreaktoren und ihre bisherige Auswirkung auf Grund- und Oberflächengewässer, Wasser und Abwasser, 121–140, Wien.
- (20) GRÜMM, H. (1967): Die Sicherheit von Kernkraftwerken, Elektrotechnik und Maschinenbau, Wien.
- (21) HABRER, K. (1969): Radionuklide im Wasser, Thiemig-Taschenbücher, München.
- (22) IAEA (1965): Radioactive Waste Disposal into the Ground, Safety Series No. 15, 76–86.
- (23) ICRP-Publ. 6 (1962): Report of Committee II on Permissible Dose for Internal Radiation, Pergamon Press, London.
- (24) JAEGER, R. G. (1959): Dosimetrie und Strahlenschutz, G. Thieme-Verlag, Stuttgart.
- (25) JAEGER, Th. (1960): Grundzüge der Strahlenschutztechnik, Springer-Verlag, Berlin.

- (26) KNOOP, E., SCHROEDER, D. (1958): Der Strontium-90-Gehalt einiger Böden Schleswig-Holsteins, *Naturwissenschaften*, 45, 436.
- (27) KRAWCZYNSKI, S. J. B. (1967): Radioaktive Abfälle, Thiemig-Taschenbücher, München.
- (28) MAWSON, C. A. (1956): Die Ableitung radioaktiver Abfälle in den Boden, Radioaktive Substanzen und Wasser, 157–161, Genfer Konf., Dok. A/Conf. 8/P/12, Verlag R. Oldenbourg, München.
- (29) MEHLS, K. F. H. (1961): Die Dekontaminierung mit ortsbeweglichen Trinkwasserbereitern im Rahmen eines Notstandes, Gas- und Wasserfach, 102. Jg.
- (30) – (1962): Besondere Erfordernisse der Trinkwasserbereitung bei überregionalen Notständen, *Vom Wasser*, XXIX. Bd., 32–57, Verlag Chemie GmbH, Weilheim.
- (31) PERTSOV, L. A. (1964): The Natural Radioactivity of the Biosphere, *Atomic Data*, Moskau.
- (32) REINHARDT, E. (1963): Trinkwassergewinnung aus verseuchten, vergifteten und radioaktiv verunreinigten Wässern, *Das Rote Kreuz*, H. 1, Österr. Gesellschaft vom Roten Kreuz.
- (33) RUF, M. (1970): Die radioaktive Abfallbeseitigung aus Atomreaktoren in die menschliche Umwelt mit besonderer Berücksichtigung der Gewässer, Beiheft 11 zum *Zentralblatt für Veterinärmedizin*, 167–180, Berlin.
- (34) SCHOKLITSCH, A. (1950): *Handbuch des Wasserbaues I*, Springer Verlag, Wien.
- (35) SCHULZE, W. W. F., HABERER, K. (1966): Das Verhalten von Radionukliden im Boden, eine Literaturstudie, *Jahrbuch vom Wasser*, 1965, Bd. 32, 69–127.
- (36) SCHWIBACH, J. (1968): Vorausschau auf die zukünftige Belastung der Oberflächengewässer mit Tritium, Vortrag auf der Sitzung der DVGW/VGW/ATV/FW-Kommission: Radioaktive Substanzen und Wasser, am 2. 12. 1968, Hamburg.
- (37) THIENEMANN, A. (1955): *Die Binnengewässer in Natur und Kultur*, Springer Verlag, Wien.
- (38) WEILER, H. C. (1967): Der Einsatz von beweglichen Trinkwasser-Aufbereitungsanlagen in der Praxis, *Zivilschutz*, H. 9 und 10, 31. Jg., Bonn.
- (39) WHO (1970): *European Standards for Drinking-Water*, 2. Ausgabe, Genf.

Anschrift des Verfassers: Ob.-Rat Dr. Anny FRANTZ, Leiterin der Abteilung Radiologie, Bundesanstalt für Wasserbiologie und Abwasserforschung, Schiffmühlensstraße 120, A-1223 Wien.

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Wasser und Abwasser](#)

Jahr/Year: 1970

Band/Volume: [1970](#)

Autor(en)/Author(s): Frantz Anny

Artikel/Article: [Studie über die Radioaktivität im Wasser unter besonderer Berücksichtigung österreichischer Verhältnisse Gefahren und Möglichkeiten zur Aufrechterhaltung der Wasserversorgung 9-42](#)