© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

Die Radioaktivität der Oberflächengewässer und des Grundwassers in der Umgebung des Forschungsreaktors in Seibersdorf, Niederösterreich

A. Frantz

Vorwort

Der Betrieb eines Reaktors bringt unausweichlich den Anfall einer Reihe von gasförmigen, flüssigen und festen radioaktiven Abfallstoffen mit sich, die je nach der Größe und Leistung der Anlage in reichlicherem oder geringerem Maße auftreten.

Zu den wesentlichen Aufgaben solcher Reaktorbetriebe zählen die Beseitigung und Unschädlichmachung dieses Atommülls (1), die jedoch von dessen Herkunft und Eigenschaften abhängen.

Üblicherweise werden hochaktive Abwässer — eventuell nach weiterer Konzentrierung in Destillationsanlagen — in Polyäthylengefäßen an geeigneten und sicheren Stellen gelagert; hiebei klingt infolge des radioaktiven Zerfalls die Aktivität je nach Langlebigkeit der Radioisotope allmählich ab. Eine ähnliche Lagerung, nämlich in rostfreien Stahltonnen, erfahren feste radioaktive Stoffe. Aktiven Schlamm versetzt man oft mit Zement oder anderen Bindemitteln und bewahrt ihn dann in Form von Ziegeln auf. Radioaktive Abgase dagegen leitet man über entsprechende Filter, welche die aktiven Teilchen zurückhalten. Die Filter werden hierauf direkt oder aber nach Verbrennung deren Glührückstände, welche die Aktivität konzentriert enthalten, wie feste Abfallstoffe weiter behandelt.

Abwässer mittlerer Aktivität werden besonders in den Vereinigten Staaten von Amerika, beispielsweise im Bereich des Hanford-Reaktors (2), bevorzugt in den Untergrund versickert, wobei selbstverständlich

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

die geologischen und hydrologischen Verhältnisse eine wichtige Rolle spielen. Für „laue Abwässer" mit einer maximalen Aktivitätskonzentration von 10^6 pCi/l, die in großen Mengen anfallen, wäre jedoch sowohl eine Lagerung als auch eine Dekontamination bis auf den natürlichen Strahlungspegel der Gewässer wirtschaftlich untragbar, obwohl prinzipiell genügend Entaktivierungsverfahren, wie Ionenaustausch, Destillation, Fällung, Flockung, Elektrodialyse usw., zur Verfügung stehen.

Es wird deshalb seitens der Behörde in Abhängigkeit von der Besiedlungsdichte im Gefährdungsbereich einer Reaktoranlage und entsprechend der durchschnittlichen oder niedrigsten Wasserführung im Vorfluter eine direkte Einleitung schwach radioaktiver Abwässer, unter besonderer Berücksichtigung der gefährlichsten Isotope (Ra-226, Sr-90), soferne sie eine bestimmte Radioaktivitätskonzentration nicht überschreiten, in Oberflächengewässer gestattet.

Eine der Radioaktivität innewohnende Eigenschaft ist es aber, daß sie durch keinerlei äußere Einflüsse, welcher Art immer, vernichtet werden kann; allein die natürliche und für jedes Isotop charakteristische Zerfallsgeschwindigkeit verursacht ihre mehr oder weniger rasche Abnahme. Langlebige Radioisotope stellen daher wegen der andauernden Aussendung von Alpha-, Beta- oder Gammastrahlung für den Menschen eine mögliche Gefahrenquelle dar.

Bringt man radioaktives Material in Oberflächengewässer ein, so wird ein hoher Prozentsatz davon in Wasserpflanzen und Wassertieren aber auch in Sedimenten und Schlämmen aufgenommen und angereichert. Durch die Trink- und Brauchwasserversorgung aus solchen Gewässern oder als Folge des Nährstoffkreislaufes kann die Aktivität von den niederen in höhere Wasserorganismen, in Fische und schließlich in den menschlichen Körper gelangen.

Die internationale Strahlenschutzkommission (3) hat für jedes Radioisotop entsprechend seiner Gefährlichkeit, die sich aus der Halbwertszeit, der biologischen Verweildauer im Organismus und den Strahlungseigenschaften ergibt, gleichzeitig aber auch für ein unbekanntes Gemisch von Alpha-, Beta- und Gammastrahlern die maximal zulässige Konzentration im Wasser festgelegt, so daß nach den bisherigen Erfahrungen bei täglichem Genuß solchen Wassers keine genetischen und somatischen Schäden zu erwarten sind.

Die laufende Kontrolle der Oberflächengewässer wie auch des Grundwassers im weiteren Bereich eines Reaktors, wo die Gefahr einer

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

radioaktiven Verseuchung besteht, ist im Interesse und zum Schutz der Gesamtbevölkerung dringend erforderlich. Mit dieser Aufgabe wurde für den Bereich des Reaktorgeländes von Seibersdorf die Bundesanstalt für Wasserbiologie und Abwasserforschung betraut.

Das Reaktorzentrum Seibersdorf und seine Umgebung

Bei der Wahl des Standortes einer Reaktoranlage sollten vor allem die geologischen und hydrologischen Verhältnisse des Gebietes berücksichtigt werden (4). Ideale Voraussetzungen sind gegeben, wenn die Bodenart bzw. der Untergrund relativ undurchlässig ist, ein gutes Rückhalte- und Ionenaustauschvermögen besitzt, ferner der Grundwasserspiegel tief gelegen und die Fließgeschwindigkeit des Grundwassers gering ist. Damit wird bei Versickerung radioaktiven Abwassers, ob gewollt oder unvorhergesehen, eine schädigende Beeinflussung des Grundwassers, nämlich eine radioaktive Verunreinigung, von vornherein weitgehend ausgeschaltet; denn die Radioisotope würden bereits auf ihrem Weg von den Bodenpartikelchen gebunden, ohne das Grundwasser zu erreichen. Falls sie aber doch mit dem Grundwasser in Berührung kämen, ermöglichte eine langsame Fließgeschwindigkeit genügend Kontakt mit dem umgebenden Bodenmaterial und damit durch Ionenaustausch, chemische Prozesse oder Adsorption ein Übertreten der Radioaktivität aus dem Wasser in den Untergrund, wo gleichsam eine Speicherung stattfindet.

Das ausreichende Vorhandensein von Oberflächenwasser garantiert die sichere Versorgung mit Brauchwasser für Landwirtschaft und Fabriksanlagen in der Umgebung des Reaktorzentrums. Deshalb muß die Reinhaltung gewährleistet sein. Bei großer Wasserführung im Vorfluter wird das Verdünnungsverhältnis für eingeleitetes Abwasser am günstigsten, und die Forderungen in bezug auf Vorreinigung können möglichst milde gehalten werden, speziell dann, wenn die Besiedlung längs des Vorfluters unterhalb der Abwassereinleitung möglichst dünn ist.

Tatsächlich sind die geologischen und die hydrologischen Verhältnisse für das Reaktorzentrum Seibersdorf nicht ganz so vorteilhaft. Das Reaktorgelände befindet sich ca. 28 km südöstlich von Wien in Niederösterreich, eingebettet in der Ebene zwischen den Flüssen Leitha und Fischa, am Rande der Mitterndorfer Senke im Gebiet des Grund-

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

wasserbegleitstromes der Leitha, der mit dem Grundwasserstrom der Mitterndorfer Senke in Verbindung steht und ferner am Rande der Roking-Felder mit dem Goldberg. Die Richtung der Grundwasserströmung wurde vom Hydrographischen Dienst auf Grund von Messungen in zahlreichen Brunnen und Sonden bestimmt, die teilweise auch für Radioaktivitätsmessungen verwendet werden (Abb. 1). Die Mitterndorfer Senke selbst umfaßt einen mächtigen Grundwasserstromleiter bis zu etwa 150 m Tiefe, der aus alluvialem Schotter besteht und in dem die Fließgeschwindigkeit daher relativ hoch ist und oberflächlich einige Meter pro Tag beträgt. Dieser Grundwasserstrom ist es auch, der nach den Plänen der Stadt Wien für eine Wasserversorgung der Bundeshauptstadt herangezogen werden soll. Parallel und in enger Verbindung zu ihm zieht sich der Flußlauf der Fischa hin.

Zwischen der Mitterndorfer Senke und Leitha ist nun von Nordosten her ein unterirdischer Höhenrücken — die sogenannten Roking-Felder — eingelagert, der bis zum Reaktorgelände reicht und aus undurchlässigen tertiären Tonen aufgebaut ist. Letztere sind aber ihrerseits von wasserdurchlässigen Feinsandbändern und Feinsandschichten durchzogen, in denen sich das Grundwasser allerdings mit nur sehr geringer Geschwindigkeit, etwa einigen Zentimetern pro Tag, fortbewegen kann, daher in ihnen seinen Chemismus ändert und an den Träger anpaßt. Durch die Einlagerung der Roking-Felder wird die Situation etwas verwickelt; ein Teil des Grundwassers wird abgelenkt und strömt von Südwest nach Nordost westlich am Goldberg vorbei; andererseits bewegt es sich in östlicher Richtung vom Goldberg parallel zur Leitha fort, wo der alluviale Schotter über den tertiären Tonschichten aber nur Tiefen bis ca. 8 m erreicht. Dieser Grundwasserstrom wird durch Übertrittwasser aus der Mitterndorfer Senke, das sowohl durch die Feinsandbänder als auch durch die dünnen Schotterschichten knapp über dem undurchlässigen Ton der Roking-Felder in Richtung Leitha abfließt, angereichert.

Innerhalb des Reaktorgeländes selbst wurden fünf Brunnen bzw. Grundwassersonden angelegt, die über die Geologie und Hydrologie Auskunft geben; sie lassen erkennen, daß man zwischen einem oberflächennahen Bereich mit einem grundwasserführenden Schotterkörper von 2 bis 3 m Tiefe, der auf undurchlässigem Ton ruht und einer zweiten wasserführenden feinsandigen Schicht in ca. 13 bis 20 m Tiefe, also einem zweiten Grundwasserhorizont aus dem Tertiär, unterscheiden muß. Dazwischen sind lokal begrenzte Lehmlinsen wie auch Schwimmsande eingelagert.

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

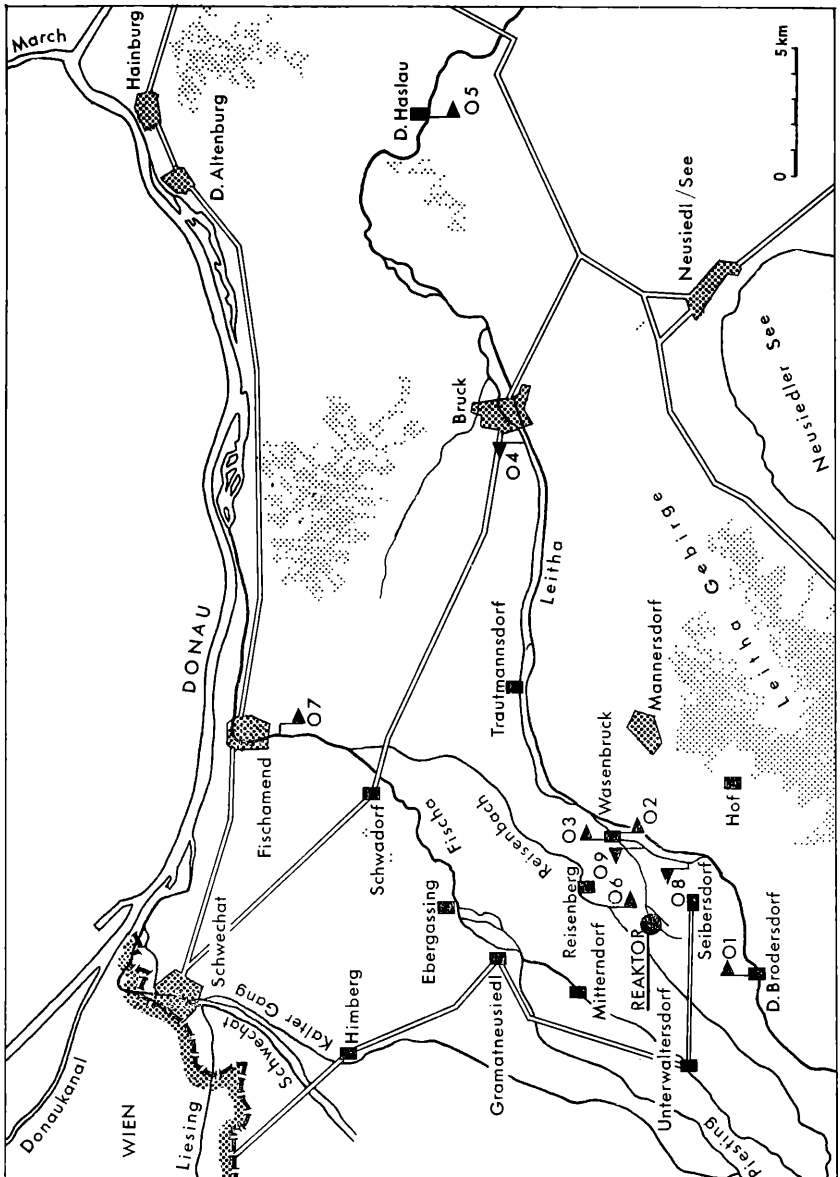

Abb. 1. Entnahmestellen für Grundwasser im Gefährdungsbereich des Reaktorzentrums Seibersdorf.

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

Der Grundwasserspiegel liegt sowohl im Reaktorgelände als auch in der Umgebung sehr hoch, so daß im Mittel kaum eine Bodenschicht von 80 cm bis 1 m zwischen ihm und der Erdoberfläche frei bleibt. Ein Brunnen in der Ostecke des Reaktorgeländes ist sogar während eines großen Teiles des Jahres von Grundwasser überflutet. Außerdem weist diese Bodenschicht, vorwiegend Schotter, nur ein sehr schwaches Rückhalte-, Ionenaustausch- und Adsorptionsvermögen auf. Eine direkte Versickerung von aktivem Abwasser in den Boden ist daher unbedingt abzulehnen. Zur Überwachung der Radioaktivität des Grundwassers bestimmte die Oberste Wasserrechtsbehörde zwölf Brunnen, davon vier innerhalb des Reaktorgeländes und acht in der näheren Umgebung, die alle 14tägig von der SGAE (Studiengesellschaft für Atomenergie), der Besitzerin des Reaktors, und stichprobenweise von der Bundesanstalt für Wasserbiologie und Abwasserforschung kontrolliert werden. Die Lage der acht Brunnen außerhalb des Reaktorzentrums ist in Abb. 1 eingezeichnet, und über die Meßergebnisse der Wasseruntersuchungen daraus wird in dieser Arbeit berichtet.

Die Vorflut für die aktiven Betriebsabwässer aus dem Reaktorzentrum bildet der Leitha-Mühlbach, der an der Stelle der Einmündung des Abwasserkanals eine Niedrigstwasserführung von rund 2 m^3/s aufweist. Um ein Bild über die Größenordnung der abgeführten Aktivitätsmenge zu erhalten, ist es nötig, über verschiedene Reaktordaten, wie Leistung, Abwassermenge usw., Bescheid zu wissen.

Der ASTRA-Reaktor in Seibersdorf ist ein heterogener Schwimmbadreaktor, bei dem das in einem Aluminiumtank befindliche Leichtwasser des geschlossenen Primärkreislaufes gleichzeitig als Moderator, Abschirmung und als Kühlmittel für die bei den Kernprozessen in der Spaltzone entwickelte Wärme dient; es wird dabei selbst stark radioaktiv. Ein Sekundärkreislauf, in dem ebenfalls „voll entsalztes Wasser" Verwendung findet, übernimmt die Wärme und gibt sie über einen Kühlturm ab, sein Wasser bleibt aber inaktiv. Beim Seibersdorfer Reaktor, der für eine Leistung von 5 MW vorgesehen, aber auf 12 MW erweiterungsfähig ist, handelt es sich demnach um einen Forschungsreaktor kleineren bis mittleren Formates. Die offizielle Inbetriebnahme erfolgte zwar bereits im November 1960, doch wurde die Leistung anfangs auf 10 bis 100 W gehalten, da die Abwasseraufbereitungs- und Entaktivierungsanlage noch nicht einsatzfähig war; erst ab 1962 wurde die Leistung in Anpassung an den Fortschritt der Fertigstellung der Auf-

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

bereitungsanlage auf 250 bis 500 kW und kurzzeitig auf 1 MW gesteigert, seit Ende 1963 zeitweise und ab Juli 1965 schließlich durchlaufend auf 5 MW hinaufgesetzt. Vor 1962 war daher mit „lauen Abwässern" in größerem Umfange nicht zu rechnen. Die „schwach aktiven" Betriebsabwässer aus den Instituten und Laboratorien des Reaktorzentrums, die seit dem Frühjahr 1962 anfielen, wurden zunächst nach Messung der Radioaktivität direkt über den Abwasserkanal in den Leitha-Mühlbach eingeleitet; seit Errichtung der provisorischen Aufbereitungsanlage im Jahre 1963 wird das Abwasser so weit als möglich vorbehandelt, d. h. entaktiviert, in Lagerbecken gesammelt, gemessen und hierauf in den Vorfluter entlassen.

Waschwasser, das von der Regenerierung des Ionenaustauschers nach Entaktivierung des Poolwassers herrührt, erfährt die gleiche Behandlung wie laue Abwässer, es gelangt also ebenfalls über die Lagerbecken in den Leitha-Mühlbach. Vor Bestehen der Abwasserleitung, d. h. bis Juni 1962, wurde dieses Waschwasser nach 2- bis 6wöchiger Lagerung in einem Ionenaustauschertank nach Abklingen der Aktivität direkt in den Untergrund versickert.

Für die Einleitung radioaktiven Abwassers in den Vorfluter schrieb die Oberste Wasserrechtsbehörde der SGAE infolge der geringen Wasserführung des Leitha-Mühlbaches einerseits und weil sein Wasser andererseits in einigen unterhalb liegenden Betrieben, wie etwa die Brucker Zuckerfabrik, als Brauchwasser benötigt wird, notwendigerweise relativ strenge Bedingungen für die Aktivitätskonzentration vor. Diese besagen im wesentlichen, daß radioaktives Abwasser nur dann in den Vorfluter abgelassen werden darf, wenn seine Gesamtaktivitätskonzentration 1000 pCi/l, in Ausnahmefällen aber 10.000 pCi/l nicht überschreitet, wobei jedoch diese Werte bei Anwesenheit der für Trinkwasser gefährlichsten Isotope, wie Ra-226 und Sr-90, entsprechend den ICRP-Werten* noch weiter herabgesetzt und genau festgelegt wurden. Nur dann kann eine Abwasserbeseitigung ohne Gefahr einer stärkeren Anreicherung im Wasser und hydrobiologischen Material durchgeführt werden.

Aus den Aufzeichnungen der SGAE und der Bundesanstalt läßt sich ermitteln, daß im Jahre 1964 insgesamt rund 26.400 m^3 Abwasser mit einer Gesamtaktivität von etwas über 50.000 µCi** aus den Lager-

* ICRP = International Commission on Radiological Protection.

** 1 µCi = 10^6 pCi = 10^{-6} Ci, 1 Ci = 3,7 × 10^{10} Zerfälle/s.

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

becken in den Leitha-Mühlbach entleert worden sind. Im allgemeinen wurde die zulässige Konzentration eingehalten oder meist sogar unterboten, nur in einigen Fällen die 1000-pCi-Grenze überschritten und einmal Abwasser mit einer Aktivitätskonzentration von ca. 30.000 pCi/l in die Vorflut abgelassen, wobei der Hauptanteil, nämlich 9699 μCi, auf Sr-90 entfiel.

Um die Auswirkung der radioaktiven Abwässer unter Kontrolle zu halten, wurden von der Bundesanstalt für Wasserbiologie und Abwasserforschung zahlreiche Untersuchungen am Leitha-Mühlbach, und zwar sowohl oberhalb als auch unterhalb der Einmündung des Abwasserkanals, vorgenommen; es wurden zu diesem Zweck nicht nur Wasserproben, sondern auch Wasserpflanzen, Wassertiere und Sedimente radiologisch überprüft. Außerdem wurden an sieben weiteren, von der Obersten Wasserrechtsbehörde vorgeschlagenen Stellen von der SGAE 14tägig und von der Bundesanstalt stichprobenweise Oberflächengewässer untersucht. Die Entnahmestellen sind mit Rücksicht auf die Besiedlung und auf Fabriksanlagen an der Leitha gewählt und in Abb. 2 eingetragen. Vor Besprechung der Meßergebnisse sollen jedoch noch zum Vergleich mit dem Forschungsreaktor in Seibersdorf die Voraussetzungen und Bedingungen für einen großen amerikanischen Leistungs- und Produktionsreaktor, nämlich für die Hanford-Reaktoranlage in Washington, die seit 1944 in Betrieb steht, betrachtet werden. Es werden dort vor allem Uranmetallbrennstoffelemente und Plutonium in großem Maßstabe erzeugt, aber gleichzeitig alle sich dabei ergebenden Probleme in angeschlossenen Laboratorien einer eingehenden wissenschaftlichen Forschung unterzogen (2). Für Kühlzwecke wird kontinuierlich Columbia-Flußwasser herangezogen, zunächst in einer Aufbereitungsanlage chemisch vorbehandelt, nämlich weitgehend entsalzt und gereinigt und nach Passieren über ein Abklingbecken wieder direkt in den Columbia-Fluß zurückgepumpt. Da die verbleibenden Salze und Verschmutzungen im Kühlwasser beim Durchgang durch den Reaktor einer äußerst starken Neutronenbestrahlung ausgesetzt sind, werden sie sämtlich radioaktiv. Man konnte ca. 60 Radioisotope darin identifizieren, vorwiegend Mn-56, P-32, Cu-64, Na-24, Cr-51, Np-239, As-76, Si-31, Zn-69 und Ga-72. Während die natürliche Aktivitätskonzentration im Columbia-Fluß etwa 3 pCi/l beträgt (5), fand man im abfließenden Kühlwasser durchschnittlich Werte von 100 pCi/l und darüber, doch blieben sie stets unterhalb der maximal zulässigen Konzentration für die Einzelisotope.

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

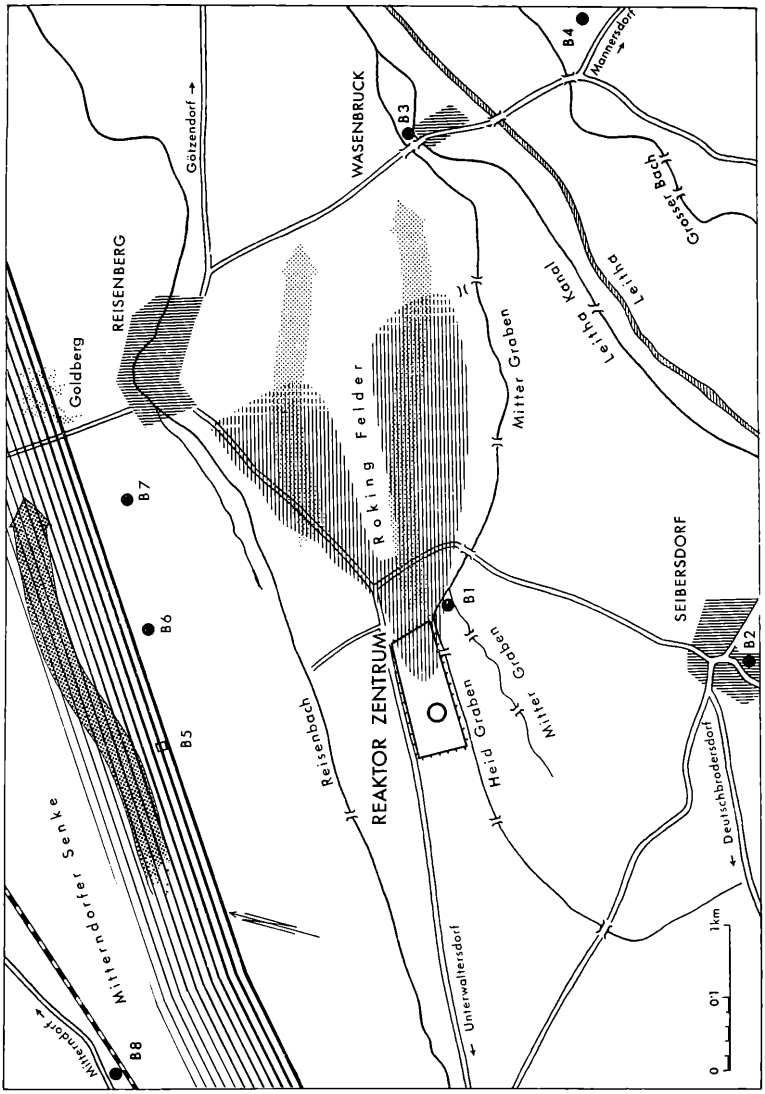

Abb. 2. Entnahmestellen für Oberflächenwasser im Gefährdungsbereich des Reaktorzentrums Seibersdorf.

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

Die für die Kühlung benötigte und wieder in den Columbia-Fluß zurückgeführte Wassermenge beläuft sich auf mehr als 100.000 m³/Tag, wobei allerdings die Wasserführung im Columbia-Fluß sehr hoch ist, selten weniger als 1400 m³/s (NQ), aber fast immer mehr beträgt und somit eine starke Verdünnung erfolgt. Es wird in den Hanford-Reaktoren auch dafür Sorge getragen, daß dem Kühlwasser keine langlebigen und gefährlichen Radioisotope beigemischt sind. Ein weiterer Unterschied zu Seibersdorf liegt darin, daß die im Betrieb anfallenden Abwässer „mittlerer Aktivität" von 10^{-5} µCi/ml bis 100 µCi/ml direkt in den Boden versickert und dort praktisch infolge Ionenaustausch, Adsorption und Retention in den Poren gespeichert werden. Von 1944 bis 1961 wurden mehr als 15 Mio. m³ solchen Abwassers direkt in den Boden abgelassen. Dies war aber nur wegen der sehr vorteilhaften hydrogeologischen Voraussetzungen möglich; der Grundwasserspiegel liegt ca. 65 bis 100 m unter der Erdoberfläche, und die darüber liegende Bodenschicht setzt sich vorwiegend aus Tonen, Feinsanden, Grobsanden und Kiesen zusammen. Dieses Vorgehen ist aber weder in anderen amerikanischen Reaktoranlagen, wie z. B. im Oak-Ridge National Laboratorium noch im Chalk River Project und keinesfalls in Seibersdorf angebracht. Erwähnenswert ist noch, daß die nächste Siedlung unterhalb der Abwassereinmündung des Hanford-Reaktors, nämlich Richland, ca. 38 km vom Reaktor entfernt ist. Hochradioaktive Abfälle werden ähnlich wie in Seibersdorf konzentriert und dann langzeitig und korrosionssicher gelagert, so daß durch den radioaktiven Zerfall eine allmähliche Abnahme der Radioaktivität eintritt.

Für wertvolle Hinweise, betreffend die Hydrologie und Geologie im Bereich von Seibersdorf, möchte ich an dieser Stelle besonders Seiner Magnifizenz, Herrn Prof. Dr. techn. W. Kresser, Herrn Dr. Ing. M. Schuch und Herrn Sekt.-Rat Dipl.-Ing. H. Schimpf bestens danken.

Meßergebnisse und Diskussion

Da im allgemeinen in der Umgebung von Seibersdorf die Aktivitätskonzentrationen der Grund- und Oberflächenwässer bisher unter den von der ICRP festgelegten maximal zulässigen Werten (3) lagen, wurden keine Einzelnuklidbestimmungen vorgenommen, sondern nur die Gesamt-($\alpha+\beta$)-Aktivität sowie die Kalium- und Restaktivität bestimmt; der α-Anteil war in allen Fällen vernachlässigbar klein. Die Arbeits- und Meßmethodik ist wiederholt in früheren Arbeiten beschrieben worden (6), die Eichung erfolgte mit Kalium, und den Meßergebnissen wurde stets die 95%ige Vertrauensgrenze (1,96 σ) beigefügt.

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

a) Grundwässer

Zur Überwachung der Radioaktivität des Grundwassers in der Umgebung des Reaktorzentrums Seibersdorf sind, wie bereits erwähnt, acht Brunnen bzw. Grundwassersonden vorgesehen. Ihre Lage, die aus Abb. 1 ersichtlich und mit B 1 — B 8 gekennzeichnet ist, wurde so gewählt, daß die Möglichkeit besteht, das Grundwasser sowohl der Mitterndorfer Senke (B 8) als auch des Wasserversorgungsbrunnens für den Reaktor (B 5) sowie zweier weiterer Bohrsonden grundwasserstromabwärts am Rande der Mitterndorfer Senke (B 6, B 7), ferner grundwasserstromabwärts einerseits in Reaktorzentrumsnähe (B 1) und andererseits in den nächstgelegenen Ortschaften (B 2, B 3, B 4) kontrollieren zu können. Die Ortschaften sind Seibersdorf, Wasenbruck und Mannersdorf und befinden sich alle im Einzugsgebiet der Leitha. In Seibersdorf erfolgt die Probenentnahme aus einem Wirtschaftsbrunnen im Hause Nr. 12 (B 2), in Wasenbruck aus dem Hausbrunnen der Werkssiedlung Hutter & Schrantz (B 3), einer Filztuchfabrik und für Mannersdorf aus dessen zentralem Wasserversorgungsbrunnen (B 4), der zwischen den beiden letztgenannten Orten gelegen ist. Der Heidgraben (B 1) ist wohl als Grundwasser anzusprechen, tritt aber am Rande der Einzäunung außerhalb des Reaktorgeländes als offenes Gerinne auf. Die übrigen vier Brunnen, nämlich der Versorgungsbrunnen der Studiengesellschaft in der Herrschaftlichen Heide (B 5), der Bohrbrunnen zwischen Herrschaftlicher Heide und Goldberg (B 6), der Bohrbrunnen westlich von Reisenberg, am Weg nach Marienthal (B 7), und endlich der Bohrbrunnen des Hydrographischen Dienstes südwestlich von Mitterndorf bei Schranawand (B 8) erlauben die Beweissicherung bezüglich der Mitterndorfer Senke.

Die Ergebnisse der Radioaktivitätsmessungen, die seit 1960 laufend erhoben wurden, sind in Tabelle 1 zusammengestellt; es wurden aus der Vielzahl der Untersuchungen die Mittelwerte der Gesamtaktivität und der Kaliumaktivität errechnet und gleichzeitig die jährlichen Maximalwerte angeführt. Als Bezugspunkt eignet sich bestens der Brunnen B 8 bei Schranawand in der Mitterndorfer Senke, da er sich etwas grundwasserstromaufwärts vom Reaktorzentrum befindet und durch dieses vom Grundwasser her keine nachteilige Beeinflussung erfahren kann. Verfolgt man zunächst die Jahresmittelwerte der Gesamt-($\alpha+\beta$)-Aktivität von 1960 bis 1964, so findet man der zeilichen Reihenfolge nach Aktivitätskonzentrationen von 5, 8, 6, 9 und 8 $\pm$ 2 pCi/l; prinzipiell ist also die Aktivität im Grundwasser, wie nicht anders zu erwarten, sehr gering und liegt nur ganz wenig über dem natürlichen

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

Tabelle 1

Aktivitätskonzentrationen von Grundwässern in der Umgebung des Forschungsreaktors in Seibersdorf

Entnahmestelle	Jahr	Maximalwert der Gesamtaktivität in pCi/l	Mittelwert der Gesamtaktivität in pCi/l	Mittelwert der Kaliumaktivität in pCi/l
Heidgraben im Reaktorgelände(vor der Vereinigung mit dem Mittergraben) B/1	1960	< 3	< 3	0,7
	1961	9 ± 2	5 ± 2	0,6
	1962	20 ± 2	6 ± 2	0,4
	1963	38 ± 2	11 ± 2	0,2
	1964	22 ± 2	7 ± 2	0,3
Beobachtungsbrunnen des hydrographischen Dienstes in Seibersdorf B/2	1960	79 ± 5	61 ± 5	61
	1961	73 ± 5	60 ± 5	—
	1962	182 ± 5	98 ± 4	98
	1963	189 ± 7	94 ± 5	94
	1964	382 ± 17	99 ± 10	—
Hausbrunnen der Werkssiedlung Hutter & Schrantz in Wasenbruck B/3	1960	3 ± 2	3 ± 2	2,3
	1961	6 ± 2	5 ± 2	—
	1962	17 ± 2	4 ± 2	—
	1963	10 ± 2	6 ± 2	1,6
	1964	21 ± 2	5 ± 2	1,8
Zentrale Wasserversorgung der Gemeinde Mannersdorf (Siedlung Wasenbruck) B/4	1960	4 ± 3	4 ± 3	1,5
	1961	6 ± 2	4 ± 2	—
	1962	12 ± 2	4 ± 2	1,4
	1963	26 ± 2	11 ± 2	1,3
	1964	11 ± 2	4 ± 2	1,6
Versorgungsbrunnen der Studiengesellschaft in der Herrschaftlichen Heide B/5	1960	3 ± 2	3 ± 2	0,5
	1961	< 3	< 3	—
	1962	22 ± 2	4 ± 2	0,3
	1963	13 ± 2	5 ± 2	< 0,2
	1964	20 ± 3	5 ± 2	0,5
Bohrbrunnen zwischen Herschaftlicher Heide und Goldberg (Raum Kote 180) B/6	1963	14 ± 4	11 ± 3	0,9
	1964	34 ± 2 (1026 ± 9)*	12 ± 2*	2,8
Bohrbrunnen südwestlich Reisenberg/Mariental B/7	1961	< 3	< 3	0,8
	1962	—	—	—
	1963	34 ± 2	12 ± 2	< 0,2
	1964	32 ± 2 (695 ± 7)*	11 ± 3*	1,7
Bohrbrunnen des hydrographischen Dienstes südwestlich von Mitterndorf; Schranawand B/8	1960	5 ± 4	5 ± 4	1,8
	1961	11 ± 2	8 ± 2	—
	1962	20 ± 3	6 ± 2	0,7
	1963	16 ± 4	9 ± 2	0,9
	1964	33 ± 2	8 ± 2	1,4

* Der Maximalwert wurde zur Mittelwertbildung nicht herangezogen.

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

Strahlungspegel, der vor allem durch die Kaliumaktivität repräsentiert wird. Diese schwankt für den Brunnen B 8 im Mittel zwischen 0,7 bis 1,8 pCi/l, und für 1960 ist eine Restaktivität (Gesamtaktivität abzüglich Kaliumaktivität) von nur 3 ± 2 pCi/l zu beobachten, welche das minimale Jahresmittel für den Schranawand-Brunnen darstellt. Ab 1961 ist ein ganz leichtes Ansteigen wahrzunehmen, und das Maximum für das Jahresmittel fällt mit 9 ± 2 pCi/l in das Jahr 1963, sinkt aber 1964 wieder auf 8 ± 2 pCi/l ab. Die Schwankungen in der Gesamtaktivität, das Ansteigen und leichte Absinken gegen 1964 sind allein auf die Auswirkungen des fall-out der Kernwaffenversuche des Auslandes zurückzuführen und stellen ein ganz schwaches Abbild des Verlaufes der auf die Erdoberfläche gelangenden Spaltprodukte von den Atombombenversuchen dar. Immerhin ist der Beweis erbracht, daß wegen des relativ hohen Grundwasserspiegels und der nur dünnen Bodenschicht zwischen diesem und der Erdoberfläche eine leichte radioaktive Verunreinigung eingetreten ist, die andererseits andeutet, daß an das Rückhaltevermögen des Bodens, seine Ionenaustausch- und Adsorptionsfähigkeit keine hohen Erwartungen zu stellen sind. Diese Eigenschaft drückt sich noch deutlicher in den Maximalwerten aus, die für 1962 20 ± 3 pCi/l und für 1964 sogar 33 ± 3 pCi/l ausmachen; der letzte Wert dürfte allerdings durch Einschwemmung von Regenwasser verursacht sein.

Ganz allgemein — mit Ausnahme des Hausbrunnens von Seibersdorf (B 2) — kann man feststellen, daß sowohl die Jahresmittelwerte der Gesamtaktivität als auch die Maximalwerte für die untersuchten Grundwässer von 1960 bis 1962 und 1963 leicht ansteigen, anfangs 1963 maximale Aktivitätskonzentrationen erreichen und dann wieder absinken. Diese Erscheinung ist in vollem Einklang sowohl mit den Beobachtungen an Oberflächengewässern im Raume von Seibersdorf als auch an anderen österreichischen Flüssen, wie beispielsweise der Donau (7). Sie ist auch in voller Übereinstimmung mit den Kernwaffenversuchen und aus diesen verständlich. 1961 nahmen die Vereinigten Staaten von Amerika nach einer ca. 3jährigen Unterbrechung ihre atmosphärischen Atombombentestserien neuerlich auf, russische Kernwaffenversuchsserien folgten (7) und wurden alle — bis auf einen einzigen chinesischen Kernwaffenversuch im Oktober 1964 — gegen Ende 1962 wieder eingestellt. Da aber die durch Atomexplosionen in höchste atmosphärische Schichten gelangten radioaktiven Spaltprodukte erst im Laufe von einigen Jahren hauptsächlich mit den Niederschlägen langsam wieder zur Erdoberfläche zurückkehren, ist ein leichtes Ansteigen

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

der Aktivität selbst nach dem Stop im Dezember 1962, besonders in Verbindung mit Regen- oder Schneefällen, durchaus verständlich.

Prüft und vergleicht man die Meßergebnisse für die verschiedenen Brunnen, so zeigt sich, wie erwähnt, ein analoges Verhalten wie beim Schranawandbrunnen (B 8). Beispielsweise steigen die Jahresmittelwerte der Gesamtaktivität im Heidgraben (B 1), obwohl ein offenes Gerinne vorliegt und daher ein verstärkter Einfluß durch den fall-out zu erwarten ist, von < 3 pCi/l bis 11 ± 2 pCi/l im Jahre 1962 an, um 1964 auf 7 ± 2 pCi/l abzufallen; die höchste dort eruierte Gesamtaktivitätskonzentration betrug 38 ± 2 pCi/l. Ähnlich ist das Verhalten beim Hausbrunnen B 3 in Wasenbruck mit einem Anstieg von 3 auf 6 ± 2 pCi/l im Jahre 1963 für das Jahresmittel und einem Maximalwert von 21 pCi/l. Der zentrale Wasserversorgungsbrunnen der Gemeinde Mannersdorf (B 4), ebenso wie der Versorgungsbrunnen der Studiengesellschaft in der Herrschaftlichen Heide (B 5), die beide durch einen relativ tief gelegenen Grundwasserspiegel und ein Grundwasserschutzgebiet ausgezeichnet sind, lassen nur sehr geringe Erhöhungen der Gesamtaktivität im Jahresmittel erkennen; der Brunnen B 4 weist durchwegs 4 ± 2 pCi/l und nur 1963 11 ± 2 pCi/l, der Versorgungsbrunnen der SGAE (B 5) überhaupt keinen höheren Wert als 5 ± 2 pCi/l auf, als Maximalwerte wurden jedoch 26 ± 2 bzw. 22 ± 2 pCi/l ermittelt.

In den beiden Grundwassersonden B 6 und B 7 am Rande der Mitterndorfer Senke zwischen Herrschaftlicher Heide und Goldberg bzw. westlich von Reisenberg war dagegen eindeutig eine Beeinflussung durch den Reaktorbetrieb festzustellen. Beide Grundwassersonden befinden sich in einem Gebiet mit Schwimmsanden, so daß die entnommenen Wasserproben sehr reich an mineralischen Schwebestoffen — bis zu 3187 mg/l — waren und vor Verarbeitung dekantiert oder filtriert werden mußten. Die angeführten Meßergebnisse beziehen sich für die zwei Brunnen ausschließlich auf filtrierte Wasserproben, die dem Grundwassercharakter entsprechen. In der Grundwassersonde B 6, die erst 1963 gebohrt wurde, lagen die Jahresmittelwerte für 1963 bei 11 ± 3 und für 1964 bei 12 ± 2 pCi/l, der Maximalwert bei 34 ± 2 pCi/l; für Brunnen B 7 stiegen die Jahresmittelwerte von < 3 pCi/l ebenfalls auf 12 ± 2 bzw. 11 ± 3 pCi/l in den Jahren 1963 und 1964, bei einem Maximalwert von 34 ± 2 pCi/l, an. Doch wurden in beiden Brunnen am 8. April 1964 Wasserproben entnommen, die für B 6 Aktivitätskonzentrationen von 1369 ± 25 pCi/l für die unfiltrierte und 1026 ± 9 pCi/l für die filtrierte Probe, für Brunnen B 7 entsprechende Werte von

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

1250 ± 12 bzw. 695 ± 7 pCi/l ergaben; da bei Nachmessungen nach verschiedenen Zeitabständen kein Abklingen der Aktivität beobachtet werden konnte, ließ die Bundesanstalt die Proben vom Bundesministerium für soziale Verwaltung auf Strontium-90 untersuchen, das tatsächlich im Rahmen der Fehlergrenzen bezüglich Kaliumeichung in der angegebenen Menge nachgewiesen wurde. Die SGAE erklärte diese Verstrahlung als Folge einer im Reaktorbetrieb stattgefundenen Verseuchung des Grundwasserentnahmegerätes mit Sr-90. Diese Maxima wurden zur Jahresmittelwertbildung nicht herangezogen, da eine Anzahl von nachträglich erfolgten Messungen der Grundwasser- und Schlammaktivitäten in den Brunnen B 6 und B 7 eine rasche Abnahme der Aktivität bestätigte.

Einen Sonderfall stellt der Hausbrunnen von Seibersdorf Nr. 12 (B 2) dar. Die Mittelwerte der Gesamtaktivität nahmen von 1960 bis 1964 fast laufend zu, nämlich von 61 ± 5 auf 99 ± 10 pCi/l, und die Maxima zeigten einen noch viel stärker ausgeprägten Anstieg von 79 ± 5 auf 382 ± 17 pCi/l während dieser Zeitspanne. Ein Blick auf die Mittelwerte der Kaliumaktivität beweist jedoch sofort, daß die Gesamtaktivität ausschließlich auf den Kaliumgehalt des Brunnenwassers zurückzuführen ist. Selbst die für Grundwasser sehr hohe Gesamtaktivität von 382 pCi/l war allein dem Kaliumgehalt zuzuschreiben. Eine chemische Analyse des Brunnenwassers (8) erbrachte den Nachweis eines extrem hohen und ständig ansteigenden Nitratgehaltes, der das reiche Vorhandensein stickstoffhaltiger, organischer Substanzen im Boden anzeigt, die ihrerseits als Folge einer starken Überdüngung, besonders durch Abfälle menschlicher Kultur, auftreten.

b) Oberflächenwässer

Die neun Überwachungsstellen für die Radioaktivität der Oberflächenwässer im Gefährdungsbereich des Reaktorzentrums Seibersdorf sind in Abb. 2 wiedergegeben und mit O 1 bis O 9 bezeichnet. Insgesamt sind vier Gewässer in das Kontrollsystem einbezogen, nämlich die Leitha mit ihren Werkskanälen, die Fischa, der Reisenbach und der Mittergraben. Bei der Wahl der Entnahmestellen für Oberflächenwässer waren ähnliche Gesichtspunkte ausschlaggebend wie bei den Grundwässern; sie sind einerseits dicht um die Reaktoranlage verteilt, und zwar O 1 in Deutsch Brodersdorf an der Leitha, einige km oberhalb des Reaktors — daher als Bezugspunkt zu werten —, ferner O 8 am Leitha-Mühlbach, knapp oberhalb der Einmündung des Abwasserkanals, sowie

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

O 9 ca. 1 km unterhalb dieser; Proben, die zu gleicher Zeit an den beiden letztgenannten Stellen gezogen werden, gestatten daher am deutlichsten das Wahrnehmen einer Beeinflussung durch den Reaktorbetrieb. Zu den weiteren Entnahmestellen, die alle unterhalb des Reaktorzentrums gelegen sind, gehören in der näheren Umgebung noch O 2, — der Leitha-Mühlbach bei Wasenbruck (Hutter & Schrantz), der benachbarte Mittergraben bei Wasenbruck (O 3) und der Reisenbach ca. 200 m oberhalb von Reisenberg (O 6). Andererseits ermöglichen die restlichen drei Probenentnahmestellen die Beweissicherung in der weiteren Entfernung vom Reaktorgelände, speziell in bezug auf Industrie, auf den Nachbarstaat Ungarn und auf die Donau. Zu ihnen zählen zunächst O 4, der Leitha-Werkskanal oberhalb der Brucker Zuckerfabrik, dessen Wasser in großen Mengen bei der Verarbeitung der Zuckerrüben verwendet wird, weiters die Leitha bei Deutsch Haslau (O 5), nahe der österreichisch-ungarischen Grenze, und schließlich die Fischa bei Fischamend (O 7), ca. 13 km oberhalb der Einmündung in die Donau.

Die für Oberflächenwässer ebenfalls seit 1960 ermittelten Meßergebnisse sind in Tabelle 2 zusammengefaßt. Es wurden, wie bei den Grundwasseruntersuchungen, die jährlichen Mittelwerte der Brutto- und der Kaliumaktivität sowie die entsprechenden Maximalwerte der Bruttoaktivität angegeben.

Betrachtet man zuerst den Bezugspunkt Deutsch Brodersdorf an der Leitha (O 1) — flußaufwärts vom Reaktorzentrum gelegen und daher von diesem unbeeinflußt — so lassen die Jahresmittelwerte für die Gesamtaktivität eine allmähliche Zunahme von 5 ± 2 pCi/l im Jahre 1960 auf 20 ± 2 pCi/l im Jahre 1963 und dann ein langsames Abklingen auf 11 ± 2 pCi/l im Jahre 1964 erkennen. In den Maximalwerten von 7 ± 2, 62 ± 2 und 34 ± 2 pCi/l für dieselbe Zeitperiode ist dieses Verhalten noch stärker ausgeprägt. Es spiegelt, wie bei den Grundwässern schon angedeutet wurde, exakt aber im abgeschwächten Maße den Verlauf der ausländischen Atombombenversuche, speziell aber des daraus resultierenden und auf die Erdoberfläche gelangenden fall-out, rain-out und wash-out wider. Der Nachweis der Herkunft der Aktivitätserhöhung ist somit offensichtlich. Erfahrungsgemäß werden ca. 98 bis 99% der bei Kernwaffenversuchen entstehenden Spaltprodukte an der Erdoberfläche und deren Vegetation gebunden, während nur 1 bis 2% in die Oberflächengewässer gelangen (7). Außerdem sind die bei Deutsch Brodersdorf an der Leitha festgestellten Ergebnisse der Radioaktivitätsmessungen sowohl im Hinblick auf den zeitlichen Ablauf als auch größenordnungsmäßig in bester Übereinstimmung mit jenen, die an

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

Tabelle 2

Aktivitätskonzentrationen von Oberflächengewässern im Gefährdungsbereich des Reaktors in Seibersdorf

Gewässer und Entnahmestelle	Jahr	Maximalwert der Gesamtaktivität in pCi/l	Mittelwert der Gesamtaktivität in pCi/l	Mittelwert der Kaliumaktivität in pCi/l
Leitha/ Deutsch Brodersdorf O/1	1960	7 ± 2	5 ± 2	1,5
	1961	28 ± 2	13 ± 2	—
	1962	30 ± 2	9 ± 2	1,0
	1963	62 ± 4	20 ± 2	0,8
	1964	34 ± 2	11 ± 2	1,1
Leitha-Mühlbach/ Wasenbruck O/2	1960	4 ± 2	4 ± 2	1,2
	1961	30 ± 2	10 ± 2	—
	1962	21 ± 2	9 ± 2	1,1
	1963	86 ± 4	18 ± 2	1,1
	1964	26 ± 2	8 ± 2	1,1
Mittergraben/ Wasenbruck O/3	1960	6 ± 2	4 ± 2	1,1
	1961	28 ± 2	11 ± 2	—
	1962	18 ± 2	6 ± 2	1,1
	1963	83 ± 4	17 ± 2	0,7
	1964	36 ± 2	12 ± 2	1,0
Leitha-Werkskanal oberhalb der Brucker Zuckerfabrik O/4	1960	7 ± 2	5 ± 2	1,2
	1961	24 ± 2	9 ± 2	1,0
	1962	25 ± 2	8 ± 2	1,6
	1963	131 ± 5	19 ± 2	1,1
	1964	52 ± 4	12 ± 2	1,3
Leitha/ Deutsch Haslau O/5	1960	6 ± 2	6 ± 2	1,6
	1961	8 ± 2	8 ± 2	3,3
	1962	22 ± 3	17 ± 3	2,1
	1963	51 ± 3	28 ± 2	1,9
	1964	30 ± 2	11 ± 2	2,1

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

Gewässer und Entnahmestelle	Jahr	Maximalwert der Gesamtaktivität in pCi/l	Mittelwert der Gesamtaktivität in pCi/l	Mittelwert der Kaliumaktivität in pCi/l
Reisenbach ca. 200 m oberhalb Reisenberg O/6	1960	< 3	< 3	0,8
	1961	61 ± 3	17 ± 2	0,5
	1962	21 ± 2	7 ± 2	0,8
	1963	92 ± 4	14 ± 2	0,8
	1964	30 ± 2	6 ± 2	0,9
Fischa/Fischamend O/7	1960	3 ± 2	3 ± 2	1,3
	1961	23 ± 2	9 ± 2	0,5
	1962	20 ± 2	7 ± 2	0,9
	1963	46 ± 3	15 ± 2	1,0
	1964	26 ± 2	8 ± 2	0,9
Leitha-Mühlbach oberhalb der Einmündung des Abwasserkanals aus dem Reaktorzentrum Seibersdorf O/8	1960	7 ± 2	6 ± 2	1,3
	1961	3 ± 2	< 3	1,4
	1962	17 ± 2	17 ± 2	0,9
	1963	32 ± 2	19 ± 2	0,9
	1964	7 ± 2	7 ± 2	1,1
Leitha-Mühlbach ca. 1 km unterhalb der Einmündung des Abwasserkanals aus dem RZ. Seibersdorf O/9	1960	—	—	—
	1961	—	—	—
	1962	18 ± 2	18 ± 2	1,0
	1963	35 ± 2	25 ± 2	0,9
	1964	9 ± 2	6 ± 2	1,1

anderen österreichischen Flüssen und Seen, wie z. B. an der Donau, am Rhein und Inn, an der Salzach, Drau und Mur, am Bodensee und Fuschlsee, beobachtet wurden (6, 9, 10). Die Aktivitätskonzentrationen in der Leitha nahmen einen parallelen Verlauf wie im Grundwasser, lagen aber ganz allgemein in Oberflächenwässern stets höher als im Grundwasser, da Flüsse wie auch Seen dem fall-out direkt ausgesetzt sind und die schützende Bodenschicht fehlt. Interessanterweise waren die Unterschiede in der Aktivitätskonzentration zwischen Grund- und Oberflächenwässern im Raume von Seibersdorf aber nicht sehr beträchtlich, weil, wie bereits betont, erstens die hydrogeologischen Verhältnisse nicht sonderlich günstig sind, das Rückhaltevermögen des Bodens gering ist und zweitens die Oberflächenwässer mit dem Grundwasserstrom wechselseitig in engem Kontakt stehen. Die Jahresmittelwerte der Kaliumaktivität, die für den Hauptanteil der natürlichen

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

Aktivität verantwortlich ist, änderten sich erwartungsgemäß gegenüber der Bruttoaktivität sowohl in der Leitha als auch in den anderen hier besprochenen Oberflächenwässern nur sehr wenig. Bei Deutsch Brodersdorf an der Leitha variierten sie von 0,8 bis 1,5 pCi/l, wobei die Schwankungen unabhängig von den Atomexplosionen waren.

Für die acht übrigen Entnahmestellen an Oberflächenwässern O 2 bis O 9 gilt praktisch die gleiche Aussage wie für die Leitha bei Deutsch Brodersdorf (O 1). Charakteristisch ist in allen Fällen die allmähliche, durch den fall-out der Kernwaffenversuche hervorgerufene Aktivitätserhöhung während der Zeit von 1960 bis 1963 und anschließend der langsame Rückgang der Aktivitätskonzentration. Ein Vergleich der entsprechenden Jahresmittelwerte wie auch der Maximalwerte untereinander bestätigt, daß bei den erstgenannten nur geringe Unterschiede, bei den Höchstwerten aber wohl etwas größere Differenzen nachzuweisen waren, daß jedoch die Beeinflussung durch den Reaktorbetrieb sicherlich weit schwächer als jene durch die Kernwaffenversuche blieb. Dies veranschaulichen am besten die Untersuchungen am Leitha-Mühlbach sowohl oberhalb (O 8) als auch unterhalb der Einmündung des Abwasserkanals aus dem Reaktorzentrum (O 9). Bei O 8, oberhalb der Einmündung des Abwasserkanals, wo der Reaktorbetrieb nicht zur Auswirkung kommt, betrugen die Jahresmittelwerte von 1960 bis 1964 6 ± 2, < 3, 17 ± 2, 19 ± 2 und 7 ± 2 pCi/l; einen km unterhalb der Abwassereinmündung (O 9), die erst 1962 fertiggestellt und benützt wurde, lagen die entsprechenden Werte von 1962 bis 1964 bei 18 ± 2, 25 ± 2 und 6 ± 2 pCi/l. Als Maximalwerte wurden im gleichen Zeitraum an der Entnahmestelle O 8 17 ± 2, 32 ± 2 und 7 ± 2, bei der Stelle O 9, unterhalb der Einmündung des Abwasserkanals 18 ± 2, 35 ± 2 und 9 ± 2 pCi/l ermittelt. Die Messungen an der Entnahmestelle O 8 und O 9 fanden zwar nicht 14tägig, wie an den anderen sieben Meßpunkten, sondern nur stichprobenweise statt, zeigten aber, daß der Reaktor an der Aktivitätserhöhung in der Leitha bzw. im Leitha-Mühlbach im Vergleich zu den Atombombenversuchen bisher kaum oder nur geringfügig beteiligt war.

Insgesamt bewegten sich 1963 — dem Jahre mit der Aktivitätsspitze — die Jahresmittelwerte der Gesamtaktivität an den neun Beobachtungspunkten zwischen 14 ± 2 pCi/l am Reisenbach bei Reisenberg (O 6) und 28 ± 2 pCi/l an der Leitha bei Deutsch Haslau (O 5); die Maximalwerte für 1963 stiegen von 32 ± 2 pCi/l am Leitha-Mühlbach oberhalb der Einmündung des Abwasserkanals (O 8) bis auf 131 ± 5 pCi/l im Leitha-Werkskanal oberhalb der Brucker Zuckerfabrik

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

(O 4) an. Da die Aktivitätskonzentration der Betriebsabwässer aus dem Reaktorzentrum im Jahre 1963 gegenüber 1964 noch relativ gering war und für 1964 ein absoluter Maximalwert von 52 ± 4 pCi/l ebenfalls im Leitha-Werkskanal bei der Brucker Zuckerfabrik (O 4) gefunden wurde, ist anzunehmen, daß der Wert von 131 ± 5 pCi/l durch den fall-out bedingt war. Es war dies auch das einzige Mal, daß die Toleranzkonzentration von 100 pCi/l in den Oberflächenwässern um Seibersdorf überschritten wurde.

c) Hydrobiologisches Material und Sedimente aus dem Leitha-Mühlbach

Bei radioaktiver Verunreinigung eines Gewässers können die darin lebenden Wasserpflanzen und Wassertiere wie auch die Sedimente gewisse Radioisotope in einem Maße anreichern, so daß die Radioaktivitätskonzentration im hydrobiologischen Material diejenige des umgebenden Wassers um ein Vielfaches übertrifft (11, 12), sich aber gleichzeitig ein Gleichgewicht zwischen der Radioaktivität im Wasser einerseits und in Pflanzen, Tieren und Sedimenten andererseits einstellt. Um den Einfluß des radioaktiven Abwassers aus dem Reaktorzentrum auf Wasserorganismen und Sedimente kennenzulernen und bei Gefährdung rechtzeitig einschreiten bzw. geeignete Maßnahmen treffen zu können, wurden von der Bundesanstalt im Leitha-Mühlbach oberhalb der Einmündung des Abwasserkanals (O 8) und ca. einen km unterhalb der Einmündung (O 9) gleichzeitig mit den Wasserproben stets auch hydrobiologisches Material und Schlämme radiologisch getestet. Die Messungen erfolgten oberhalb des Abwasserkanals (O 8) ab 1960, um den natürlichen Strahlungspegel festzustellen, und unterhalb des Abwasserkanals (O 9) seit dessen Fertigstellung und Inbetriebnahme, d. h. ab 1962.

Wegen der Wiederaufnahme der Kernwaffenversuche im Jahre 1961 war es daher möglich, an den beiden Entnahmestellen neben dem Einfluß des Reaktors auch den der Atomexplosionen und des damit verbundenen fall-out zu bestimmen.

Die Resultate dieser Untersuchungen sind aus Tabelle 3 und Tabelle 3a zu entnehmen. Es geht daraus hervor, daß vor allem Seston (Plankton einschließlich Schwebstoffe), Grünalgen *(Cladophora)* oder — wenn diese in ungenügender Menge vorhanden waren — Aufwuchsmischproben (6), ferner Bachflohkrebse *(Gammarus pulex),* Weißfische (Cypriniden) — hier sowohl das Fleisch als auch das Skelett —, Mineral- und Faulschlämme ausgewertet wurden. Ähnlich wie bei den Wasser-

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

proben sind auch hier die jährlichen Mittelwerte der Gesamt- und Kaliumaktivitätskonzentration sowie die zugehörigen Maximalwerte festgehalten worden; die Aktivitätskonzentrationen beziehen sich jedoch sowohl für Wasser als auch für das hydrobiologische Material auf je 1 Gramm Glührückstand bzw. Asche, um den Anreicherungsfaktor f (6) gegenüber Wasser errechnen zu können. Die Betrachtung der Meßwerte, die oberhalb der Einmündung des Abwasserkanals aus dem Reaktorzentrum (O 8) ermittelt wurden und daher vom Reaktorbetrieb unberührt blieben, erlaubt es, die Akkumulation im biologischen Material und Schlamm in Abhängigkeit allein vom fall-out abzuschätzen. Man erkennt, daß die größte Anreicherung im Seston aufgetreten ist, und zwar im Jahre 1963 mit einem Jahresmittel der Gesamtaktivität von 160 ± 5 pCi/g Asche bzw. einer Restaktivität von 147 ± 5 pCi/g Asche und einem Maximum von 216 ± 5 pCi/g Asche; allerdings war bereits 1960 eine relativ hohe Gesamtaktivität im Seston zu beobachten, die sich aus dem Umstand erklären läßt, daß besonders mit Niederschlägen noch Reste von Spaltprodukten von der Kernwaffenversuchsserie 1957/1958 aus der Atmosphäre ausgewaschen wurden; außerdem hat Seston, insbesondere das Phytoplankton die Eigenschaft, Radioisotope schnell zu akkumulieren, wie Messungen am Fuschlsee ergaben. Da im Leitha-Mühlbach der mineralische Anteil im Seston aber sehr hoch ist, wird die Akkumulation vorwiegend von diesem bestimmt und ist daher, verglichen mit dem Fuschlsee, verhältnismäßig gering.

Die Höhe der Akkumulation weist allgemein einen innigen Zusammenhang mit dem Aufbau der Organismen und ihrer Stellung innerhalb der Nahrungskette auf. Den Anfang bilden die niedrigsten Pflanzengruppen, das Phytoplankton und die Algen. Sie vermögen radioaktives Material sehr rasch aus dem umgebenden Wasser direkt durch Adsorption an der im Verhältnis zum Volumen großen Oberfläche, weiters durch Absorption und durch Assimilation ins Gewebsinnere aufzunehmen. Hier klingt die Radioaktivität teilweise, infolge des Zerfalls der kurzlebigen Radioisotope, ab. Phytoplankton und niedrige Algengruppen dienen dem Zooplankton als Nahrung; mit ihnen gelangt daher radioaktives Material in das Zooplankton und im Wege der Nahrungskette weiter in Insektenlarven, Bachflohkrebse und schließlich in Fische. Viele weitere Faktoren, wie beispielsweise Jahreszeit, Wassertemperatur, Alter der Organismen, Konzentration der Radioisotope im Wasser, selektive Bevorzugung gewisser Isotope usw., spielen dabei eine Rolle. Je höher aber die Radioaktivität im Wasser ist, desto höhere Akkumulationen sind auch in den Wasserorganismen zu erwarten.

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

Tabelle 3

Ergebnisse der Radioaktivitätsmessungen an Pflanzen, Tieren und Sedimenten aus dem Leitha-Mühlbach oberhalb der Einmündung des Abwasserkanals aus dem Reaktorzentrum Seibersdorf in pCi/g Asche von 1960—1964

Legende: A_{Max} = Maximalwert der Gesamtaktivität
$\overline{A}$ = Mittelwert der Gesamtaktivität
$\overline{A}_K$ = Mittelwert der Kaliumaktivität

Material	1960			1961			1962			1963			1964		
	A_{Max}	$\overline{A}$	$\overline{A}_K$	A_{Max}	$\overline{A}$	$\overline{A}_K$	A_{Max}	$\overline{A}$	$\overline{A}_K$	A_{Max}	$\overline{A}$	$\overline{A}_K$	A_{Max}	$\overline{A}$	$\overline{A}_K$
Wasser	38 ± 10*	29 ± 10*	6,8	16 ± 6	11 ± 6*	4,8	82 ± 7	80 ± 7	11,3	193 ± 9	108 ± 8	8,2	40 ± 8	32 ± 8	8,1
Seston	96 ± 44	85 ± 28	—	112 ± 29	83 ± 41	—	167 ± 4	158 ± 5	18,2	216 ± 5	160 ± 5	12,7	166 ± 7	131 ± 8	28,4
Cladophora	125 ± 27	125 ± 27	—	107 ± 7	86 ± 10	61,9	199 ± 6	199 ± 6	28,8	—	—	—	—	—	—
Aufwuchs-mischprobe	136 ± 52	100 ± 30	—	109 ± 8	80 ± 10	30,0	—	—	—	—	—	—	107 ± 28	107 ± 28	28,9
Gammarus pulex	43 ± 23	30 ± 19	4,0	18 ± 4	16 ± 6	10,1	31 ± 4	29 ± 4	10,5	66 ± 4	49 ± 3	13,9	38 ± 4	29 ± 4	18,9
Fische-Cypriniden Fleisch	—	—	—	242 ± 6	200 ± 20	171,5	221 ± 5	217 ± 6	213,0	—	—	—	193 ± 7	187 ± 8	144,8
Fische-Cypriniden Skelett	—	—	—	17 ± 7	14 ± 5	13,9	12 ± 3	9 ± 3	9,3	—	—	—	19 ± 9	17 ± 8	12,5
Mineralschlamm	19 ± 7	16 ± 7	6,4	13 ± 4	12 ± 4	9,5	26 ± 3	25 ± 3	6,6	35 ± 6	29 ± 5	7,0	20 ± 3	18 ± 4	4,1
Faulschlamm	34 ± 5	25 ± 5	10,7	17 ± 4	15 ± 4	12,9	45 ± 3	39 ± 3	7,6	25 ± 2	25 ± 2	5,1	45 ± 4	35 ± 4	5,7

* Die Werte wurden aus den Ergebnissen für Trockengewichte extrapoliert.

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

Tabelle 3a

Ergebnisse der Radioaktivitätsmessungen an Pflanzen, Tieren und Sedimenten aus dem Leitha-Mühlbach unterhalb der Einmündung des Abwasserkanals aus dem Reaktorzentrum Seibersdorf in pCi/g Asche von 1962—1964

Legende: A_{Max} = Maximalwert der Gesamtaktivität
$\overline{A}$ = Mittelwert der Gesamtaktivität
$\overline{A}_K$ = Mittelwert der Kaliumaktivität

Material	1962			1963			1964		
	A_{Max}	$\overline{A}$	$\overline{A}_K$	A_{Max}	$\overline{A}$	$\overline{A}_K$	A_{Max}	$\overline{A}$	$\overline{A}_K$
Wasser	82 ± 7	82 ± 7	11,7	160 ± 8	117 ± 8	8,6	49 ± 7	34 ± 8	7,9
Seston	167 ± 4	167 ± 4	17,4	216 ± 5	163 ± 5	10,3	123 ± 6	118 ± 10	29,5
Gammarus pulex	31 ± 4	31 ± 4	11,6	52 ± 3	52 ± 3	12,3	34 ± 3	26 ± 3	13,1
Mineralschlamm	26 ± 3	26 ± 3	7,9	34 ± 3	34 ± 3	6,9	59 ± 4	44 ± 4	5,2
Faulschlamm	32 ± 3	32 ± 3	8,2	28 ± 3	22 ± 3	15,2	65 ± 4	45 ± 5	5,3

In den Grünalgen und aus Algen bestehenden Aufwuchsmischproben waren ebenfalls stärkere Anreicherungen bis zu maximal 199 ± 6 pCi/g Asche für die Gesamtaktivität bzw. 17 ± 6 pCi/g Asche für die Restaktivität im Jahre 1962 festzustellen; 1963 mußten diese Messungen wegen ungenügenden Vorhandenseins von Algen unterbleiben.

Bei Bachflohkrebsen *(Gammarus pulex)* wurden die Maxima der Aktivitätskonzentration gleichfalls im Jahre 1963 gemessen und betrugen 66 ± 4 pCi/g Asche bzw. für den Jahresmittelwert der Gesamtaktivität 49 ± 3 und für die Restaktivität 35 ± 3 pCi/g Asche.

Das Fleisch und das Skelett von Fischen zeigten bezüglich Gesamtaktivität dagegen kaum einen Anstieg, während bei Mineralschlamm und Faulschlam eine schwache Zunahme der Aktivitätskonzentration von 1960 bis 1964 zu verzeichnen war; da Faulschlamm durch einen erhöhten Gehalt an organischen, im Feinsediment verfaulenden Substanzen charakterisiert ist, liegt seine Aktivität meist etwas höher als die des Mineralschlammes; sie erreicht aber für Faulschlamm maximal 45 pCi/g Asche in den Jahren 1962 und 1964, für Mineralschlamm 35 ± 6 pCi/g Asche im Jahre 1963.

Der Einfluß der Kernwaffenversuche von 1961/1962 konnte somit auch in Wasserpflanzen, Wassertieren und Sedimenten bestätigt wer-

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

den. Die Maximalwerte der Aktivitätskonzentration wurden fast in allen untersuchten Organismen und Schlämmen — analog den Ergebnissen für Grund- und Oberflächenwässer — im Jahre 1963 beobachtet, wobei jedoch entsprechend der Stellung innerhalb der Nahrungskette die Anreicherung im Seston am höchsten, in den Fischen am geringsten war.

Prüft man nun die Meßergebnisse für hydrobiologische Proben und Sedimente, die einen km unterhalb der Einmündung des Abwasserkanals (O 9) entnommen wurden (Tab. 3a) und die daher sowohl vom fall-out als auch vom Reaktorbetrieb beeinflußt waren, so bietet sich nichtsdestoweniger ein recht ähnliches Bild wie vorher. Wieder war die stärkste Akkumulation von Radioisotopen im Seston, und zwar ebenfalls im Jahre 1963, wahrzunehmen, wobei der Maximalwert (216 ± 5 pCi/g Asche) wie auch die Jahresmittelwerte für die Gesamt- und Restaktivität sich innerhalb der Fehlergrenzen nicht oder kaum von jenen oberhalb der Abwassereinmündung ermittelten unterschieden.

Ähnlich lautete der Befund für Bachflohkrebse; auch für sie wurde der Maximalwert im Jahre 1963 erreicht, lag aber mit 72 ± 3 pCi/g Asche bzw. 52 ± 3 pCi/g Asche für das Jahresmittel nur wenig über jenem, der an der Entnahmestelle oberhalb der Einmündung des Abwasserkanals gemessen wurde (66 ± 4 bzw. 49 ± 3 pCi/g Asche). Im Mineralschlamm und Faulschlamm dagegen war eine leichte Beeinflussung durch den Reaktorbetrieb nachzuweisen, die Maximalwerte waren von 1963 gegen 1964 verschoben und betrugen 59 ± 4 pCi/g Asche für Mineralschlamm und 65 ± 4 pCi/g Asche für Faulschlamm.

Im allgemeinen war bisher eine Anreicherung radioaktiven Materials in hydrobiologischen Proben und Sedimenten des Leitha-Mühlbaches nur zu einem geringen Teil auf die Einleitung schwach aktiven Abwassers aus dem Reaktorzentrum Seibersdorf, zum größten Teil aber auf die Wirkung des fall-out der Kernwaffenversuche zurückzuführen. Die Anreicherungsfaktoren bzw. Konzentrationsfaktoren gegenüber dem umgebenden Wasser blieben ebenfalls sehr klein (in allen Fällen < 10) und sind in keiner Weise mit den hohen Akkumulationserscheinungen, die beispielsweise im Columbia-Fluß unterhalb des Hanford-Reaktors auftraten, zu vergleichen (11).

Abschließend möge noch erwähnt werden, daß die Bundesanstalt neben Oberflächenwässern — einschließlich hydrobiologischer Proben und Sedimente aus dem Vorfluter — und Grundwässern im Gefährdungsbereich des Reaktorzentrums von Seibersdorf auch noch Betriebsabwässer, Fäkalabwässer, Gras- und Bodenproben aus dem Reaktor-

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

zentrum sowie Produkte der Zuckerrübe aus der Brucker Zuckerfabrik radiologisch untersucht hat.

Zusammenfassung

Im Rahmen der Überwachung der Reinhaltebedingungen, insbesondere der Radioaktivität im Reaktorzentrum Seibersdorf und dessen Umgebung, führte die Bundesanstalt für Wasserbiologie und Abwasserforschung im Auftrag der Obersten Wasserrechtsbehörde seit 1960 laufend radiologische Untersuchungen an Betriebs- und Fäkalabwässern, an Grund- und Oberflächenwässern, an hydrobiologischen Proben und Sedimenten aus dem Vorfluter, an Gras- und Bodenproben sowie an Produkten der Zuckerrübe aus der Brucker Zuckerfabrik durch. In dieser Arbeit wird speziell über Ergebnisse von Messungen in Grund- und Oberflächenwässern sowie an Pflanzen, Tieren und Sedimenten aus der Vorflut in Zusammenhang mit den geologischen und hydrologischen Verhältnissen und der anfallenden Abwassermenge berichtet.

Der Reaktor in Seibersdorf ist ein reiner Forschungsreaktor, demnach sind die Betriebsabwässer sowohl in bezug auf Quantität als auch auf Radioaktivität relativ gering. Die geologischen und hydrologischen Voraussetzungen, besonders die Grundwasserverhältnisse sind nicht sehr günstig, da der Grundwasserspiegel im Reaktorbereich nur wenig unter der Erdoberfläche liegt, die Fließgeschwindigkeit relativ hoch ist und das Grundwasser in Verbindung mit jenem der Mitterndorfer Senke steht, das für eine Wasserversorgung der Stadt Wien herangezogen werden soll. Außerdem zeigt der Boden ein nur geringes Rückhaltevermögen für radioaktive Verunreinigungen. Seit Inbetriebnahme des Reaktors im Jahre 1960, die in vollem Ausmaße erst seit Juli 1965 erfolgte, konnten jedoch bis auf eine Ausnahme mit stärkerer Strontiumverseuchung am 8. April 1964 keine radioaktiven Abfallprodukte, die durch den Reaktorbetrieb verursacht waren, im Grundwasser der acht untersuchten Brunnen in dessen Umgebung nachgewiesen werden. Dagegen waren infolge der ungünstigen hydrogeologischen Verhältnisse die Auswirkungen der Atombombenversuche von 1961/1962 selbst im Grundwasser durch ein allgemeines leichtes Ansteigen des Aktivitätsspiegels sowohl grundwasserstromaufwärts als auch grundwasserstromabwärts zu erkennen.

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

Auch in den Oberflächenwässern, speziell im Vorfluter, konnten kaum Aktivitätserhöhungen vom Reaktorbetrieb her nachgewiesen werden, während der Einfluß der ausländischen Kernwaffenversuche von 1961/1962 dagegen deutlich zu beobachten war.

In Wasserpflanzen und Wassertieren aus dem Vorfluter Leitha-Mühlbach war ebenfalls eindeutig ein Ansteigen der Aktivitätskonzentration von 1960 bis 1963 im Einklang mit dem Verlauf der Kernwaffenversuche, aber kaum eine Beeinflussung durch das Reaktorzentrum festzustellen. Nur in Mineralschlamm- und Faulschlammproben aus dem Leitha-Mühlbach konnte eine schwache Aktivitätserhöhung als Folge der Einleitung schwach aktiven Abwassers im Jahre 1964 wahrgenommen werden.

Literatur

1. Wolman, A., Gorman, A. E.: Management and Disposal of Radioactive Wastes. Schriftenreihe GWF: Wasser — Abwasser, Nr. 2, Radioaktive Substanzen und Wasser, Dokumentation, R. Oldenbourg-Verlag. München 1956.

2. Foster, R. F., Junkins, R. L., Linderoth, C. E.: Waste Control at the Hanford Plutonium Production Plant. Journal Water Pollution Control Federation, Washington 16, D. C., USA, May 1961.

3. International Commission on Radiological Protection ICRP Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Publ. 2. Report of Committee II on Permissible Dose for Internal Radiation. Published for the International Commission on Radiological Protection by Pergamon Press, Oxford, London, New York, Paris 1959.

4. Gorman, A. E.: Waste Disposal as Related to Site Selection. Schriftenreihe GWF: Wasser — Abwasser, Nr. 2, Radioaktive Substanzen und Wasser, Dokumentation, R. Oldenbourg-Verlag, München 1956.

5. Davis, J. J.: Dispersion of Radioactive Materials by Streams. Journal American Water Works Association, Vol. 50, No. 11, USA, Nov. 1958.

6. Frantz, A.: Die Radioaktivität österreichischer Oberflächengewässer mit besonderer Berücksichtigung der pflanzlichen und tierischen Organismen und Sedimente. Wasser und Abwasser, Bd. 1962, Verlag Winkler & Co., Wien.

7. Frantz, A.: Die Radioaktivität in der österreichischen Donau. Archiv für Hydrobiologie, Suppl. Donauforschung Bd. II, 1965, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart; im Druck.

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

8. Knie, K., Gams, H.: Bemerkenswerte Wässer im Seewinkel, Burgenland. Wasser und Abwasser, Bd. 1962, Verlag Winkler & Co., Wien.

9. Radioaktivitätsmessungen in Österreich, 4. Jahresbericht, 1963. Bundesministerium für soziale Verwaltung, Wien 1964.

10. Radioaktivitätsmessungen in Österreich, 5. Jahresbericht, 1964. Bundesministerium für soziale Verwaltung, Wien 1965, im Druck.

11. Davis, J. J., Foster, R. F.: Bioaccumulation of Radioisotopes trough Aquatic Food Chains. Ecology, Vol. 39, No. 3, 1958.

12. Davis, J. J., Perkins, R. W., Palmer, R. F., Hanson, W. C., Cline, J. F.: Radioactive Materials in Aquatic and Terrestrial Organisms Exposed to Reactor Effluent Water, Reprint from 2nd UN Geneva Conference, Printed by Pergamon Press, London 1958.

Anschrift des Verfassers: Dr. Anny Frantz, Bundesanstalt für Wasserbiologie und Abwasserforschung, Wien-Kaisermühlen.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Wasser und Abwasser

Jahr/Year: 1964

Band/Volume: 1964

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

Artikel/Article: Die Radioaktivität der Oberflächengewässer und des Grundwassers in der Umgebung des Forschungsreaktors in Seibersdorf, Niederösterreich 9-35