

Radioökologische Untersuchung zum Tritium im Deponiesickerwasser der Deponie Ihlenberg

Auftraggeber: IAG – Ihlenberger Abfallentsorgungsgesellschaft mbH
Ihlenberg 1
23923 Selmsdorf

Auftragnehmer: Nuclear Control & Consulting GmbH
Hinter dem Turme 24
38114 Braunschweig

e-mail: rainer.gellermann@nuclear-cc.de

Bearbeiter: Dr. Rainer Gellermann
Jana Krägenow
Christian Ahrens

Kurztitel: Selmsdorf, Radioökologie
Projekt-Nr.: MV037-07

Nuclear Control & Consulting GmbH



Bestätigt:
Dr. Rainer Gellermann
Abteilungsleiter Radioökologie / Strahlenschutz

Datum: Braunschweig, 25.11.2016

Inhalt

1	Veranlassung und Aufgabenstellung	5
2	Allgemeine Angaben zu Tritium und den Standortbedingungen	6
2.1	Eigenschaften von Tritium	6
2.2	Erzeugung von technogenem Tritium in kerntechnischen Anlagen	7
2.3	Tritium in der Umwelt	8
2.4	Maßstäbe zur radiologischen Bewertung von Tritium	11
3	Tritium im Permeat der Deponie Ihlenberg	14
3.1	Datenauswertung	14
3.2	Mögliche Tritiumquellen	16
3.2.1	Konsumgüter mit Tritium (Leuchtfarben, Beta-Lights, u.ä.)	16
3.2.2	Aus dem Strahlenschutz uneingeschränkt freigegebene Abfälle	18
3.2.3	Aus dem Strahlenschutz zweckgerichtet freigegebene Abfälle der Energiewerke Nord (EWN)	18
3.2.4	Ablagerungen tritiumhaltiger Abfälle vor 1990	25
3.2.5	Zusammenfassende Bewertung möglicher Herkunftsbereiche des Tritiums in der Deponie Ihlenberg	26
4	Grundlagen zur radioökologischen Modellierung von Tritium	27
4.1	Naturräumliche Situation am Standort Ihlenberg	27
4.1.1	Geografische Situation	27
4.1.2	Hydrologie	29
4.1.3	Hydrogeologie	30
4.2	Messbefunde	32
4.2.1	Oberflächengewässer	32
4.2.2	Grundwasser	35
4.3	Modellstruktur und Expositionsszenarien	38
4.3.1	Grundsätze zur Ermittlung der Strahlenexposition	38
4.3.2	Expositionsszenarien und Expositionspfade	39
4.3.3	Einwirkstellen und expositionsrelevante Aktivitätskonzentrationen	40
4.3.4	Referenzpersonen	42
5	Modellansätze und Parameter	44
5.1	Äußere Exposition, Betasubmersion	44
5.2	Innere Exposition durch Inhalation	44
5.3	Innere Exposition durch Verzehr lokal angebaute Lebensmittel	44
5.4	Modellgleichungen	45
6	Modellergebnisse und Bewertung	47
7	Zusammenfassung	50
8	Quellenangaben und Literatur	52
9	Anhang A – Abkürzungen und Symbole	54
10	Anhang B – Modell zur Abschätzung des Tritiuminventars und der Tritiumausträge aus der Deponie Ihlenberg	56

Anlagen

Anlage 1 Modelldokumentation

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1:	Wertebereiche für Tritium in Gewässern, im Niederschlag und Deponiesickerwasser in Deutschland im Jahr 2013 [10]	10
Tabelle 3-1:	Messdaten von Tritium im Permeat	15
Tabelle 3-2:	Freigrenzen und Freigabewerte für H-3 nach StrlSchV in Bq/g	19
Tabelle 3-3:	Jahresmengen der auf der Deponie Ihlenberg abgelagerten Freigabeabfälle der EWN	19
Tabelle 3-4:	Abfallschlüsselnummern der zur IAG entsorgten Freigabeabfälle der EWN	20
Tabelle 3-5:	Aktivitätsanteile der (verkürzten) Nuklidvektoren von zur IAG entsorgten Freigabeabfällen der EWN (Ausschnitt der Tabelle U6 ohne C-14, Sr-90, Uran- und Transuranisotope)	21
Tabelle 4-1:	Abfluss von Permeat der Deponie Ihlenberg ins Einzugsgebiet des Rupensdorfer Baches	30
Tabelle 4-2:	Tritium Messwerte (H-3) und Verdünnungsfaktoren (VF) im Fließgewässernetz zwischen Einleitstelle Permeat und Ablauf Oberteich – Maurine	33
Tabelle 4-3:	Tritium Messwerte für den Zeitraum 2013-2015 im Grundwasser	37
Tabelle 4-4:	Dosiskoeffizienten von Tritium	43
Tabelle 4-5:	Mittlere Verzehrraten der Referenzperson von pflanzlichen und tierischen Lebensmitteln in kg/a und anzuwendender Faktor zur Abdeckung des 95 % Perzentils nach Anlage VII Teil B Tabelle 1 StrlSchV [22]	43
Tabelle 4-6:	Mittlere Verzehrraten von Wasser (und Muttermilch) durch Referenzpersonen nach Anlage VII Teil B Tabelle 1 StrlSchV [22]	43
Tabelle 6-1:	Modellierte effektive Dosen durch technogenes deponiebürtiges Tritium für das Jahr 2015 in Mikrosievert (=1/1000 Millisievert)	47

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1:	Hautdosis H_T der Betastrahlung geteilt durch die flächenbezogene Aktivität A_F einer kreisförmigen, homogenen Kontamination der Haut mit einer Fläche von 1 cm ² (Äquivalentdosisleistungsfaktor $I_{e\beta}$) als Funktion von $E_{\beta,max}$ [MeV].	6
Abbildung 2-2:	Tritium im Niederschlag von Messstationen in Deutschland. Messergebnisse Monatsproben DWD [8].	9
Abbildung 3-1:	Sammelbecken für Permeat; Bild unten links: Probenahmestelle 1.	14
Abbildung 3-2:	Messdaten und modellierte Daten von Tritium im Sickerwasser	16
Abbildung 4-1:	Deponie Ihlenberg und umgebender Landschaftsraum	28
Abbildung 4-2:	Einleitstelle Permeat und Verlauf des Ableitgrabens durch den Staatsforst (Bildgrundlage: Bing Maps 2016)	29
Abbildung 4-3:	Grundwassergleichenplan der Grundwasserstockwerke I und II aus [21].	31
Abbildung 4-4:	Schema des Fließweges der Deponiesickerwässer in Richtung Rupensdorfer Bach / Oberteich mit Angabe der H-3 Aktivitätskonzentration für Messungen aus 2015.	33
Abbildung 4-5:	Verteilung der H-3 Aktivität von der Deponie Ihlenberg bis zum Auslauf des Oberteichs	34
Abbildung 4-6:	Grundwassermessstellen im Umfeld der Deponie Ihlenberg (Quelle: IAG)	36
Abbildung 4-7:	Nutzungsverhältnisse im Gebiet der Einwirkstellen (s. Text)	42
Abbildung 6-1:	Relative Anteile der Ingestionsdosis für die Referenzperson „Säuglinge“	48

1 Veranlassung und Aufgabenstellung

Seit Juli 2011 untersucht das Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern als Teil des bundesweiten Messprogramms IMIS Sickerwasser der Deponie Ihlenberg auf Radioaktivität. Dabei wurde 2011 eine Tritiumkonzentration von 576 Bq/l gemessen. Dieser Messwert löste in der Öffentlichkeit Besorgnisse und Diskussionen aus (siehe z.B. OZ vom Mai 2015).

Zur Klärung der Situation ließ die IAG – Ihlenberger Abfallentsorgungsgesellschaft mbH seit mehreren Jahren im Sickerwasser, im gereinigten Sickerwasser (Permeat) und im Umfeld der Deponie Tritium bestimmen. Um die vorliegenden Messwerte einzuordnen und auf ihre radiologische Bedeutung hin bewerten zu können, wurde die NCC mit folgenden Leistungen beauftragt:

- Radioökologische Modellierung der Strahlenexposition von Einzelpersonen der Bevölkerung durch Ableitungen von gereinigtem Sickerwasser (Permeat) der Deponie Ihlenberg mit Betrachtung der Ausbreitungspfade
 - Gereinigtes Deponiewasser – Oberflächenwasser – Beregnung – Nahrungspflanzen – Verzehr von Nahrungspflanzen
 - Gereinigtes Deponiewasser – Oberflächenwasser – Viehtränke – Fleisch/Milch – Verzehr
 - Gereinigtes Deponiewasser – Oberflächenwasser – Fischfleisch – Verzehr
- Prüfung anderer möglicher Ausbreitungspfade auf radiologische Relevanz
- Allgemeinverständliche Zusammenfassung der Arbeiten und der erhaltenen Ergebnisse

2 Allgemeine Angaben zu Tritium und den Standortbedingungen

2.1 Eigenschaften von Tritium

Tritium (T, H-3¹) ist das natürlich vorkommende radioaktive Isotop des Wasserstoffs. Tritium ist neben Protium („H-1“) und Deuterium (D, H-2) nur in Spuren (Stoffmengenanteil ca. 10⁻¹⁶ %) in der Natur vorhanden. In Bodennähe kommen als typische Verbindungen der Tritium-Wasserstoff (HT), das Tritium-Wasser (HTO, seltener T₂O) und organisch gebundenes Tritium (OBT, hier nicht als chemisches Symbol) vor [1].

Die radioaktive Halbwertszeit von Tritium beträgt 12,35 Jahre. Der Zerfall erfolgt als niedrig-energetischer β-Zerfall (E_{max} = 18,6 keV). Die maximale Eindringtiefe der vom Tritium emittierten β-Teilchen in Wasser oder Zellgewebe erreicht bis zu 6 μm [2] und ist damit geringer als die Dicke der Oberhaut, die etwa 30 μm bis 50 μm beträgt. Aufgrund dieser geringen Energie der β-Teilchen von nur 0,018 MeV sind die Dosiskoeffizienten für die innere Strahlenexposition (s. Tabelle 4-4) auch im Vergleich zu anderen Dosiskoeffizienten von Betastrahlern relativ klein. Tritium trägt nicht zur äußeren Strahlenexposition, auch nicht der über eine Hautdosis bei (s. Abbildung 2-1).

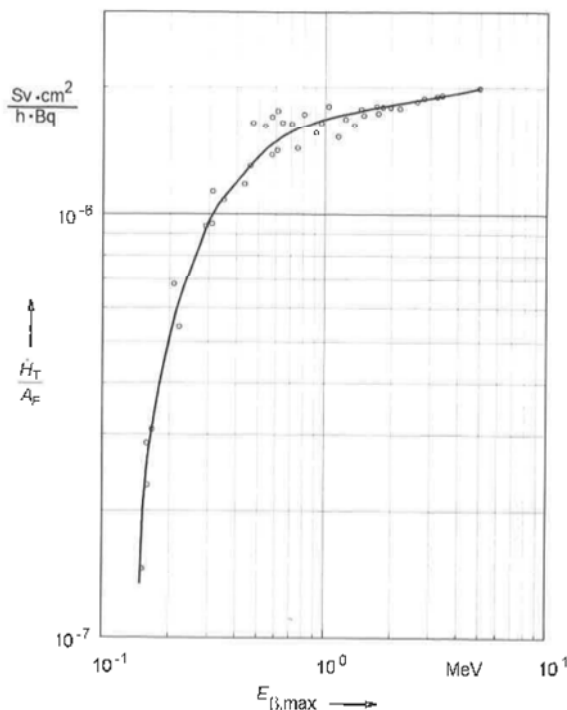


Abbildung 2-1: Hautdosis H_T der Betastrahlung geteilt durch die flächenbezogene Aktivität A_F einer kreisförmigen, homogenen Kontamination der Haut mit einer Fläche von 1 cm² (Äquivalentdosisleistungsfaktor $I_{e\beta}$) als Funktion von $E_{\beta,max}$ [MeV].

Die maximale Betaenergie von Tritium $E_{\beta,max} = 0,018$ MeV ist kleiner als die kleinste auf der Abszisse dargestellte Energie von 0,1 MeV. Tritium liefert daher keinen Beitrag zur Hautdosis.

Quelle: [3]

Die Radioaktivität von Tritium im Wasser wird üblicherweise als Tritium-(Aktivitäts-)Konzentration angegeben (Bq/l HTO). Die in der Isotopenhydrologie gebräuchliche Notation auf Basis der „Tritium Einheit“ (tritium unit, TU) entspricht 0,118 Bq/l HTO [1]. Die Aktivität von Tritium in organisch gebundener Form (OBT) wird auf das Wasseräquivalent einer vollständigen Probenverbrennung bezogen. Für die Bestimmung des Wasseräquivalents wird eine trockene Probe (ohne freies Wasser) angenommen [4].

¹ Eine zusammenfassende Erklärung der Abkürzungen und Symbole enthält Anhang A

2.2 Erzeugung von technogenem Tritium in kerntechnischen Anlagen

Tritium kann auf vielfältige Art durch Einwirkung von Neutronen auf Atomkerne erzeugt werden. Große Mengen von Tritium entstehen in Kernreaktoren. In Deutschland betriebene Reaktoren sind (und waren zum größten Teil) Leichtwasserreaktoren, in denen isotopisch „normales“ Wasser als Moderator und Kühlmittel verwendet wird. Schwerwasserreaktoren, in denen „schweres Wasser“ (Deuteriumoxid, D₂O) als Moderator verwendet wird, wurden in Deutschland nur als Forschungsreaktoren (Hochschule Zittau und FZ Karlsruhe) verwendet.

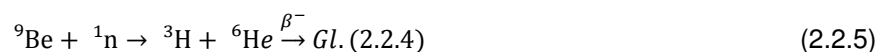
Die meisten in Kernkraftwerken in Deutschland verwendeten (Leichtwasser-)Reaktoren gehören zum Typ Druckwasserreaktor. Bei diesem Typ (wie er z.B. in modifizierter Form im KKW Greifswald betrieben wurde) entsteht Tritium beispielsweise in der Folge des Zusatzes von Borsäure zum Moderatorwasser aus der Reaktion von Bor mit schnellen Neutronen.



Andere Reaktionen, die zur Bildung von Tritium führen, sind Reaktionen von Deuterium (H-2) oder Lithium mit thermischen Neutronen [5].



In Forschungsreaktoren werden Beryllium als Neutronen-Reflektorelement und Borcarbid als Neutronen-Absorber(-stab) verwendet. Zusätzlich zu den Kernreaktionen mit Bor kommt es in solchen Fällen zu Reaktionen mit Beryllium. Dabei sind folgende Reaktionen zu berücksichtigen, bei denen signifikante Mengen an Tritium produziert werden:



Außerdem kann Tritium zu einem geringen Prozentsatz als drittes Teilchen der Kernspaltungsreaktion und aus der Bestrahlung anderer Materialien mit Neutronen entstehen [5].

Die zuvor aufgeführten Kernreaktionen führen auch in Siedewasserreaktoren zur Bildung von Tritium; da allerdings in diesen Reaktoren keine Borsäure verwendet wird, in deutlich geringerem Maße. Das Hauptinventar an Tritium befindet sich in Kernkraftwerken folglich im primären Kühlwasserkreislauf.

Kommerziell vertriebenes Tritium stammt nach Angaben von Amme und Siegenthaler [6] vor allem aus sog. CANDU-Reaktoren (spezieller Typ von Schwerwasserreaktoren). Eine gezielte Herstellung durch Neutronenbestrahlung von Lithium ist möglich. In Deutschland wird (nach Kenntnis der Bearbeiter) kein Tritium kommerziell als Produkt gezielt hergestellt.

Sowohl das in Wassermolekülen als auch das in organischen Verbindungen gebundene Tritium kann über Diffusionsprozesse in Beton übertreten und zur Kontamination des Baumaterials führen. Besonders mobil ist allerdings das atomar, d.h. als Gas vorliegende Tritium.

Hohe Tritiumkontaminationen von Beton kommen vor allem dann vor, wenn der Beton in direktem Kontakt mit stark tritiumhaltigen Wässern stand. Da Beton zumindest in Spuren Bor und Lithium sowie natürliches Uran (0,02-0,03 Bq/g) enthält, kommt es bei Neutronenbestrahlung auch direkt zur Bildung von Tritium im Beton. Je nach der Position des so gebildeten Tritiums in der Mineralstruktur kann es chemisch fest in die Minerale eingebunden sein, ist aber z. B. bei einer Bindung an das Kristallwasser mobiler [7] als das als Wassermolekül in den Beton eindiffundierte. Solche direkt tritiumkontaminierte Baumaterialien stammen aber aus reaktornahen Bereichen der Anlagen, da nur dort eine hohe Neutronendichte vorliegt.

Obwohl die in den Anlagen der Kernkraftwerke verbauten Metalle sehr geringe Anteile an Lithium, Bor oder Wasserstoff enthalten, kann dort bei hinreichend hohen Neutronenflüssen eine signifikante Produktion von Tritium stattfinden. So kann z. B. in einer AlMg_3 -Legierung mit einem Lithiumgehalt kleiner 0,001 Gew.% durch die Reaktion (2.2.4) Tritium im Bereich 10^4 Bq/g produziert werden. Auch von anderen Metallen aus kerntechnischen Anlagen sind erhebliche Tritiumkontaminationen bekannt (persönliche Auskunft der Produktkontrollstelle BfS/Jülich vom 30.06.2016).

2.3 Tritium in der Umwelt

Natürliches Tritium bildet sich in der Stratosphäre durch Kernreaktionen (hauptsächlich Neutronenreaktionen mit Stickstoff), die durch die kosmische Höhenstrahlung ausgelöst werden. Beim Eintritt in die Atmosphäre bildet sich Tritium-Wasser HTO und auch tritiiertes Wasserstoffperoxid HTO_2 als Reaktionsprodukt mit Ozon (O_3).

Sobald HTO in Form von Tröpfchen vorliegt, bewegt es sich im Wasserkreislauf, es verteilt sich auf globaler Ebene in Abhängigkeit von den weltweiten Zirkulationsprozessen der Atmosphäre und der hydrologischen Kreisläufe.

Tritium ist nicht überall in der gleichen Menge und in der selben Form vorhanden, sondern folgt der Verteilung des Wassers. Vom weltweiten Tritiuminventar befinden sich etwa 0,22 % in der Atmosphäre, wobei 0,12 % als Wasserstoffgas (HT) und 0,1 % als Wasserdampf (HTO) vorliegen. 99,78 % des weltweiten Tritiuminventars befinden sich als Wassermoleküle in der Hydrosphäre [1].

Die natürliche Verteilung von Tritium wurde durch Kernwaffentests von Wasserstoffbomben vor allem Anfang der 1960er Jahre stark gestört. Es wurden erhebliche Mengen Tritium freigesetzt, die das natürliche Tritiuminventar um ein Vielfaches überstiegen und zu erheblichen Anstiegen der Tritiumkonzentration im Niederschlag führten. In den Jahren 1963 lag die Tritiumkonzentration im Niederschlagswasser in Deutschland über 200 Bq/l und erreichte Spitzenwerte von über 500 Bq/l. Die prozentuale Verteilung von Tritium in den Kompartimenten blieb dabei annähernd erhalten.

Inzwischen ist das technogene Tritium der Kernwaffentests aus den frühen 1960er Jahren zu mehr als 90 % zerfallen. Durch Einmischen in die Ozeane ist das Restinventar weitgehend aus dem Wasserkreislauf entfernt, so dass in Deutschland die mittleren Tritiumkonzentrationen im Niederschlag inzwischen auf etwa 0,9 Bq/l und damit fast auf das natürliche Niveau von ca. 0,6 Bq/l abgefallen sind. Durch natürliche Prozesse zeigen die Tritiumkonzentrationen einen typischen Jahresgang mit einer Schwankungsbreite, die derzeit ca. 0,5 Bq/l bis 1,5 Bq/l umfasst (s. Abbildung 2-2).

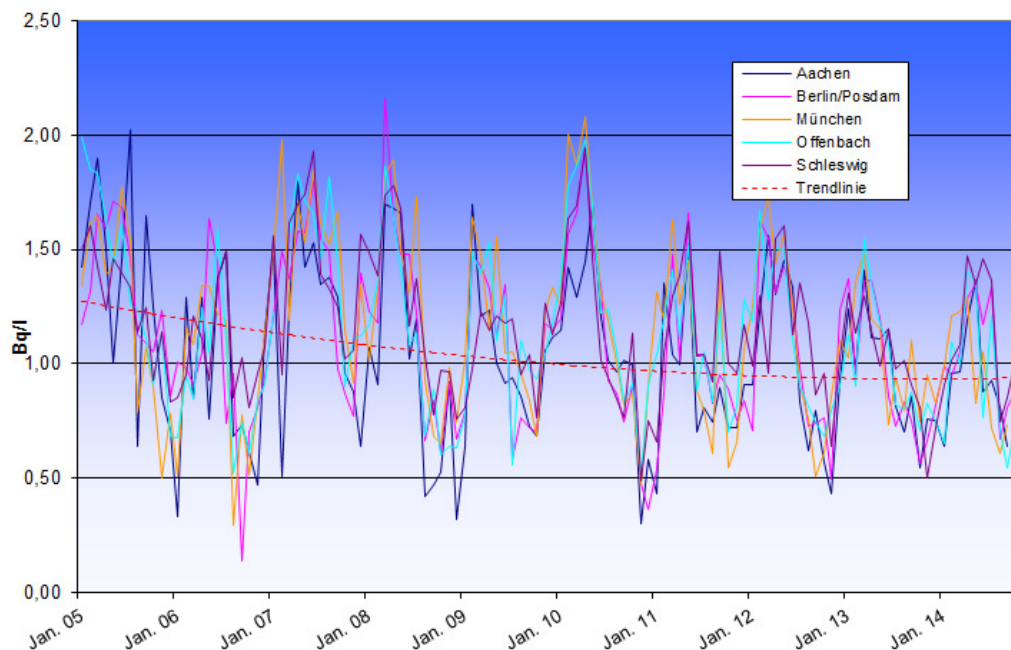


Abbildung 2-2: Tritium im Niederschlag von Messstationen in Deutschland. Messergebnisse Monatsproben DWD [8].

Unabhängig von den durch die Atommasse bedingten thermodynamischen Besonderheiten, die nur in sehr geringem Maße die Verteilung in der Umwelt beeinflussen, verhält sich Tritium im Wassermolekül wie ein Wasser und kann in ionischer, gasförmiger und flüssiger oder im Falle von Eis auch in fester Form vorliegen [9]. Für die Verteilung in der Umwelt sind die üblichen Prozesse des Wasserkreislaufs, wie Evaporation, Transpiration (bei Bewuchs), Kondensation, Niederschlag und Abfluss, Grundwasserneubildung wirksam. Außerdem kann es zu den für Wasser üblichen Übergängen in die Atmosphäre (vor allem als Wasserdampf) und in Biomasse kommen.

Eine Anreicherung von Tritium im Wasser, d.h. eine Zunahme des atomaren Verhältnisses T/H, findet durch Prozesse in der Natur nur in einem sehr geringen Maße statt und kann für radiologische Betrachtungen außer Acht gelassen werden.

Die Ergebnisse der Untersuchungen zur Verteilung von natürlichen radioaktiven Stoffen in Gewässern und Sedimenten werden in Jahresberichten der Leitstellen des Bundes zur Umweltradioaktivität veröffentlicht. Für Tritium sind beispielhaft Werte für das Jahr 2013 in Tabelle 2-1 angegeben.

Tabelle 2-1: Wertebereiche für Tritium in Gewässern, im Niederschlag und Deponiesickerwasser in Deutschland im Jahr 2013 [10]

Kompartiment	Wertebereich (Bq/l)	Bemerkung
Oberflächenwasser der Binnengewässer	< 10 – 25	Deutschlandweite Messungen. Geforderte Nachweisgrenze: 10 Bq/l. Werte über 10 Bq/l durch technologische Einträge (vor allem KKW) bedingt
Trave	0,9 – 1,26	Travemünde, km 26,9, (11 Einzelmessungen)
Westliche Ostsee	0,86 – 1,02	An der Oberfläche 0,95 – 1,02 Bq/l
Niederschlag	0,44 – 1,55	Deutschlandweite Messungen. Wie in Abbildung 2-2 erkennbar, weist die Tritiumkonzentration im Niederschlag einen jahreszeitlichen Verlauf auf, bei dem Maximalwerte im Sommer und die geringsten Werte im Winter auftreten.
Deponie-Sickerwasser	4,3 – 320	Der Wertebereich umfasst 78 % der Messungen. 22 % der Messergebnisse waren kleiner als die Nachweisgrenze. (Höhere Werte bis 1500 Bq/l wurden z.B. im Jahr 2005 in Sickerwasser einer Deponie in Bayern gemessen. s. Text)

In Oberflächengewässern wird die Tritiumkonzentration durch die Niederschläge und den Anteil des Grundwassers am Abfluss bestimmt. Die in Tabelle 2-1 beispielhaft aufgeführten Messwerte aus der Trave und der westlichen Ostsee liegen im Schwankungsbereich der Tritiumkonzentrationen in Niederschlägen und belegen, dass es sich hierbei im Wesentlichen um Wasser handelt, das direkt aus Niederschlägen gespeist wurde.

Höhere Tritiumkonzentrationen in Oberflächengewässern sind das Ergebnis von Einleitungen. Tritiumkonzentrationen über 10 Bq/l im Jahresmittel wurden 2013 nur in der Mosel durch Einleitungen des KKW Cattenom festgestellt. Direkt an Einleitstellen von Kernkraftwerken können aber weitaus höhere Tritiumkonzentrationen von Wasser vorkommen. So wurden im Auslaufbauwerk des KKW Emsland im Jahr 2013 eine mittlere Aktivität von 1410 Bq/l H-3 gemessen) [10].

Im Grundwasser reichen die Wertebereiche von Tritiumkonzentrationen nach den Daten in [10] bis zu 20 Bq/l, wobei die Konzentrationen oberhalb des natürlichen Hintergrundes nur in der Umgebung kerntechnischer Anlagen festgestellt wurden.

Grundwasser an Orten, an denen keine technologischen Einträge stattfanden, weist aufgrund des (allgemeinen) Tritiumgehaltes der Niederschläge bis ca. 1,5 Bq/l Tritium auf. Diese Tritiumkonzentration ist auch möglich, wenn das Grundwasser in der Zeit nach 1960 gebildet wurde, da die relativ hohen Tritiumkonzentrationen der Niederschläge in den letzten Dekaden des 20. Jahrhunderts noch nicht vollständig zerfallen sind. „Altes“ Grundwasser, das durch Niederschläge gebildet wurde, die vor 1950 versickert sind, hat derzeit Tritiumkonzentrationen von weniger als 0,02 Bq/l und ist damit praktisch tritiumfrei. Höhere Tritiumkonzentrationen im Grundwasser als 1,5 Bq/l sind derzeit als Indiz für technologische Einträge anzusehen, wobei eine „scharfe“ Unterscheidung auch wegen der stets zu beachtenden Messunsicherheiten nicht möglich ist.

Die Daten der Tabelle 2-1 zeigen, dass im Deponiesickerwasser generell Tritiumkonzentrationen vorkommen, die deutlich über dem natürlichen Hintergrundniveau liegen. Dieser Befund ist in den Jah-

resberichten des Bundesumweltministeriums seit langem belegt. Bereits der Jahresbericht 1997 [11] besagt, dass in 75 % der untersuchten Proben Tritiumkonzentrationen zwischen 2,8 Bq/l und 240 Bq/l (1996: 3,6 bis 340 Bq/l) gefunden wurden. Die bisher höchsten Messwerte wurden im Jahr 2005 bei Deponiesickerwässern aus Bayern mit 1000 Bq/l und 1500 Bq/l ermittelt. Weitere zwei Messwerte über 500 Bq/l wurden an Deponiesickerwasser in Niedersachsen gefunden (Auskunft erhalten vom BfS/IMIS am 29.06.2016).

Als Ursache wird im Bericht der Messstellen, Leitstellenbericht 2011 [12] festgestellt: „*Tritium im Sickerwasser bzw. oberflächennahen Grundwasser von Hausmülldeponien stammt vorwiegend aus Altlasten der Uhren- und Gerätefertigung.*“ Mit diesem Hinweis verweisen die Messstellen auf den Sachverhalt, dass seit dem Verbot radiumhaltiger Leuchtfarben in den 1960er Jahren Tritium und in geringerem Maße andere Radionuklide (z.B. Pm-147) zur Herstellung von Leuchtfarben benutzt werden. Eine Übersicht über die Verwendung von Tritium in Konsumgütern enthält Kapitel 3.2.1.

Andere Quellen für das auf den Deponien gefundene Tritium können Abfälle aus Forschungseinrichtungen der Biologie, Chemie und Medizin sein, in denen Tritium als Tracer zur Markierung bestimmter Substanzen verwendet wird. Da Tritium bis zu Aktivitäten von 1 GBq (1E+9 Bq) genehmigungsfrei verwendet werden kann, sind Abfälle mit Tritiumkontaminationen aus diesem Herkunftsbereich grundsätzlich möglich.

Auf Basis der derzeitigen Kenntnislage, ist auch zu prüfen, ob Bauschutt aus dem Rückbau von kerntechnischen Anlagen, der möglicherweise Tritium enthalten hat und der nach Durchlaufen eines regulären Freigabeverfahrens zur Entsorgung auf einer Deponie abgelagert wurde, Tritium über Auswaschung mit dem Sickerwasser freisetzt (s. Kapitel 3.2.3).

2.4 Maßstäbe zur radiologischen Bewertung von Tritium

Abfälle, die nach KrWG behandelt, verwertet oder beseitigt werden, sind unabhängig von ihrer physikalischen Radioaktivität im rechtlichen Kontext nicht radioaktiv. Die auf der Deponie Ihlenberg entsorgten Abfälle sind folglich weder radioaktive Stoffe im Sinne des § 2 Atomgesetz (AtG) noch bedarf die IAG als Betreiber einer Genehmigung nach StrlSchV. Im System des Strahlenschutzes ist als Voraussetzung für eine solche Klassifizierung implizit enthalten, dass Strahlenexpositionen aus kontrollierbaren Strahlenquellen mit „künstlichen“ Radionukliden, die als Abfälle aus einer genehmigten Tätigkeit (z.B. einem Kernkraftwerk) auf einer Deponie beseitigt werden, nur Dosen im Bereich von 10 µSv im Kalenderjahr verursachen dürfen (s. § 29 Abs. 2 StrlSchV). Strahlenexpositionen in diesem Bereich oder unterhalb dieser Dosis gelten als geringfügig im rechtlichen Sinne („de minimis non curat lex“). Für Strahlenquellen, die keiner strahlenschutzrechtlichen Kontrolle unterliegen, gilt diese Forderung nicht. Ihr Beitrag zur Strahlenexposition ist ggf. der allgemeinen Strahlenexposition zuzurechnen.

Im Falle von Tritium können solche Strahlenquellen auch die Produkte sein, denen Tritium zugesetzt wurde und die als Konsumgüter genehmigungsfrei benutzt werden können. Maßstab für eine solche genehmigungsfreie Nutzung ist die Freigrenze nach Anlage III Tabelle 1 Spalte 2 StrlSchV. Diese

Freigrenze beträgt für Tritium $10^9 \text{ Bq} = 1\text{E}+09 \text{ Bq} = 1 \text{ GBq}^2$. Auch nach einer längeren Nutzungsdauer von ca. 2 Halbwertszeiten des Radionuklids Tritium (ca. 25 Jahre) sind noch immer mehr als 200 MBq (0,2 GBq) Tritium in solchen Produkten möglich.

Seit Einführung der novellierten StrlSchV im Jahr 2001 sind bei Konsumgütern bereits beim Inverkehrbringen die Anforderungen an die Begrenzung der Dosis nachzuweisen (s. § 107 Abs. 1 StrlSchV). Allerdings können im Ausland erworbene Produkte von Privatpersonen genehmigungsfrei im Reiseverkehr eingeführt werden, sofern diese Produkte nicht zum Handel oder zu einer gewerblichen Verwendung bestimmt sind (§ 108 StrlSchV).

Eine Kontamination des gewöhnlichen Hausmülls mit genehmigungsfrei genutzten Produkten, denen Tritium zugesetzt wurde, ist daher die plausibelste Erklärung für die seit langem im Deponiesickerwasser bekannte Tritiumkontamination (s. Kapitel 2.3).

Die weiter oben genannten Voraussetzungen, dass Abfälle aus einer genehmigten Tätigkeit im Zusammenhang mit ihrer Entsorgung nur Dosen im Bereich von $10 \mu\text{Sv}$ im Kalenderjahr zur Folge haben dürfen, sind von denjenigen einzuhalten, die im Rahmen von genehmigten Tätigkeiten mit Radionukliden umgehen. Soweit es sich um Abfälle handelt, die direkt aus einer genehmigten Tätigkeit stammen, sind im § 29 StrlSchV die Anforderungen an eine Freigabe zu einer Beseitigung auf Deponien festgelegt.

Ein methodisches Problem bei der Ermittlung von Dosen durch Radionuklide in Abfallströmen besteht darin, dass alle Radionuklide einzubeziehen sind, die aus einem strahlenschutzseitig relevanten Umgang stammen und die als „kontrollierbar“ einzustufen sind. Natürlich vorkommende Radionuklide im Bereich des standortüblichen Hintergrundes und Radionuklide, die bei Kernwaffentests und kerntechnischen Unfällen außerhalb Deutschlands eingetragen wurden, sind nicht „kontrollierbar“ und sind folglich nicht in die Dosisermittlung einzubeziehen. Nicht einzubeziehen in eine Dosisermittlung nach strahlenschutzfachlichen Gesichtspunkten ist folglich das natürlich vorkommende Tritium.

Um in Fällen, bei denen es zu radioaktiven Kontaminationen in Abfällen oder Abwasser kommt, sachgerecht handeln zu können, enthält die StrlSchV im § 71 Meldepflichten beim Auffinden radioaktiver Stoffe. Inhaber einer Abwasseranlage haben demnach zu melden, wenn sie in ihrer Anlage die tatsächliche Gewalt über Wasser erlangt haben, dessen Aktivitätskonzentration das 60fache der Werte der Anlage VII Teil D Nr. 2 StrlSchV übersteigt. Für das Radionuklid Tritium liegt eine solche Meldepflicht vor, wenn die Konzentration im Abwasser $600 \text{ Mio. Bq/m}^3 = 600.000 \text{ Bq/l}$ übersteigt (bei organisch gebundenem Tritium 420.000 Bq/l). Mit diesen Werten wird sichergestellt, dass keine Radionuklide in die Umwelt abgeleitet werden, die (nach konservativen Modellen) zu Dosen von mehr als $1 \text{ mSv} (=1000 \mu\text{Sv})$ im Jahr für Einzelpersonen der Bevölkerung führen können.

Für Umweltbewertungen sind im Wasserrecht zwei Betrachtungsweisen üblich. Für Grundwasser wird die humantoxikologische Relevanz anhand der Grenzwerte der TrinkwV als Maßstab genutzt, für Oberflächengewässer ein ökotoxikologischer Maßstab. Letzterer ist in Deutschland für Tritium bisher nicht eingeführt.

² Produkte, die im militärischen Bereich verwendet werden, können auch größere Aktivitäten enthalten.

Die im Jahr 2015 novellierte Trinkwasserverordnung (TrinkwV) enthält Parameterwerte für radioaktive Stoffe. Diese Parameterwerte werden in der TrinkwV ausdrücklich von einem Grenzwert unterschieden. Während ein Grenzwert im Trinkwasser nicht überschritten werden darf, ist ein Parameterwert für radioaktive Stoffe ein Wert, „bei dessen Überschreitung die zuständige Behörde prüft, ob das Vorhandensein radioaktiver Stoffe im Trinkwasser ein Risiko für die menschliche Gesundheit darstellt, das ein Handeln erfordert“ (§ 3 Nr. 9a TrinkwV). Für das Radionuklid Tritium beträgt der Parameterwert 100 Bq/l. Dieser Wert dient vor allem zur Anzeige, ob bei einem genutzten Wasserreservoir Einträge von künstlichen Radionukliden vorliegen können. Eine Kontamination des Trinkwassers mit 100 Bq/l Tritium ist radiologisch unbedeutend und wird in der TrinkwV bei der Berechnung des dort ebenfalls aufgeführten Parameters Richtdosis (Parameterwert 0,1 mSv/a = 100 µSv/a) explizit ausgenommen. Trotz der radiologischen Geringfügigkeit (100 Bq/l Tritium entsprechen einem Beitrag zum Parameter Richtdosis von ca. 1 % bzw. 0,001 mSv/a = 1 µSv/a), wird im § 7a TrinkwV die Anforderung des Parameterwertes von 100 Bq/l mit der Aussage verknüpft, dass diese Konzentration aus strahlenhygienischer Sicht nicht außer Acht gelassen werden kann. Nach dem von der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser, LAWA im Jahr 2004 veröffentlichten Konzept der Geringfügigkeitsschwellen (Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser. ISBN 978-3-88961-250-2), kann daher die Geringfügigkeitsschwelle bei Grundwasser-Belastungen mit Tritium auf 100 Bq/l festgelegt werden.

3 Tritium im Permeat der Deponie Ihlenberg

3.1 Datenauswertung

Das gereinigte Sickerwasser (Permeat) der Deponie Ihlenberg wird seit 2011 vom Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG M-V) auf seine potentielle radioaktive Belastung hin kontrolliert. Referenzpunkt für die Probenahme ist der Ablauf von Permeat in einen Graben, der über mehrere Teiche in den südlich angrenzenden Staatsforst entwässert (Abbildung 3-1).

Neben Tritium (H-3) werden gammaspektrometrisch messbare Radionuklide (K-40, Ru-103, Cs-134, Ce-144, Co-60, I-131, Cs-137) überwacht. Im Jahr 2012 wurden außerdem alphaspektrometrische Messungen von Uranisotopen (U-238, U-234), Plutonium (Pu-238, Pu-239/40) sowie von Radiostrontium (Sr-90) durchgeführt. Für die natürlich vorkommenden Radionuklide Be-7 (0,0746 Bq/l), K-40 (0,389 Bq/l), Pb-214³ (0,0306 Bq/l), U-238 (0,0205 Bq/l), U-234 (0,0323 Bq/l) sowie die künstlichen Radionuklide Sr-90 (0,173 Bq/l) und Cs-137 (0,2 Bq/l) wurden Ergebnisse über der Nachweisgrenze ermittelt. In Relation zu den Referenz-Aktivitätskonzentrationen für radioaktive Stoffe im Trinkwasser sind diese Messwerte sehr klein. Nur der Messwert für Tritium lag höher als der Parameterwert der TrinkwV von 100 Bq/l und übersteigt die natürlichen Tritiumkonzentrationen im Wasser deutlich.



Abbildung 3-1: Sammelbecken für Permeat; Bild unten links: Probenahmestelle 1.

³ Indikator für Ra-226

Aus dem Deponiekörper der Deponie Ihlenberg wird folglich technogenes Tritium ausgetragen. Die seit 2011 erhobenen Beobachtungsdaten vom Permeat der Deponiesickerwasserreinigung (s. Tabelle 3-1) belegen, dass die Quelle des Tritiums in der Deponie selbst zu suchen ist.

Tabelle 3-1: Messdaten von Tritium im Permeat

Datum	Tritium in Bq/l	Bemerkungen
13.07.2011	576	Messung des LUNG M-V
27.06.2012	476	Messung des LUNG M-V
13.11.2012	400	Messung des LUNG M-V
06.05.2013	321	Messung des LUNG M-V
13.08.2013	250	Messung NCC
15.08.2013	250	Messung des LUNG M-V
12.11.2013	259	Messung NCC
21.11.2013	309	Messung des LUNG M-V
06.03.2014	254	Messung des LUNG M-V
06.10.2014	271	Messung des LUNG M-V
18.11.2014	272	Messung NCC
16.03.2015	210	Messung des LUNG M-V
29.10.2015	225	Messung des LUNG M-V
13.11.2015	208	Messung NCC
01.03.2016	219	Messung des LUNG M-V

Der aus den drei verfügbaren Messergebnissen ableitbare Mittelwert der Tritiumkonzentration lag im Jahr 2015 bei 217 Bq/l. Er kann aufgrund der relativ geringen Schwankungsbreite der Messwerte als repräsentativ für das Jahr betrachtet werden.

Die zeitliche Entwicklung der Tritiumkonzentrationen im Permeat ist auf der Grundlage der Messwerte in Abbildung 3-2 dargestellt. Aus diesen Daten und den Daten zu den Deponiesickerwassermengen der Jahre 2011ff (Tabelle 4-1) wurde mittels verschiedener Modellbetrachtungen das Austragsverhalten von Tritium analysiert und eine Tritiumbilanz des Deponiekörpers erstellt (s. Anhang B).

Wie der Verlauf der rechnerisch ermittelten Kurve „nur radioakt. Zerfall“ in Abbildung 3-2 zeigt, die ausschließlich den radioaktiven Zerfall als Ursache der Abnahme der Tritiumkonzentration annimmt, kann die Abnahme der Messwerte durch den rein radioaktiven Zerfall von Tritium nicht erklärt werden. Der Austrag durch Auswaschung ist deutlich stärker als der radioaktive Zerfall. Die Anpassung des Modellparameters k (s. Anhang B) an die Messwerte ergab in Verbindung mit dem Bilanzmodell (Anhang B), dass diese Auswaschung ca. 4,1-mal effektiver zur Konzentrationsabnahme beiträgt als der radioaktive Zerfall.

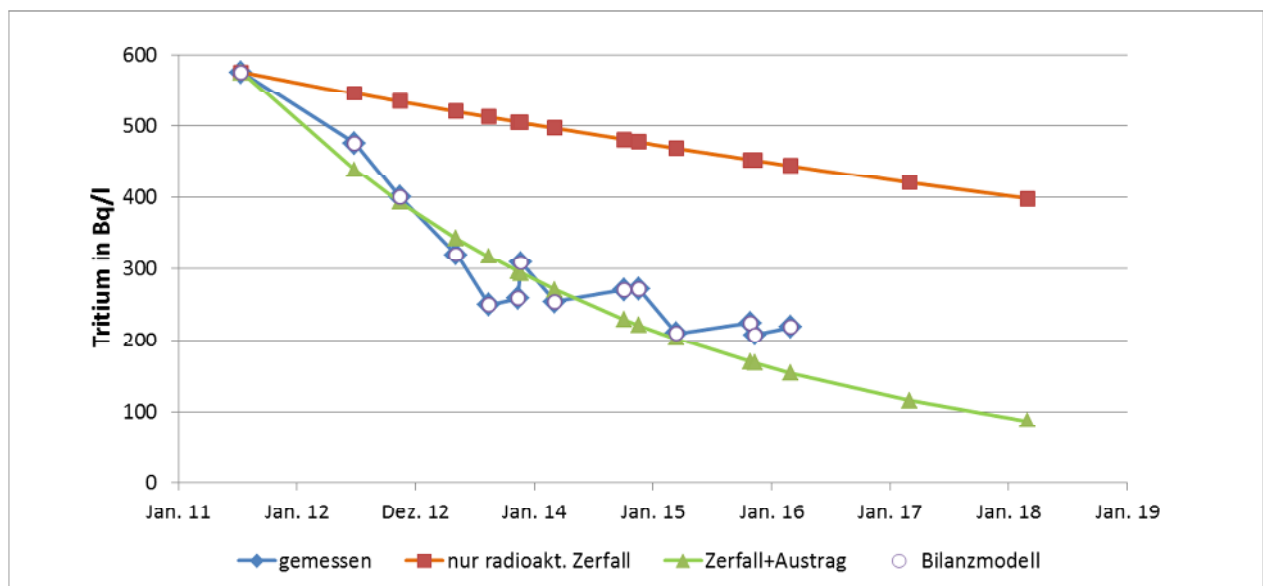


Abbildung 3-2: Messdaten und modellierte Daten von Tritium im Sickerwasser

Im Ergebnis der Modellierung zeigt sich, dass in den Bereichen der Deponie, deren Durchsickerung zum Permeat beiträgt, zum (modelltechnischen) Stichtag 01.01.2011 ca. 330 GBq Tritiuminventar vorlagen, welches sich bis Frühjahr 2016 auf ca. 70 GBq abgebaut hat.

Die modellgestützte Datenauswertung ergibt für den Zeitraum, für den Messungen vorliegen, sehr plausible Ergebnisse. Sie erlaubt aber nur eingeschränkt Aussagen über den zeitlichen Verlauf, mit dem Tritium in die Deponie eingebracht wurde. Aus den Daten ist abzuleiten, dass in den Jahren nach 2011 keine wesentlichen Tritiummengen mehr auf die Deponie verbracht wurden. Berücksichtigt man, dass der Stofftransport des Wassers ein relativ langsamer Prozess ist, dann ergibt sich, dass das Hauptinventar des derzeit messbaren Tritiums vor 2010 auf die Deponie gekommen sein sollte. Ob dies in Form einer zeitlich gestreckten Lieferung mit den allgemeinen Abfällen oder konzentriert in wenigen tritiumhaltigen Chargen erfolgte, ist aus den Daten nicht ableitbar.

Geht man davon aus, dass kein neues Tritium auf die Deponie kommt, so wird sich das bilanzaktive Inventar bis Ende 2020 auf ca. 20 bis 30 GBq verringern und die Tritiumkonzentration im Permeat wird auf ca. 60 bis 70 Bq/l fallen.

3.2 Mögliche Tritiumquellen

3.2.1 Konsumgüter mit Tritium (Leuchtfarben, Beta-Lights, u.ä.)

Wie im Kapitel 2.2 beschrieben, waren und sind diverse Produkte, denen gezielt Tritium zugesetzt wurde, im Umlauf und gelangen folglich auch in Abfallströme. Die erhöhten Tritiumkonzentrationen im Sickerwasser vieler Deponien in Deutschland (s. [10]) belegen, dass diese Quelle real existiert.

Primäre Produzenten sind weltweit nur wenige Unternehmen, die Produkte mit Tritium für kommerzielle Zwecke herstellen. Diese Unternehmen sind in Russland, Kanada, Korea, Südafrika und in der

Schweiz angesiedelt [6]. Sie liefern an weitere spezialisierte Unternehmen, die daraus Konsumgüter herstellen oder Zulieferer von Konsumgüterherstellern sind. In Deutschland ist die Maier Leuchtfarben GmbH in Villingen-Schwenningen tätig, in der Schweiz produziert die Fa. RC Tritec in Teufen u.a. tritiumhaltige Leuchtfarben für die Uhrenindustrie.

Zur Herstellung von Leuchtfarben wird Zinksulfid mit einem radioaktiven Isotop wie Tritium (H-3) oder Pm-147 ummantelt. Die so angeregten Pigmente werden mit Bindemittel streich- und druckfähig gemacht und zur Beschriftung von Armaturen und Geräten wie z.B. Zifferblätter und Skalen für die Luft- und Raumfahrt oder in der Uhrenindustrie genutzt [13]. In den Leuchtfarben ist Tritium chemisch gebunden und kann bei Kontakt mit Wasser ausgewaschen werden.

Eine andere Form, in der Tritium derzeit verwendet wird, ist Tritiumgas. Bekannt sind „Gaseous Tritium Light Sources“ (GTLS) als langlebiges Leuchtmittel (Beta-Lights), die z.B. zum Markieren von Gegenständen im Dunkeln oder als Knicklicht beim Angeln verwendet werden [6]. Nach Auskunft eines Herstellers (Telefonat mit mb-microtec am 06.06.16) sind diese Beta-Lights zugeschmolzene Glaskapillaren, die mechanisch sehr stabil sind und auch bei einer Beanspruchung üblicherweise nicht zerbrechen. Kommt es allerdings bei zu starker mechanischer Einwirkung zum Zerbrechen dieser Produkte, dann entweicht das Tritiumgas in die Atmosphäre.

Nach Angaben in [6] besitzt die schweizerische Firma mb-microtec AG eine Umgangsgenehmigung für 7,4 PBq = 7,4 Mio. GBq Tritium. Auch wenn diese Genehmigung nicht ausgeschöpft wird, zeigt sich, dass damit jährlich Produkte hergestellt werden können, die in Summe mehrere 100.000 GBq Tritium enthalten. Da auch bei den anderen hier nicht näher benannten Unternehmen von ähnlichen Mengen auszugehen ist, muss mit einer weltweiten Produktion von Produkten mit größenordnungsmäßig 1 Mio. GBq Tritium oder mehr gerechnet werden.

In der Literatur konnten keine Angaben gefunden werden, die Aufschluss darüber geben, welcher Anteil des gasförmigen Tritiums bei einer Freisetzung auf Deponien in die wassergetragene Form übergeht. Prinzipiell denkbar ist, dass in einem Deponiekörper das Tritium sowohl durch Isotopenaustausch als auch durch chemische Reaktionen in Wassermoleküle übergeht. Bei einer Verbrennung reagiert Tritiumgas mit dem Luftsauerstoff zu Wasser (HTO) und sollte daher praktisch vollständig in wassergetragener Form vorliegen. Allerdings ist unklar, ob dieses Wasser in der Abluftreinigung der MVA gebunden wird (z.B. an Gips) oder als Wasserdampf entweicht.

Hauptquelle für das Tritium der Deponien dürfte daher das in Leuchtfarben verarbeitete Tritium sein. Derartige Leuchtfarben basieren auf chemisch gebundenem Tritium (Hydroxide, Hydrate), aus denen bei entsprechender Einwirkung eine Freisetzung als Wassermolekül (HTO) stattfindet.

Die Produkte selbst besitzen bei der Herstellung Tritiumaktivitäten von einigen 100 Mio. Bq (100 MBq = 0,1 GBq) bis zu mehr als 10 GBq. Letztere Aktivitäten sind vor allem im militärischen Anwendungsbereich anzutreffen. Die mit Tritiumleuchtfarben ausgerüsteten Geräte können Massen von einigen 10 Gramm bis einigen 100 Gramm aufweisen. Von diesen Massen ist allerdings der größte Teil dem Träger (der Uhr, dem Kompass, den Armaturen) zuzurechnen. Das radioaktive Teil selbst ist nur ein Bruchteil der genannten Masse schwer.

Geht man für eine grobe Schätzung davon aus, dass derartige Geräte mit einer Restaktivität nach Benutzung von 0,1 GBq Tritium ca. 100 Gramm wiegen (und kleinere Geräte 0,01 GBq/10 Gramm), dann ist die primäre spezifische Aktivität je Teil mit ca. 0,001 GBq/g zu veranschlagen. Um das für 2011 abgeschätzte Inventar von 330 GBq an Tritium in den Abfall einzubringen müsste folglich eine Masse von 330.000 Gramm = 330 kg = 0,33 Mg an derartigen Teilen im Abfall verteilt gewesen sein. Diese geringe Menge eines von außen nicht radiometrisch detektierbaren Abfalls in einem Jahresabfallstrom von mehr als 100.000 Mg belegt, dass entsorgte Konsumgüter eine plausible Erklärung für das Tritiuminventar darstellen. Es kann daher davon ausgegangen werden, dass derartige Teile im Siedlungsabfall zumindest wesentliche Anteile zu den beobachteten Tritiumkonzentrationen geliefert haben.

3.2.2 Aus dem Strahlenschutz uneingeschränkt freigegebene Abfälle

Die bis 2001 gültige StrlSchV 1989 legte als Freigrenze für den genehmigungsfreien Umgang mit Tritium einen Wert von 5 MBq zugrunde. Eine Beseitigung von Abfällen auf Deponien war genehmigungsfrei möglich, wenn die spezifische Aktivität 500 Bq/g unterschritt (§ 4 Abs. 4 Nr. 2e StrlSchV 1976).

Seit 2001 ist eine Beseitigung von tritiumhaltigen Abfällen auf Deponien über die uneingeschränkte Freigabe nach § 29 Abs. Abs. (2) Nr. 1 StrlSchV möglich, wenn ein Freigabewert von 1000 Bq/g (= 1 GBq/Mg) eingehalten wird. Da uneingeschränkt freigegebene Abfälle als grundsätzlich nicht radioaktiv eingestuft sind, ist für derartige Entsorgungen (die auch beliebige Verwertungen einschließen können) eine Annahmeerklärung des Entsorgers (hier: Deponiebetreibers) im Gesetz nicht gefordert.

Es ist daher durchaus möglich, dass tritiumhaltige Abfälle, die die vorgenannten Kriterien einhielten, ohne Angaben über Radioaktivität auf der Deponie Ihlenberg ordnungsgemäß entsorgt wurden und einen (eher geringen) Beitrag zum Tritiuminventar lieferten.

3.2.3 Aus dem Strahlenschutz zweckgerichtet freigegebene Abfälle der Energiewerke Nord (EWN)

Seit 1996 wurden auf der Deponie Ihlenberg Abfälle beseitigt, die aus kerntechnischen Anlagen der Bundesgesellschaft Energiewerke Nord (EWN) stammen und die nach Freigabe aus dem Strahlenschutz als Abfälle entsorgt werden konnten.

Bis zum Inkrafttreten der novellierten StrlSchV 2001 (im August 2001, mit Übergangsfristen bis August 2004) waren Freigaben auf der Grundlage der StrlSchV 1989 möglich. Ab 2001 wurde die Freigabe im Strahlenschutz explizit geregelt und für die Deponierung wurden Freigabewerte in der Anlage III Tabelle 1 Sp. 9 StrlSchV benannt. Mit einer Ergänzung der StrlSchV im Jahr 2011 wurden die Freigabewerte neu gefasst und für unterschiedliche Entsorgungswege detailliertere Anforderungen vorgelegt. Eine Zusammenstellung der Freigabewerte enthält Tabelle 3-2. Wie diese Zusammenstellung zeigt, lag der Freigabewert vor 2011 bei 1000 Bq/g und war damit geringer als nach derzeitigem Strahlenschutzrecht.

Tabelle 3-2: Freigrenzen und Freigabewerte für H-3 nach StrlSchV in Bq/g

Zeitraum	Freigrenze	Freigabewert Deponierung	Freigabewert Deponierung bis 100 Mg/a	Freigabewert Deponierung bis 1000 Mg/a
– 2001 (2004)	5E+6	(500)		
2001 – 2011	1E+6	1000		
Ab 2011	1E+6		60.000	6.000

Zur Prüfung der Freigaben von Abfällen der EWN in Hinblick auf damit möglicherweise auf die Deponie Ihlenberg verbrachte Tritiumaktivitäten wurden folgende Unterlagen zur Verfügung gestellt:

- U1 Ministerium für Wirtschaft, Arbeit und Tourismus Mecklenburg-Vorpommern: „Deponie Ihlenberg, Ablagerung von freigemessenen Abfällen aus dem Kernkraftwerk Lubmin/Greifswald“, Schreiben vom 14.Sep. 2010. AZ 582-00006. Bearbeiter: K. Erichsen.
- U2 IAG: „Gesamtstatistik. Zeitraum 01.01.2009 bis 30.04.2016. Erzeuger EWN - Entsorger: IAG“. Juli-2016.
- U3 Entsorgung von Reststoffen nach § 29 StrlSchV aus dem KGR zur Deponie Ihlenberg im Zeitraum 1996-2016_nach Nuklidvektor. Stand 19.07.2016 (Quelle EWN)
- U4 Entsorgung von Reststoffen nach § 29 StrlSchV aus dem KGR zur Deponie Ihlenberg im Zeitraum 1996-2016_nach Stofftypen. Stand 19.07.2016 (Quelle EWN)
- U5 Entsorgung von Reststoffen nach § 29 StrlSchV aus dem KGR zur Deponie Ihlenberg im Zeitraum 1996-2016_nach Herkunft. Stand 19.07.2016 (Quelle EWN)
- U6 Entsorgung von Reststoffen nach § 29 StrlSchV aus dem KGR zur Deponie Ihlenberg im Zeitraum 1996-2016. Nuklidanteile zum Zeitpunkt der jeweils letzten Messung.
- U7 EWN. Technischer Bericht. Nuklidvektorbestimmung für die Freimessung von Reststoffen aus dem VAK Kahl. UNID 605780. Federf. Bearbeiter Hr. Zimmer. 08.07.2010

Eine auf den zur Verfügung gestellten Unterlagen beruhende Übersicht über die Jahresmengen an Freigabeabfälle der EWN ist in Tabelle 3-3 zusammengestellt. Die von den EWN angegebenen Massen beinhalten auch Abfälle die uneingeschränkt freigegeben werden konnten und sind daher teilweise größer als die in U1 aufgeführten Massen (telefon. Auskunft EWN 21.09.2016).

Tabelle 3-3: Jahresmengen der auf der Deponie Ihlenberg abgelagerten Freigabeabfälle der EWN

Jahr	Menge in Mg	Jahr	Menge in Mg	Jahr	Menge in Mg
1996	46,01	2003	1.175,30	2010	129,18
1997	1.261,41	2004	195,92	2011	29,43
1998	222,65	2005	14,00	2012	30,43
1999	1.061,21	2006	39,04	2013	62,62
2000	2.066,12	2007	208,65	2014	71,02
2001	7.154,52	2008	90,59	2015	462,16
2002	768,87	2009	104,08	2016 (*)	498,64
Summe	15.691,87 Mg				

(*) Stand 19.07.16

Bei den Abfällen handelte es sich gemäß der Angaben in U2 überwiegend um Abfälle der Abfall-Schlüsselnummer 17: Bau- und Abbruchabfälle (Tabelle 3-4).

Tabelle 3-4: Abfallschlüsselnummern der zur IAG entsorgten Freigabeabfälle der EWN

17 01 06	Gemische aus oder getrennte Fraktionen von Beton, Ziegeln, Fliesen und Keramik, die gefährliche Stoffe enthalten
17 06 01	Dämmmaterial, das Asbest enthält
17 06 03	anderes Dämmmaterial, das aus gefährlichen Stoffen besteht oder solche Stoffe enthält
17 06 05	asbesthaltige Baustoffe
17 09 03	sonstige Bau- und Abbruchabfälle (einschließlich gemischte Abfälle), die gefährliche Stoffe enthalten

Nach ergänzenden Angaben der IAG wurden neben den Gemischen mit Dämmmaterial, das Asbest enthält sowie asbesthaltige Baustoffe auch teerhaltige Produkte und Gleisschotter als sonstige Bau- und Abbruchabfälle entsorgt.

Um aufzuklären, ob diese Abfälle als Quelle für das im Permeat gefundene Tritium in Frage kommen, wurde die EWN Greifswald diesbezüglich um Auskunft gebeten. Von Seiten EWN wurden Unterlagen (U3 – U7) zur Verfügung gestellt, die das Vorgehen bei der Festlegung der relevanten Radionuklide für die Freigabe (Nuklidvektoren, abgekürzt „NV“) darstellen. Darüber hinaus wurden Fragen mit Bearbeitern der EWN telefonisch besprochen. Im Ergebnis dieser Prüfungen ergeben sich die im Folgenden dargestellten Sachverhalte.

Die Angaben der EWN differenzieren die entsorgten Freigabeabfälle nach Stofftypen (U4):

- AUS – Austenit. Bis 2016: 69,92 Mg
- BET – Beton. Bis 2016: 1943,51 Mg
- CST – C-Stahl. Bis 2016: 828,37 Mg
- ELM – Elektromotore. Bis 2016: 5,05 Mg
- ELT – Elektroteile. Bis 2016: 4,78 Mg
- ISW – Isolierwolle. Bis 2016: 660,50
- KAB – Kabel. Bis 2016 64,40 Mg
- NEM – Nichteisenmetalle. Bis 2016: 21,12 Mg
- SON – Sonstiges. Bis 2016: 12.094,21 Mg

Die Herkunft der Freigabeabfälle wird in U5 wie folgt spezifiziert:

- AU – Außenanlagen des KKW Greifswald: 12805,76 Mg
- KB – Kontrollbereich des KKW Greifswald: 1711,12 Mg
- KKR – Kernkraftwerk Rheinsberg: 279,49 Mg
- MH – Maschinenhaus des KKW Greifswald: 891,53 Mg
- VAK – Versuchsatomkraftwerk Kahl: 3,96 Mg

Nach den Angaben in U3 wurden von 1996 an insgesamt 16 verschiedene verkürzte NV den Freigaben zugrunde gelegt, wobei die einzelnen Vektoren regelmäßig überprüft und (an den radioaktiven Zerfall) angepasst wurden. In Tabelle 3-5 sind die Nuklidanteile von wichtigen Aktivierungs- und Spaltprodukten zu den 16 NV aufgeführt.

Der Nuklidvektor A01 deckt nach Angaben in U3 mit einer seit 1996 entsorgten Gesamtmasse an Freigabeabfall zur IAG von 13.350,37 Mg mehr als 85 % der nach Freigabe zur IAG verbrachten Abfälle ab. Er charakterisiert Freigabeabfälle aus dem Bereich der Blöcke 1 – 4 des KKW Greifswald (U6). Da nach den Angaben in U5 die überwiegende Masse der Freigabeabfälle aus Außenanlagen stammt, ist diese Zuordnung auch für Abfälle der Blöcke 1 – 4 des KKW Greifswald anzusetzen.

Tabelle 3-5: Aktivitätsanteile der (verkürzten) Nuklidvektoren von zur IAG entsorgten Freigabeabfällen der EWN (Ausschnitt der Tabelle U6 ohne C-14, Sr-90, Uran- und Transuranisotope)

	CO-60	CS-134	CS-137	EU-152	EU-154	EU-155	FE-55	H-3	NB-94	NI-59	NI-63
A01	11,60%		10,80%				4,50%				73,10%
A02	3,90%		72,40%				0,30%				23,40%
A05	18,90%						78,60%				2,50%
A06	2,00%		91,00%								3,00%
B01	8,80%		6,20%				3,50%				
C01	31,80%		21,60%				8,80%				37,80%
C02	23,00%	1,00%	8,00%				52,00%				16,00%
D01	24,90%		14,40%				9,40%				51,30%
NVA	13,90%		1,20%	10,10%	5,00%	0,90%	8,20%		0,20%		24,60%
NV2	21,90%		38,40%	2,00%			8,90%			1,50%	25,30%
NV3	17,90%		0,30%	0,80%	0,40%	0,20%	32,00%			15,10%	30,90%
NV4	29,30%		5,50%	1,90%	0,90%		17,40%			2,60%	32,50%
V01	7,11%	0,01%	64,71%	0,04%	0,04%	0,02%	0,46%	2,36%	0,01%		11,60%
V02	2,63%		87,06%	0,01%			0,64%	0,06%			1,14%
V03	44,44%		5,76%	0,85%	0,11%	0,02%	12,73%	4,67%			22,35%
Z01	10,50%		3,00%	6,00%	2,00%		7,00%				37,50%

Der Vektor A02 bezieht sich auf Material gleicher Herkunft wie bei A01, aber mit höheren Anteilen an Cs-137. Von diesem Abfall wurden vor 2011 ca. 33 Mg in den Jahren 2000, 2002 und 2004 deponiert, die Hauptmenge (23,7 Mg) im Jahr 2000 (U3).

Mit Vektor A05 wurden nach U6 aktivierte Bauteile (C-Stahl) aus den Blöcken 1-4 des KKW Greifswald charakterisiert, die gemäß Deklaration hauptsächlich mit Fe-55 (78 % Aktivitätsanteil) kontaminiert waren. Der durch diesen Vektor beschriebene Abfall wurde nur im Jahr 2004 in einer Menge von 92,93 Mg deponiert (U3).

Der ebenfalls dem KKW Greifswald zuzuordnende Vektor A06 gehört zu Abfällen aus dem Rückbau einer Betonstraße (U6) und war hauptsächlich mit Cs-137 kontaminiert. Da diese Abfälle erst ab Entsorgungsjahr 2014 entsorgt wurden, können sie bei Betrachtungen zu den Ursachen der Tritiumbelastungen des Deponiesickerwassers im Jahr 2011 außer Acht gelassen werden.

Der Vektor B01 (entsorgte Masse nach U3: 1083,91 Mg) ist zum größten Teil dem Maschinenhaus des KKW Greifswald zuzuordnen (nach U5: 891,53 Mg). Auch die Restmassen die nach diesem Vektor freigemessen wurden, stammen aus dem KKW Greifswald (telefon. Auskunft EWN 20.09.2016).

Der Vektor C01 (entsorgte Masse: 407,78 Mg) wurde für Abfälle des Block 5 des KKW Greifswald benutzt. Dieser Block war nur kurzzeitig im Betrieb. Die Nuklidzusammensetzung der Abfälle weicht von der der Blöcke 1- 4 etwas ab. Der Vektor C02 charakterisiert ebenfalls Abfälle aus dem Block 5, allerdings mit höheren Fe-55-Anteilen als C01. Abfälle dieses Typs wurden seit 1996 jährlich deponiert, bis 2011 eine Gesamtmasse von ca. 404 Mg, davon mehr als die Hälfte (272,5 Mg) im Jahr 1997.

NVA, NV2, NV3, NV4 – sind Nuklidvektoren von Abfällen des Kernkraftwerkes Rheinsberg. Ihre Masse nach U3 (279,48 Mg) entspricht (bis auf die 2te Nachkommastelle) exakt der Masse, die in U5 für die Abfälle des KKW Rheinsberg aufgeführt sind. Die Abfälle wurden von 2001 bis 2004 auf der Deponie Ihlenberg entsorgt.

V01, V02, V03 - sind die Nuklidvektoren der Abfälle aus dem Versuchatomkraftwerk Kahl (VAK) in Bayern. Dabei handelte es sich allerdings nicht um eine direkte Entsorgung von dort angefallenen radioaktiven Abfällen. Vielmehr wurden Abfälle aus dem VAK bei der EWN in Greifswald behandelt und nur die dabei angefallenen Reststoffe wurden nach Freigabe zur IAG entsorgt (telefonische Auskunft EWN vom 22.09.16).

Von den Nuklidvektoren charakterisiert V01 Abfälle aus dem Aufbereitungsgebäude, V02 aus den Reaktorgebäude und V03 aus der Anlage allgemein. Die Abfälle mit einer Gesamtmasse von 3,96 Mg wurden 2008 und 2010 deponiert, 3,94 Mg davon in 2008.

Nach den übermittelten Informationen (s. Tabelle 3-5) war nur im Abfall des VAK Tritium im Nuklidvektor enthalten. Zur Darstellung des Verfahrens, mit dem die Festlegung des NV VAK (s. Tabelle 3-5) erfolgte, wurden von EWN die Unterlage U7 zur Verfügung gestellt. In diesem Bericht wird folgendes Vorgehen beschrieben:

- Ausgangspunkt für die Festlegung des (verkürzten) Nuklidvektors war eine umfassende Analytik von Leitnukliden (Vollanalysen). Untersucht wurden 11 Gammastrahler (darunter Co-60, Cs-137), 6 Beta- bzw. Elektroneneinfangstrahler (darunter H-3, Fe-55), 10 Alphastrahler (U-Isotope und Transurane).
- Die Auswertung der Messbefunde (spezifische Aktivität) für drei Anlagenteile (Aufbereitungsgebäude, Reaktorgebäude, Anlage allgemein) führte zu einer Ermittlung der Aktivitätsanteile einzelner Radionuklide. Dabei wurde auch Tritium bestimmt. Die Tritiumaktivitätsanteile korrelieren nach U7 mit den Aktivitätsanteilen von Co-60.
- Zur Aktivitätsdeklaration und Bilanzierung wurden radiologisch irrelevante Radionuklide ausgesondert und ein verkürzter Nuklidvektor (NV) erzeugt. Dieser NV ist radiologisch konservativ, da die Aktivitätsanteile der Radionuklide, die radiologisch geringere Wirkungen haben, auf die anderen Radionuklide umverteilt werden. Das Aussondern radiologisch irrelevanter Radionuklide wurde nicht an der strahlenschutzrechtlich zulässigen Abschneidegrenze (10 % der gewichteten Aktivitätssumme) orientiert, sondern bezog auch Aktivitätsanteile ein, die deutlich weniger Anteil an der gewichteten Aktivitätssumme aufwiesen (teilweise weniger als 1 %).

Daher wurde im Falle des NV VKA auch das Tritium mit Anteilen von 4,67 % (Aufbereitungsgebäude), 0,976 % (Reaktorgebäude) und 4,22 % (allgemeine Anlage) einbezogen.

- Durch das in der Freimessanlage messbaren Gammasignal von Co-60 wird unter Nutzung der Korrelationen in der Nuklidzusammensetzung ein Zusammenhang zwischen Messbefund der Freigabemessung, Gesamtaktivität der untersuchten Charge und nuklidspezifischen Aktivitäten der Probe hergestellt.

Die im Ergebnis einer Freimessung abgeleiteten und dokumentierten nuklidspezifischen Ergebnisse (und damit auch die Bilanzierung des Tritiums) hängen vom jeweils zugrunde gelegten (verkürzten) NV ab. Diese NV müssen aufgrund des unterschiedlich schnellen radioaktiven Zerfalls der Einzelradionuklide von Zeit zu Zeit verändert werden. Die zeitliche Gültigkeit der NV ist in den geprüften Unterlagen spezifiziert.

Die hier skizzierte Methodik zur Festlegung von verkürzten NV entspricht grundsätzlich dem bei Freigaben üblichen Vorgehen. Bezüglich der damit erreichbaren Bilanzierung von Aktivitäten einzelner Radionuklide, wie hier das Tritium, ist auf folgendes hinzuweisen:

- Die reale spezifische Aktivität eines Radionuklids im Freigabeabfall wird bei der Freigabemessung messtechnisch nicht erfasst. Vielmehr wird auf der Grundlage des abgeleiteten und behördlich bestätigten NV aus der Freigabemessung eine deklarierte Aktivität von Einzelradionukliden abgeleitet. Bereits durch die Zuordnung des Abfalls zu einem NV wird damit eine Wichtung von Einzelaktivitäten in der späteren Deklaration vorgenommen.
- Da der verkürzte NV tendenziell konservativ im Sinne der radiologischen Gesamtbewertung festgelegt wird, sind Aussagen zur Unsicherheit der NV und der damit verbundenen Unsicherheiten bezüglich realer nuklidspezifischer Aktivitäten in freigegebenen Abfällen nicht üblich.

Allerdings ist für den Abfall des VKA bereits aufgrund der relativ geringen Massen (3,91 Mg in 2008) und bei den aus Messungen ermittelten Aktivitätsanteilen von unter 10 % an der Aktivitätssumme mit Sicherheit auszuschließen, dass er als Ursache der Tritiumbelastungen des Deponiesickerwassers Ihlenberg in Frage kommt. Als möglicher Eintragungspfad sind daher vor allem solche Abfallströme in Betracht zu ziehen, die als relativ großer Massestrom deponiert wurden.

Die Daten der Tabelle 3-5 für den NV A01, mit dem die Hauptmenge der Abfälle freigegeben wurde, zeigen dass neben den Spaltprodukten Cs-137 und Sr-90/Y-90 auch Aktivierungsprodukte (hier: Co-60, Fe-55, Ni-63) im entsorgten Nuklidgemisch vorkamen. Da Tritium ebenfalls durch Neutronenaktivierung erzeugt wird, veranlasste dieser Sachverhalt die Bearbeiter dieses Gutachtens, die EWN um weitere Auskünfte zu bitten.

Eine Rückfrage bei den EWN am 26.05.2016 ergab, dass bei der Festlegung der Nuklidvektoren, d.h. der Anteile einzelner Radionuklide in einem Radionuklidgemisch, die zur Freigabe von Abfällen an die IAG notwendig waren, das Tritium keine Rolle spielte. Diese Bewertung wurde durch den Fachgutachter der zuständigen Strahlenschutzbehörde des Landes Mecklenburg-Vorpommern, den TÜV Nord, geprüft und als korrekt bewertet.

In zwei Telefonaten mit Mitarbeitern der EWN am 01.06.16 und 02.06.16 wurden folgende Auskünfte erteilt:

- Auch in Abfällen des EWN Rheinsberg kam Tritium im Nuklidvektor vor. Es wurde aber kein Abfall mit bilanzpflichtigem Tritium zur Deponie Ihlenberg geliefert.
- Auf die Frage, ob nicht die im Nuklidvektor der Freigabeabfälle ausgewiesenen Aktivierungsprodukte wie zum Beispiel Co-60 oder Ni-63, auch auf mögliche Aktivierung in Baumaterialien hinweisen könnten (z.B. durch Neutronen-Einwirkung auf Lithium), wurde erläutert, dass die an die IAG abgegebenen Abfälle nicht aus den reaktornahen Bereichen stammen und von daher solche Aktivierungen nicht aufgetreten sein können. Die im Abfall deklarierten Aktivierungsprodukte stammen vielmehr aus metallischen Korrosionsprodukten, die aus Anlagenteilen mit dem Kühlwasser abtransportiert wurden und auf diesem Wege die Baustoffe kontaminiert haben. Die Festlegung der Nuklidvektoren beruht auf Untersuchungen an Korrosionsprodukten metallischer Anlagenteile. Eine direkte Prüfung von Metallproben auf Tritiumgehalte wurde in den 1990er Jahren (ca. 1992) durchgeführt. Dabei wurde aber kein Tritium festgestellt, da Wasserstoff sehr flüchtig ist.
- Aus den ermittelten Nuklidzusammensetzungen wurden die aus Strahlenschutzgründen relevanten Radionuklide als Nuklidvektoren für die Freigabemessung strahlenschutzfachlich konservativ abgeleitet. Diese Daten wurden auch für die Charakterisierung mineralischer Abfälle herangezogen, die zur IAG entsorgt wurden. Sie beruhen letztlich auf einer Analyse, in der alle verfügbaren Kenntnisse zur Radioaktivität der freizugebenen Abfälle berücksichtigt wurden. Dabei konnte bisher Tritium stets völlig außer Acht gelassen werden. Die Nicht-Einbeziehung von Tritium ist nicht dem zulässigen Abschneidekriterium des Strahlenschutzes geschuldet (weniger als 10 % Beitrag in der Summenformel), sondern ist auf die wesentlich geringere und damit vernachlässigbare Tritiumaktivität zurückzuführen. Ergänzend wurde dazu am 21.09.16 per Mail von EWN mitgeteilt, dass zur Bestimmung von verkürzten Nuklidvektoren eine Vereinbarung galt, nach der Nuklide mit einem Anteil unterhalb von 1% der Schlüsselnuklide (Alpha-Strahler unterhalb von 0,1%) entfallen können. In einer Probe von Eindampfrückständen (EDR) aus den Blöcken 1 – 4 wurde auch Tritium unterhalb von 1% in Bezug auf Cs-137 und Co-60 messtechnisch bestimmt. Diese EDR-Probe war maßgeblich bestimmend zur Ableitung des Nuklidvektors A01 mit dem ein großer Teil der Deponieabfälle freigemessen wurde. Im verkürzten NV taucht dann aus o.g. Grund das Tritium nicht auf. **Als maximaler Anteil an der freigegebenen Gesamtaktivität zur Deponie Ihlenberg ist daher von 1 % Tritium auszugehen.**

Die Gesamtaktivität der zur IAG freigegebenen Abfälle schöpfte die maximal freigebbare Aktivität nicht aus und belief sich auf ca. 1,8 GBq (Mail vom 22.09.2016). Legt man diesen Wert zugrunde, dann ist durch die Abfälle der EWN eine Tritium-Aktivität von maximal 0,018 GBq zur Deponie Ihlenberg entsorgt worden.

Bewertung

Da die höchste gemessene Tritiumkonzentration des Sickerwassers der Deponie Ihlenberg im Jahr 2011 gemessen wurde und seit dem ein stetiger Rückgang der Konzentrationen beobachtet wird, ist zur Eingrenzung möglicher Einträge der Zeitraum bis 2011 besonders relevant. In diesem Zeitraum wurden insgesamt 14.064 Mg an freigegebene Abfällen der EWN deponiert (vgl. Tabelle 3-3), davon der größte Teil (ca. 11.500 Mg) bis 2001. Um in diesen Abfällen ein Gesamtinventar von 330 GBq in den Deponiekörper einzutragen, hätte die spezifische Aktivität des Tritiums in den Abfällen, die bis 2001 geliefert wurden, zerfallskorrigiert im Mittel mehr als 50 Bq/g betragen müssen. Bei einem Eintrag im Zeitraum 2002 bis 2011 mehr als 100 Bq/g. Das „Übersehen“ derartig hoher Tritiumkonzentrationen bei der Ableitung der verkürzten NV, ist auszuschließen. Das in den übermittelten Unterlagen erkennbare Vorgehen zur Ableitung der verkürzten NV entspricht der üblichen Vorgehensweise. Es liegen keine Hinweise vor, die eine fachtechnisch kompetente Durchführung der Prüfungen in Zweifel ziehen. Durch das Verfahren der Freigabe ist ein hohes Maß an Expertise in die Verfahren eingebunden. Die Auskünfte der EWN werden von Seiten der Bearbeiter dieses Gutachtens als plausibel bewertet.

Auf der Grundlage der von EWN vorgelegten Unterlagen und der per Mail oder telefonisch übermittelten ergänzenden Auskünfte kann eine Entsorgung von Abfällen aus den Energiewerken Nord, die zu einem Eintrag von mehreren 100 GBq Tritium in den Deponiekörper Ihlenberg führten, mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden. Wie oben abgeschätzt, kann über die freigegebenen Abfälle der EWN lediglich ein Inventar von weniger als 0,018 GBq Tritium-Aktivität eingetragen worden sein - d. h. weniger als 0,01 % der rechnerisch erforderlichen Tritium-Aktivität, um die im Sickerwasser gemessenen Tritium-Werte zu erklären.

Wie bereits weiter vorn (Kapitel 3.1) beschrieben, ist aufgrund der abnehmenden Konzentrationen im Deponiesickerwasser seit 2011, also in einer Phase weiterer Ablagerungen von Abfällen aus dem KKW Greifswald bis 2014, kein Indiz erkennbar, welches die Einschätzungen der EWN in Frage stellt.

3.2.4 Ablagerungen tritiumhaltiger Abfälle vor 1990

Eine Ablagerung von Abfällen mit Tritium vor 1990 ist grundsätzlich in Betracht zu ziehen. Dieser Sachverhalt wurde von der IAG aufgrund der dort vorhandenen Aktenlage geprüft.

Als konkretes Beispiel ist in den verfügbaren Unterlagen ein Fall aus dem Jahr 1982 dokumentiert. Die HBK Bad Schwartau beantragte damals eine Entsorgung von jährlich 80 Tonnen tritiumhaltiger Laborabfälle (20 ml Polyuretanfläschchen mit ca. 3 ml Restmenge an Szintillatorflüssigkeit, Schüttdichte ca. 0,5 kg/l). Es wird schriftlich zugesichert, dass die Freigabekriterien der damaligen (bundesdeutschen) StrlSchV (0,5 MBq/kg) eingehalten sind. Als Beleg für eine Radioaktivitätsbestimmung werden 3 Analysenbefunde des schweizerischen Labors Würenlingen mitgeteilt, die Ergebnisse von 700 pCi bis 1200 pCi je Probe ergaben. Geht man davon aus, dass die Proben jeweils ein geleertes Polyuretanfläschchen mit ca. 3 ml Restmenge umfassten, dann ist die Aktivität je Probenfläschchen (20 ml Volumen) zwischen 26 Bq und 44 Bq. Je m³ Abfall errechnet sich daraus unter Beachtung, dass eine

Schüttung von zylindrischen Fläschchen lockerer als eine dichteste Kugelpackung ist und ca. 30 ml je Fläschchen benötigt, formal eine Gesamtaktivität von 0,87 MBq bis 1,5 MBq bzw. massebezogen 1,7 MBq/Mg bis 3,0 MBq/Mg. Bei 80 Mg Abfall sollte die damalige Entsorgungscharge also maximal 0,24 GBq an Tritium enthalten haben. Das ist ein vernachlässigbarer Teil des im Deponiekörper vorhandenen Inventars. Außerdem ist von dem in den Jahren vor 1990 eingebrachten Tritium durch den radioaktiven Zerfall bis 2015 mindestens 75 % zerfallen.

Eine Ablagerung tritiumhaltiger Abfälle vor 1990, die das für 2011 abgeschätzte Inventar von 330 GBq erklären kann, hätte mindestens 1200 GBq umfassen müssen. Ein solches Inventar erscheint aus gutachterlicher Sicht zu groß, um „unbemerkt“ entsorgt worden zu sein. Das bedeutet allerdings nicht, dass in diesem Zeitraum keine tritiumhaltigen Abfälle entsorgt wurden. Sowohl aus der zivilen als auch aus der militärischen Nutzung von tritiumhaltigen Leuchtfarben/Leuchten können Abfälle mit Tritium generiert worden sein, die auch zur Deponie Ihlenberg entsorgt wurden.

3.2.5 Zusammenfassende Bewertung möglicher Herkunftsbereiche des Tritiums in der Deponie Ihlenberg

Zusammenfassend ist festzustellen, dass im Deponiekörper der Deponie Ihlenberg ein technogenes Tritiuminventar vorliegt, das zu Beginn des Jahres 2011 ca. 330 GBq betrug. Wahrscheinlichster Herkunftsbereich sind entsorgte Konsumgüter, die entsprechend den Freigabekriterien der StrlSchV in der Fassung 2001 bis zu 1 GBq Tritium je Mg enthalten konnten. Neben Konsumgütern sind uneingeschränkt freigegebene Laborabfälle als weitere Ursache der Tritiuminventare nicht auszuschließen.

Als alleinige Ursache der aktuellen Befunde eine Abfallablagerung aus den Zeiten vor 1990 anzunehmen, widerspricht der Tatsache, dass auch in den nach 1990 in Betrieb genommenen Ablagerungsbereichen erhöhte Tritiumwerte im Sickerwasser vorgefunden werden.

Aus radioökologischer Sicht ist darauf hinzuweisen, dass bei der Ableitung der Freigabewerte der StrlSchV die derzeit über die TrinkwV in das Wasserrecht implizit eingefügten Besorgniswerte für Tritium im Wasser von 100 Bq/l nicht beachtet werden mussten und beachtet wurden.

Um in Zukunft höhere Transparenz bei der Entsorgung von Freigabeabfällen zu erhalten, sollte ggf. eine unabhängige Prüfung von Freigabeabfällen insbesondere im Hinblick auf wasserlösliche aber ansonsten radiologisch wenig relevante Radionuklide wie z.B. H-3 und C-14 erwogen werden. Das aus Bauschutt oder anderen mineralischen Abfällen freisetzbare Tritium kann durch Eluattests zumindest indikativ, durch Ausheizen auch quantitativ bestimmt werden.

4 Grundlagen zur radioökologischen Modellierung von Tritium

4.1 Naturräumliche Situation am Standort Ihlenberg

4.1.1 Geografische Situation

Die Deponie Ihlenberg befindet sich im westlichen Mecklenburg - Vorpommern, zugehörig zum Landkreis Nordwestmecklenburg, nächstgelegene Ortschaften sind Selmsdorf und Schönberg (s. Abbildung 4-1). Die Gegend zählt zum Landschaftsraum Westmecklenburgische Seenlandschaft. Die heutige Oberflächengestalt der Umgebung wurde vorrangig durch den Vorstoß der Eisrandlage des Weichselglazials geprägt. Bei dem namensgebenden Ihlenberg handelt es sich um eine natürliche, über mehrere Kilometer ausgedehnte Anhöhe von über 60 m Höhe, welche im Zuge der glazialen Überprägung der Landschaft als wallartige Endmörane abgelagert wurde.

Das Landschaftsbild in der Umgebung der Deponie wird durch großflächige Acker- und Weideflächen geprägt. Nördlich der Deponie befindet sich ein als Sondergebiet (§1 Abs.2 Nr.10 BauNVO) verzeichneter Windpark. Der südliche Bereich der Deponie grenzt an ein ca. 3 km² großes Waldgebiet (Staatsforst). Laut Flächennutzungsplan sind im direkten Umfeld weitere Flächen als Waldgebiete geplant [15].

Im weiteren Umkreis steht die landwirtschaftliche Nutzung im Vordergrund. Allein in der Umgebung der 2,5 km entfernten Gemeinde Selmsdorf werden insgesamt 557 ha landwirtschaftliche Nutzflächen bewirtschaftet [16]. Zur Entwässerung der genutzten Acker- und Grünflächen wurde in der Gegend um Schönberg ein sehr engmaschiges Grabennetz angelegt.

Als nächstgelegene Wohnbebauung befindet sich östlich der Deponie eine Gruppe von Einfamilienhäusern an der Selmsdorfer Straße der Stadt Schönberg. Diese Wohnbebauung ist ca. 500 m von der Ableitstelle des Permeats in den Staatsforst entfernt (s. Abbildung 4-2), liegt allerdings geografisch deutlich höher als die Ableitstelle in den Staatsforst.

Die fischereiliche Nutzung in den nahegelegenen Gewässern obliegt dem Landesanglerverband Mecklenburg-Vorpommern. Aufgrund der geringen Größe der Gräben spielt der Fischfang erst nach der Entwässerung in den Oberteich in Schönberg eine, wenn auch untergeordnete, Rolle. Die Nutzung erfolgt überwiegend als Angelgewässer für Privatpersonen durch ortsansässige Angelvereine. Größere gewässerwirtschaftliche Bedeutung hat die mit den Teichen am Rupensdorfer Bach in Schönberg verbundene Karpfenzuchtanlage.



Abbildung 4-1: Deponie Ihlenberg und umgebender Landschaftsraum
(Quelle: Google Maps 2016)



Abbildung 4-2: Einleitstelle Permeat und Verlauf des Ableitgrabens durch den Staatsforst (Bildgrundlage: Bing Maps 2016)

4.1.2 Hydrologie

Die Deponie Ihlenberg liegt in der Flussgebietseinheit Schlei/Trave und entwässert hauptsächlich über die Gewässer Rupensdorfer Bach – Oberteich – Maurine – Stepenitz – Dassower See – Pötenitzer Wieck – Trave in die Ostsee. Die mittlere Abflussspende für das Einzugsgebiet der Stepenitz wird in [17] mit 7,5 l/s/km² angegeben (entspricht einem Jahresabfluss von 236.000 m³/km²).

Abgesehen vom nordwestlichen Bereich der Deponie, der einen Binnengraben zum Selmsdorfer Graben als Vorflut nutzt, wird das auf der Deponie anfallende Wasser in östlicher Richtung über ein Gewässersystem, das sich aus vielen kleinen Gräben zusammensetzt, abgeleitet. Einleitungen in dieses Gewässersystem aus dem Bereich der Deponie stammen aus

- gefassten und gereinigten Deponiesickerwässern
- gefasstem und ungefasstem Oberflächenabfluss
- einer Drainage von nördlich an die Deponie angrenzenden Flächen, die unter der Deponie verläuft und stromunterhalb der Einleitstelle des gefassten Sickerwasser-Permeats in den Ableitgraben eingespeist wird.

Das im südlich der Deponie befindlichen Staatsforst verlaufende Grabensystem, das diese Wasser aufnimmt und in Richtung Rupensdorfer Bach (SSO) ableitet, erhält weitere Zuflüsse aus dem teilwei-

se vermoorten Forstgebiet. Das den Ablauf des Permeats fassende Grabensystem ist nach Austreten aus dem Forstgebiet auf die südlich anschließenden Ackerflächen teilweise verrohrt. Die Entwässerung des Gebietes verläuft über kleinere Gräben (z.B. Lockwischer Graben, Graben am Kirchholz) in Richtung Rupensdorfer Bach (SSO).

Der Rupensdorfer Bach stellt den Zufluss für den im Stadtgebiet Schönberg liegenden Oberteich dar, welcher über einen Abflussgraben in die Maurine entwässert.

Tabelle 4-1: Abfluss von Permeat der Deponie Ihlenberg ins Einzugsgebiet des Rupensdorfer Baches

(Datenquelle: IAG)

Jahr	Niederschlag	Permeat	Sonstiger Abfluss des östlichen und südlichen Betriebsgeländes
	mm	m ³	m ³
2010	846	144.221	185.000
2011	758	167.473	227.000
2012	610	124.508	142.000
2013	637	117.720	172.000
2014	643	84.664	131.000
2015	662	97.965	175.000
Mittel (1993-2015)	690	146.844	

4.1.3 Hydrogeologie

Die hydrogeologischen Verhältnisse im Umfeld der Deponie Ihlenberg werden durch quartäre und tertiäre Sedimentablagerungen bestimmt. Neben den oberflächennahen Sanden und Kiesen der Hochfläche zeichnet sich der Untergrund durch bindige Geschiebelehm- und Geschiebemergelablagerungen der Grundmoräne aus. Eine bis zu 30 m mächtige Geschiebemergelschicht dient flächendeckend als Grundwasserbarriere zwischen den Grundwasserstockwerken I & II [18]. Das Grundwasserstockwerk I beinhaltet im Deponiebereich nur den aus Ablagerungen (Sanden) des Weichselglazials bestehenden Grundwasserleiter 1 (GWL 1) [18].

Die quartären Schichten umfassen mehrere Stockwerke und überlagern die tertiären Schichten der unteren Braunkohlesande (im NW der Deponie). Bei diesen handelt es sich um Schluffe und Glimmerfeinsande (Brooker Schichten) und darüber positionierte Weichsellagerungen von Fein-, Mittel- und Grobsanden mit gelegentlich zwischengeschalteten Schluffbändern (Mölliner Schichten) [19]. Diese Abfolge gut durchlässiger Sedimente bildet den Hauptgrundwasserleiter (Grundwasserstockwerk II / GWL 3) der Region. Jungtertiäre Schichten fehlen, da sie aufgrund salztektonischer Prozesse erodiert wurden. Die grundwasserleitenden Schichten der oberen Braunkohlesande sind somit nicht vorhanden (GWL 2). Als Basis des gesamten Grundwasserleitersystems wird die Schichtenabfolge durch den Unteren Glimmerton des Miozän begrenzt [20].

Die Gliederung der Grundwasserleiter erfolgt auf Basis der hydrogeologischen Betrachtung von Grundwasserleitern und -stauern. Eine bis zu 30 m mächtige Geschiebemergelschicht dient flächen-

deckend als Grundwasserstauer zwischen den Grundwasserstockwerken I und II. Die charakteristischen Aquifermerkmale sind nach [18]:

- Grundwasserstockwerk I:
 - Teil-Grundwasserleiter 1.1: Oberflächennahe Grundwasservorkommen, Sande und Geschiebemergel, kaum hydraulischer Kontakt zu übrigem Grundwasserstockwerk, bis 20 m unter Geländeoberkante (GOK)
 - Teil-Grundwasserleiter 1.2: Grundwasserleiterbasis 40 m unter GOK
 - Teil-Grundwasserleiter 1.3: Weichselezeitliche Sande, Sohle auf 60 m unter GOK
- Grundwasserstockwerk II:
 - Hauptgrundwasserleiter
 - Grundwasserleiter 3: Im Bereich der Deponie Ihlenberg in einer Rinnenstruktur vorhanden und im hydraulischen Kontakt zum Hauptgrundwasserleiter, Trinkwassergewinnung

Wie aus Abbildung 4-3 hervorgeht, strömt das oberflächennahe Grundwasser im Grundwasserstockwerk I in Richtung Südsüdosten und folgt damit der Hauptentwässerungsrichtung des Oberflächenwassers. Das Grundwasser im Grundwasserstockwerk II fließt entgegengesetzt in Richtung Nordwesten.

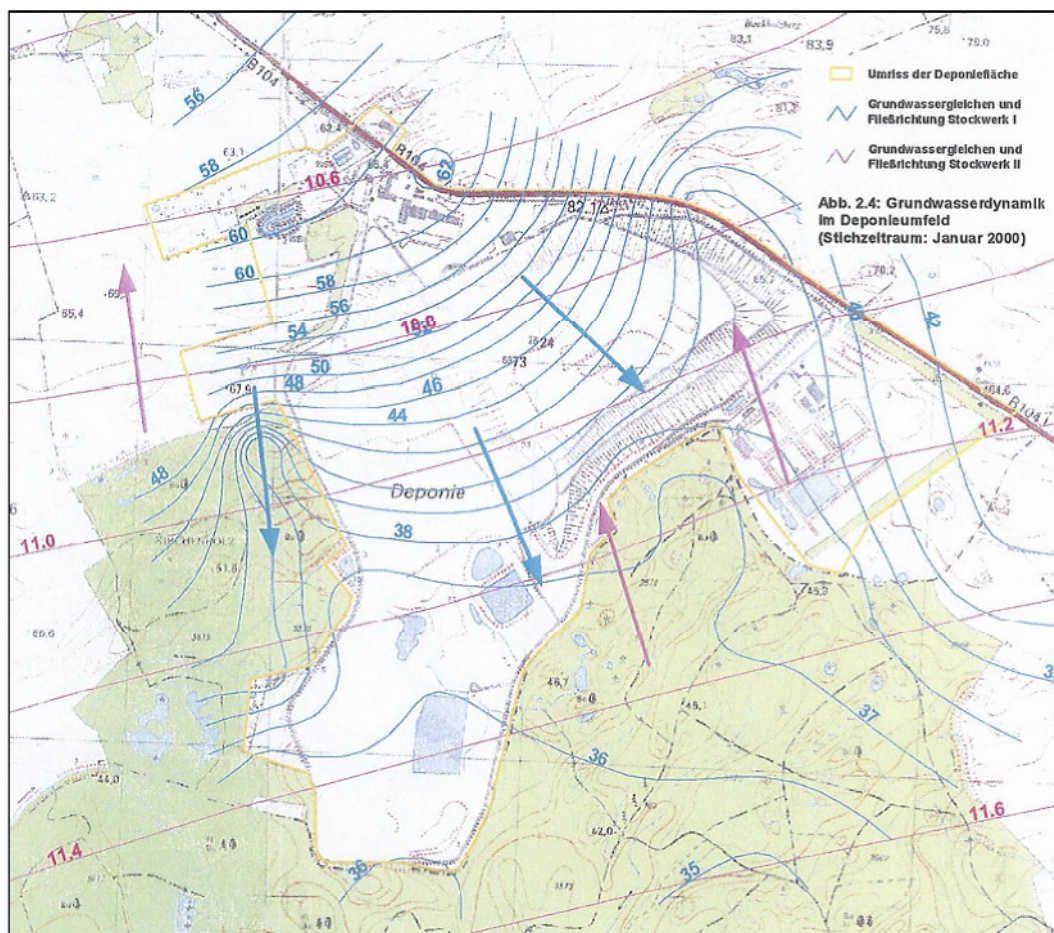


Abbildung 4-3: Grundwassergleichenplan der Grundwasserstockwerke I und II aus [21].

4.2 Messbefunde

4.2.1 Oberflächengewässer

Die in dieser Untersuchung betrachteten Tritium-Werte wurden in Messkampagnen in den Jahren 2013 und 2015 an Oberflächengewässern ermittelt (Tabelle 4-2). Die Messungen wurden in akkreditierten Laboratorien durchgeführt und ausgewertet. Die Tritiumverteilung im Gewässersystem ist beispielhaft in

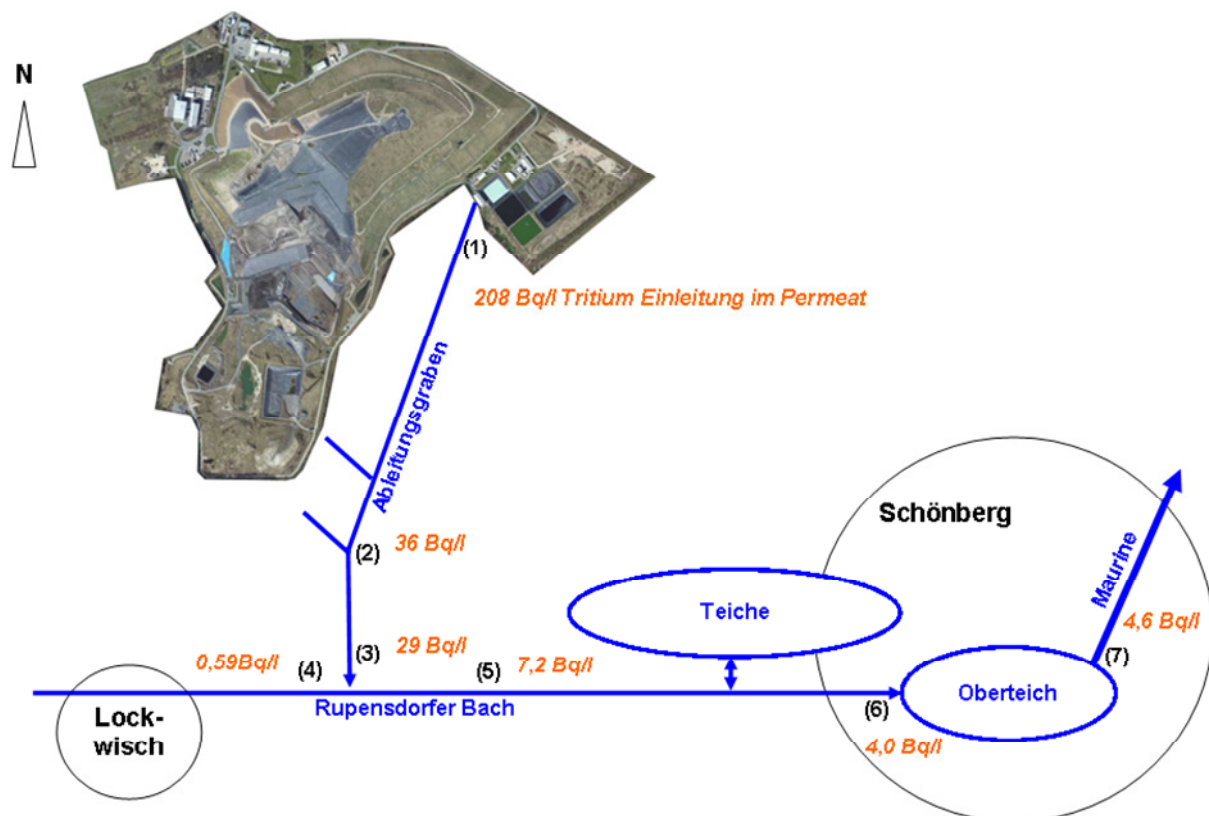


Abbildung 4-4 dargestellt.

Die Ausbreitung von Tritium in Fließgewässern erfolgt konvektiv mit der Strömung. Die vorliegenden Daten zeigen, wie das technologische Tritium im Gewässersystem durch Wasser verdünnt wird, welches nur die natürlichen Tritiumkonzentrationen (hier: ca. 0,6 Bq/l) aufweist. Andere Effekte, wie z.B. der radioaktive Zerfall, Verdunstung und Sorption sind für die Tritiumausbreitung im Gewässersystem vernachlässigbar. Damit kann die Tritiumkonzentration auch als Tracer genutzt werden, um Mischungsverhältnisse im Gewässersystem zu quantifizieren. In Tabelle 4-2 sind die Verdünnungsfaktoren des Permeats in den jeweiligen Messstellen als „VF“ mit aufgeführt. Die etwas unterschiedlichen Werte der Jahre 2013 und 2015 können auf die unterschiedliche Wasserführung zurückgeführt werden, die im Gewässersystem vorkommt.

Der einzige im Mischungsmodell nicht plausible Messwert ist der des Ablaufs Oberteich. Für 2013 ist dieser mit 10,8 Bq/l deutlich höher als der des Zulaufs mit 5,6 Bq/l. Ebenso in 2015 ist der Ablauf des Oberteiches mit 4,6 Bq/l leicht höher als der zugehörige Zulauf mit 4,0 Bq/l. Hier ist zu vermuten, dass

der Oberteich als Speicher noch Wasser enthielt, das einige Zeit vor der Probenahme im System aufgetreten ist.

Tabelle 4-2: Tritium Messwerte (H-3) und Verdünnungsfaktoren (VF) im Fließgewässernetz zwischen Einleitstelle Permeat und Ablauf Oberteich – Maurine.

„Nr.“ bezeichnet die Messpunkte nach Abbildung 4-4.

Nr.	Beschreibung der Gewässermessung	km	H-3 (2013) Bq/l	VF (2013)	H-3 (2015) Bq/l	VF (2015)
1	Binnengraben zum Rupensdorfer Bach	1	259		208	
2	Ablauf Staatsforst	2,5	67	3,9	36	5,9
3	Binnengraben vor Eintritt in Rupensdorfer Bach	4	40	6,6	29	7,3
4	Unbelasteter Zulauf vor Rupensdorfer Bach		0,57		0,59	
5	Nach Zulauf Binnengraben in Rupensdorfer Bach	4,5	11	25	7,2	32
6	Zulauf Rupensdorfer Bach - Oberteich	7,7	5,6	52	4,0	61
7	Ablauf Oberteich - Maurine	8	10,8	25	4,6	52

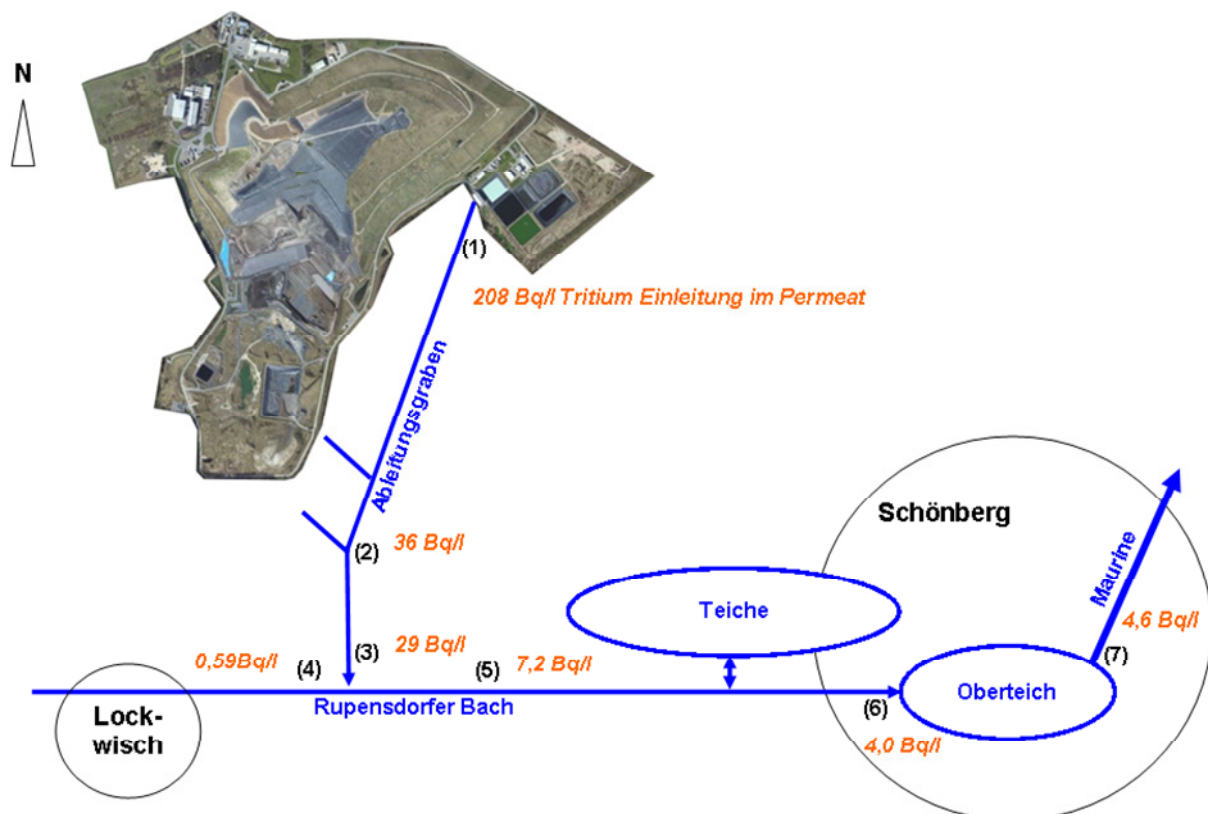


Abbildung 4-4 Schema des Fließweges der Deponiesickerwässer in Richtung Rupensdorfer Bach / Oberteich mit Angabe der H-3 Aktivitätskonzentration für Messungen aus 2015.

(Bildquelle: Bing Maps)

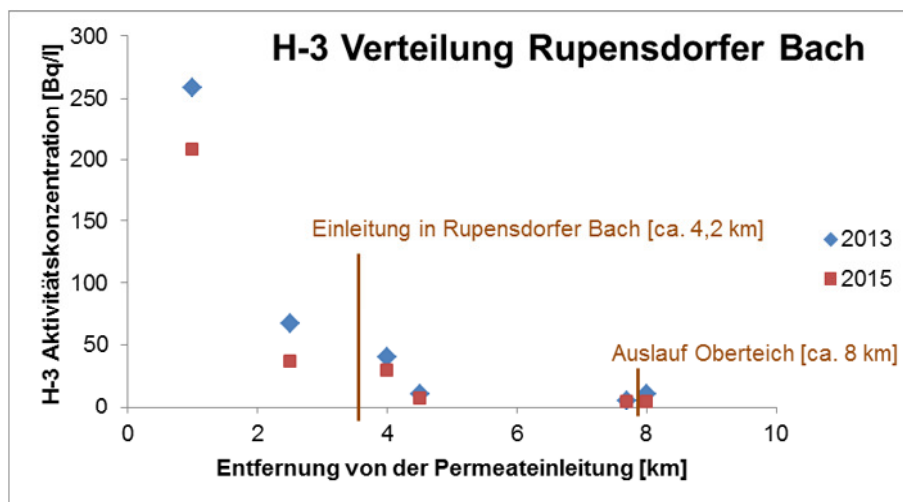


Abbildung 4-5 Verteilung der H-3 Aktivität von der Deponie Ihlenberg bis zum Auslauf des Oberteichs

Aus den Messdaten ergeben sich folgende grob orientierende Aussagen zur Ausbreitung und Verdünnung des tritiumhaltigen Deponiewassers im Umfeld der Deponie.

- max. Werte Oberflächenwasser direkt nach Sickerwasserbehandlung;
Trend 2013 zu 2015 – Tritiumkonzentration generell abnehmend, Tritiumfracht durch Verdunstung (Mittelwert Binnengewässer nach Glugla u.a. [27] = 675 mm/a) bei einer offenen Wasseroberfläche (Speicherbecken) von 3000 m² und einer H-3 Konzentration von 250 Bq/l ca. 0,675 m/a x 3000 m² x 2,5E+5 Bq/m³ = 5,06E+8 Bq/a = 0,51 GBq/a.
- Tritiumfracht Übertrittsstelle Deponie – Umgebung: ca. 1E+5 m³/a x 2,5E+5 Bq/m³ = 2,5E+10 Bq/a = 25 GBq. Fracht abnehmend; in 2015 ca. 20 GBq.
- Verdünnung bis zum Austritt aus dem Gebiet des Staatsforstes (Messpunkt 2) ca. um das 4 bis 6-fache. Von dieser Verdünnung ist ca. die Hälfte auf die in Tabelle 4-1 quantitativ aufgeführten sonstigen Ableitungen vom Deponiegelände zurückzuführen. Der damit noch nicht abgedeckte Verdünnungseffekt ist u.a. mit einem Zufluss aus dem Staatsforst plausibel erklärbar.
- Bis zum Eintritt in den Rupensdorfer Bach erhöht sich die Verdünnung durch weitere Zuflüsse leicht auf etwa das 6- bis 7-fache.
- Der Rupensdorfer Bach führt bis zur Einleitstelle des Permeats Wasser mit natürlicher Tritiumkonzentration (ca. 0,6 Bq/l).
- Der Rupensdorfer Bach verdünnt nochmals um den Faktor 4, auf eine Gesamtverdünnung von ca. 30. Bis zum Oberteich nimmt die Verdünnung des Permeats auf ca. das 60-fache zu.
- Der Oberteich Schönberg wirkt offensichtlich als temporärer Puffer ohne größere Verdünnungswirkung.

4.2.2 Grundwasser

Im Rahmen eines fortlaufenden Grundwasser-Monitorings im Auftrag der IAG werden regelmäßige Untersuchungen des Grundwassers durchgeführt. Eine Übersicht über die Messstellen zeigt Abbildung 4-6. Das Monitoring stellt neben den erforderlichen Nachweisen für den ordnungsgemäßen Betrieb der Deponie auch ein Vorsorgeinstrument dar, aus dem Veränderungen im Grundwasser des Deponieumfelds frühzeitig erkannt werden können. Im Monitoring-Bericht 2013 [18] werden die unterschiedlichen Grundwasserstockwerke im Bereich der Deponie beschrieben.

Nach Untersuchungen im nordöstlichen Bereich der Deponie wurde im Bereich des oberen GWL1 im Grundwasserstockwerk eine geringfügige Grundwasserbelastung durch die Deponie festgestellt, die gemäß fachgutachterlicher Beurteilung sowie in Abstimmung mit den zuständigen Behörden aufgrund der Kleinräumigkeit und nicht vorhandenen Nutzung zur Trinkwasserförderung aktuell als nicht sanierungsbedürftig eingestuft wurde. An dieser Stelle ist ein Sondermessnetz errichtet worden, und es wurde eine intensive Überwachung von Veränderungen empfohlen und von der Überwachungsbehörde angeordnet (Seite 5 in [18]).

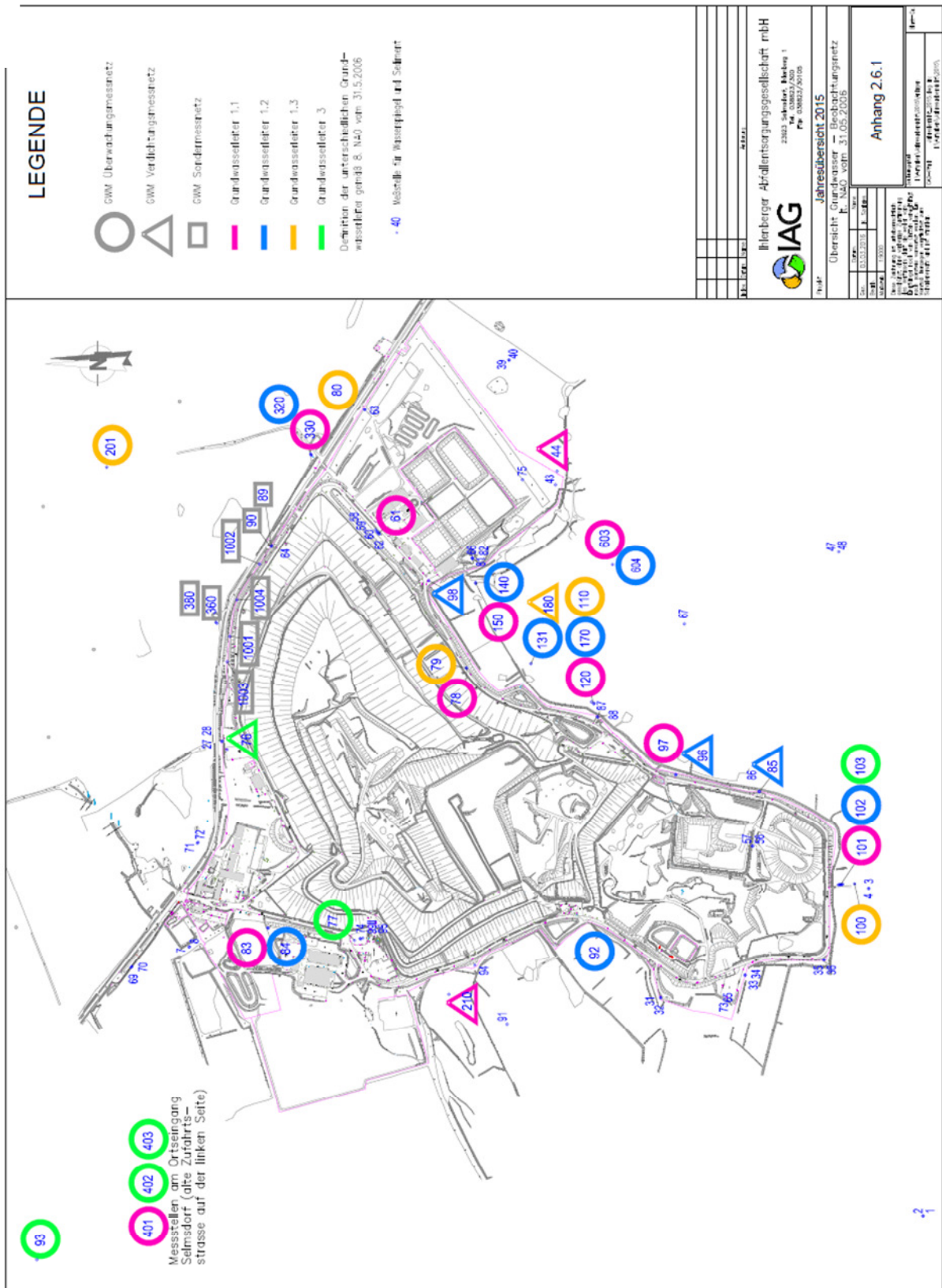


Abbildung 4-6: Grundwassermessstellen im Umfeld der Deponie Ihlenberg (Quelle: IAG)

Tabelle 4-3: Tritium Messwerte für den Zeitraum 2013-2015 im Grundwasser

Farbliche Markierung kennzeichnet die Grundwasserleiter, die jeweils beprobt wurden.

Messstelle	Richtung, GWL	2013	2014	2015	Bemerkung
GWM 89	N		1,17		Sondermessnetz
GWM 90	N		0,82		Sondermessnetz
GWM 1001	N		0,96		Sondermessnetz
GWM 1002	N		0,75		Sondermessnetz
GWM 1003	N		0,31		Sondermessnetz
GWM 1004	N		0,88		Sondermessnetz
GWM 380	N		0,21		Sondermessnetz
GWM 360	N		0,87		Sondermessnetz
GWM 76	N, GWL 3		<0,12		Verdichtungsnetz
GWM 401	NW, GWL 1.1		0,60		
GWM 83	NW, GWL 1.1		0,80		
GWM 84	NW, GWL 1.2		< 0,12		
GWM 93	NW, GWL 3		< 0,12		
GWM 77	NW, GWL 3		< 0,12		
GWM 210	W, GWL 1.1		0,53		Verdichtungsnetz
GWM 92	W, GWL 1.2		0,45		
GWM 101	S, GWL 1.1		< 0,12		
GWM 102	S, GWL 1.2		0,66		
GWM 100	S, GWL 1.3		<0,12		
GWM 103	S, GWL 3		<0,12		
GWM 97	SO, GWL 1.1		0,79		
GWM 85	SO, GWL 1.2		1,16		Verdichtungsnetz
GWM 96	SO, GWL 1.2		0,2		Verdichtungsnetz
GWM 103	SO, GWL 3	< 0,12			
GWM 603	O, GWL 1.1			32	Bereich Permeateinleitung
GWM 50	O, GWL 1.1		21,5		Bereich Permeateinleitung
GWM 78	O, GWL 1.1		0,81		
GWM 120	O, GWL 1.1		1,15		
GWM 150	O, GWL 1.1		0,73		
GWM 44	O, GWL 1.1		1,08		Bereich Permeateinleitung, Verdichtungsnetz
GWM 604	O, GWL 1.2			< 0,1	Bereich Permeateinleitung
GWM 25	O, GWL 1.2		1,44		Bereich Permeateinleitung Verdichtungsnetz
GWM 131	O, GWL 1.2		0,88		
GWM 170	O, GWL 1.2		0,88		
GWM 140	O, GWL 1.2		0,41		Bereich Permeateinleitung
GWM 79	O, GWL 1.3		<0,12		
GWM 110	O, GWL 1.3		0,74		
GWM 180	O, GWL 1.3		0,76		Verdichtungsnetz
GWM 330	NO, GWL 1.1	0,7	0,76		
GWM 61	NO, GWL 1.1		0,61		
GWM 320	NO, GWL 1.2	0,85	1,02		
GWM 201	NO, GWL 1.3	0,15	< 0,12		
GWM 80	NO, GWL 1.3		< 0,12		

Der Eintrag von Sickerwasser in das Grundwasserstockwerk II wurde in einer kürzlich durchgeführten Untersuchung der Grundwasserqualität im Hinblick auf den Sickerwassereinfluss der Deponie Ihlenberg hydrogeologisch und geochemisch untersucht. Dabei wurden keine Tritium-Einträge festgestellt [20].

Die Betrachtung der potentiellen Exposition durch die Aufnahme der oberflächennahen Grundwässer ist daher ausreichend. Für die Expositionsbeurteilung ist das Gebiet östlich und süd-östlich der Deponie relevant.

Die in Tabelle 4-3 aufgeführten Tritium Messungen an Grundwasserproben ergeben folgendes Bild:

- Im unmittelbaren Umfeld der Permeateinleitungen in den Binnengraben sind die höchsten H-3-Aktivitätskonzentrationen im Grundwasser in den Jahren 2014 (GWM 50; 21,5 Bq/l) und 2015 (GWM 603; 32 Bq/l) nachgewiesen worden. Die Messstelle 603 ersetzte 2015 die Messstelle GWM 50 und befindet sich im direkten Umfeld der Einleitstelle des Permeats (s. Abbildung 4-6). Die vorgenannten Tritiumkonzentrationen sind auf versickerndes Permeat zurückzuführen. Die Belastung ist aber nach wasserrechtlichen Maßstäben geringfügig, da die Anforderungen der TrinkwV an den Parameter Tritium eingehalten sind (s. Kapitel 2.4).
- Die im Abstrom der Permeateinleitungen nächstgelegenen Grundwassermessstellen in den oberen GWL 1.1 und 1.2 weisen Werte auf, die im Bereich der natürlicherweise vorkommenden Konzentrationen liegen. Maximal (GWM 25) werden Werte bis zu 1,44 Bq/l erreicht, ein Wert, der im oberen Bereich natürlicherweise vorkommender Konzentrationen liegt.
- An allen anderen Messstellen wurden im nahen Deponieumfeld von nicht nachweisbaren Aktivitätskonzentrationen bis höchstens 1,17 Bq/l H-3 Aktivitätskonzentration gemessen. Dies entspricht völlig dem derzeitigen natürlichen Wertebereich.
- Der GWL 3 (grün) weist keine erhöhten Tritiumkonzentrationen auf. Eine Ausbreitung von deponiebürtigem Tritium in den zur Trinkwassergewinnung genutzten GWL 3 ist nicht festzustellen.

4.3 Modellstruktur und Expositionsszenarien

4.3.1 Grundsätze zur Ermittlung der Strahlenexposition

Strahlenexpositionsmodelle sind prinzipiell im Hinblick auf eine sichere Einhaltung der zu erwartenden Strahlenexposition konzipiert. Durch konservative Annahmen bei der Verwendung der Modelle und Parameter wird der Anforderung an Strahlenschutzmodelle in Anlehnung an § 47 Abs. 2 entsprochen [22]. Die StrlSchV und die AVV zu § 47 [23] verlangt die Ermittlung einer Strahlenexposition an den ungünstigsten Einwirkungsstellen für eine Referenzperson, der in der Anlage VII Teil B Tabelle 1 StrlSchV aufgeführten Altersgruppen. Dabei sind zu betrachten:

- Die ungünstigsten Einwirkungsstellen in der Umgebung einer Anlage oder Einrichtung, die durch Ableitungen und die Verteilung von Stoffen mit radioaktiven Eigenschaften sowie durch Aufenthalt und Verzehr der dort erzeugten Lebensmittel zur höchsten Strahlenexposition führen können.

- Reale Nutzungsmöglichkeiten unter Einbeziehung der möglichen Änderungen in der Besiedlung und Nutzung, sofern sie nicht ausgeschlossen werden können.
- Ableitungen von Stoffen mit radioaktiven Eigenschaften im Wasser für den Nah- und Fernbereich sowie bei kleinen Vorflutern für den Mündungsbereich und für die Schwebstofffracht, sofern der Vorfluter, in den das Wasser einmündet, nicht zum Nah- bzw. zum Fernbereich gezählt wird.

Die Ermittlung der Dosis erfolgt auf Basis der einzelnen effektiven Dosen und Organdosen, die aufgrund der radioaktiven Emissionen in die Luft oder das Wasser entstehen. Aus der äußeren und der inneren Strahlenexposition ist die Jahresdosis als Summe der Einzel- und Organdosen abzuleiten.

Im Unterschied zu einigen Radionukliden, wie z.B. dem radioaktiven Iod (I-131, I-125) findet bei Tritium keine organbezogene Anreicherung statt, so dass die effektive Dosis eine hinreichende Kenngröße zur Beurteilung der Strahlung ist.

4.3.2 Expositionsszenarien und Expositionspfade

Grundsätzlich sind zur Ermittlung oder Abschätzung von möglichen Strahlenexpositionen alle relevanten Expositionsszenarien (Aufenthalt von Beschäftigten oder Personen der Bevölkerung an Orten mit zusätzlicher Radioaktivität, Verzehr von kontaminierter Nahrung) und Expositionspfade (äußere Strahlenexposition, innere Strahlenexposition durch Inhalation oder Ingestion, Hautkontamination) zu berücksichtigen.

Für die Veränderung der natürlichen Radioaktivität sind im Fall von Tritium alle Ausbreitungspfade des Wasserstoffs, insbesondere Wasser und Wasserdampf, relevant. Die Modellrechnung kann jedoch auf die Expositionspfade beschränkt werden, die die höchste Exposition für die Bevölkerung aufweisen, wenn nachgewiesen werden kann, dass durch andere Pfade kein wesentlicher Beitrag zur Erhöhung der Gesamtdosis zu erwarten ist.

Wie im Kapitel 2 gezeigt, stellt HTO die überwiegende Form (99,78%) des Tritiums in der Umwelt dar. Durch die Aufbereitung des Sickerwassers werden mögliche organische Verbindungen, in denen Tritium vorkommen kann weitestgehend abgetrennt. Im Permeat ist daher von HTO als dominanter Bindungsform des Tritiums auszugehen. Somit kann auch für die Ausbreitung des Radionuklids Tritium von wassergebundenen Ausbreitungspfaden ausgegangen werden.

Im Falle der Tritium-Ableitungen mit dem Permeat ist der Eintrag in die Oberflächengewässer in Kapitel 4.2 ausführlich beschrieben. Als relevante Expositionspfade sind daher die folgenden Aufnahme-pfade mit der Nahrung (Ingestion) zu betrachten:

- Permeat – Oberflächenwasser – Beregnung – Nahrungspflanzen
- Permeat – Oberflächenwasser – Viehtränke – Fleisch/Milch
- Permeat – Oberflächenwasser – Fischfleisch

Eine Ausbreitung von Tritium im Wasserdampf und darüber eintretende Belastung von Nahrungspflanzen ist im Falle des Tritiums bei den hier vorliegenden geringen potentiellen Freisetzungsraten durch Verdunstung vernachlässigbar.

Durch Tritiumeinträge belastetes Grundwasser wurde bisher nur in unmittelbarer Nähe des Grabens gefunden, über den das Permeat abgeleitet wird. In diesen Bereichen existieren keine Brunnen zur Trinkwassernutzung. Der Ausbreitungspfad

- Permeat – Grundwasser – Trinkwasser

ist daher bei realistischer Betrachtung von Expositionsmöglichkeiten außer Acht zu lassen.

4.3.3 Einwirkstellen und expositionsrelevante Aktivitätskonzentrationen

Auf Arbeitsplätzen auf der Deponie selbst ist eine Exposition durch Inhalation von Tritium-haltigem Wasserdampf grundsätzlich zu prüfen. Dies erfolgt für die Beschäftigten der IAG detailliert in Kapitel 5.2. Durch die hohe Verdünnung bei einer Ausbreitung in der Atmosphäre sind Expositionen von Einzelpersonen der Bevölkerung durch Tritium-haltigen Wasserdampf im Umfeld der Deponie nur dann weiter zu betrachten, wenn auf der Deponie selbst relevante Expositionen möglich sind.

Für Personen der Bevölkerung ist eine Exposition durch Verzehr von Lebensmitteln aus lokalem Anbau bzw. aus lokaler Herkunft ein zu betrachtender Expositionspfad. Die Dosen sind basierend auf den in Anlage VII Teil B Tabelle 1 StrlSchV angegebenen Ernährungsgewohnheiten zu berechnen. Unter Berücksichtigung der realen Nutzungsmöglichkeiten sind im Untersuchungsgebiet Produktionssorte für Lebensmittel auszuwählen, die vermittels der Expositionspfade zu den höchsten effektiven Dosen führen können [23].

Die Analyse der Nutzungsverhältnisse im Umfeld der Deponie Ihlenberg und insbesondere im Umfeld des Gewässersystems, in dem das Permeat abgeleitet wird, zeigt:

- Der in Bezug zur Ableitung des Permeats nächstgelegene Anbau von Nahrungspflanzen befindet sich direkt östlich des Einleitpunktes in den Binnengraben (s. „Acker“ in Abbildung 4-2). Für diese Fläche ist eine Beregnung mit dem Permeat derzeit nicht gegeben. Sie ist auch technisch nicht ohne weiteres möglich, da der geringe Dauerabfluss für eine effektive Beregnung einen Einstau nötig macht, um genügend Wasser verfügbar zu haben. Die Ackerfläche an der Ableitstelle des Permeats stellt daher keine Einwirkstelle dar.
- Wie in Abbildung 4-2 erkennbar, befindet sich in 500 m Entfernung von der Einleitstelle des Permeats eine Wohnsiedlung. Diese Siedlung liegt allerdings geografisch höher als die Einleitstelle. Eine Nutzung des Permeats für die Beregnung von Kleingärten in dieser Siedlung kann ausgeschlossen werden.
- Die im Verlauf des Grabensystems nächsten ackerbaulich genutzten Flächen befinden sich südlich des Staatsforstes. Auch für diese Flächen ist eine Beregnung mit dem Permeat derzeit nicht gegeben. Hier wäre für eine effektive Beregnung ebenfalls ein Einstau nötig, um genü-

gend Wasser verfügbar zu haben. Die Ackerfläche stellt daher keine Einwirkstelle dar. Da bei ackerbaulicher Nutzung auf den im Luftbild erkennbaren großen Flächen auch nur eine Fruchtart angebaut wird, beschränken sich die Expositionen einer Einzelperson auf Dosen aus dem Verzehr eines der Nahrungsmittel. Nur wenn ein Großteil des gesamten Nahrungskorb einer Person aus lokal angebauten bzw. gewonnenen Fruchtarten stammt, sind höhere Expositionen möglich.

- Als ungünstigste Einwirkstelle für den lokalen Anbau von Obst und Gemüse ergibt sich aus den Nutzungsverhältnissen im Gewässersystem nach Kapitel 4.1.2 eine Gartennutzung in Rupensdorf (s. Abbildung 4-7). Für eine Familie von 4 Personen genügt eine Fläche von ca. 1000 m², um dort rechnerisch die nach der StrlSchV anzusetzenden pflanzlichen Nahrungsmittel eines Jahresbedarfs (weniger als 2000 kg) anzubauen (abgeschätzt mit mittlerem Ertrag von 2 kg/m²). Obwohl eine Beregnung von Gartenflächen in Rupensdorf mit Wasser nicht belegt ist, wird für eine Modellierung diese Nutzung unterstellt. Die Tritiumkonzentration des (szenarienseitig) genutzten Wassers wird aus der Konzentration des Permeats mit einem Verdünnungsfaktor von 25 errechnet. Dieser Verdünnungsfaktor ist nach Tabelle 4-2 der (aufgerundet) kleinste Verdünnungsfaktor im Gewässersystem ab Einleitung des Permeats in den Rupensdorfer Bach. Der kleinste Wert wird gewählt, da in Zeiten mit Bewässerungsbedarf die Verdünnung des Permeats durch andere zufließende Wässer geringer ausfallen kann als bei „normalen“ Witterungsbedingungen.
- Vor allem entlang des Rupensdorfer Baches befinden sich Wiesenflächen, die auch als Weideflächen genutzt werden können. Obwohl eine derartige Nutzung mit Nutzung der damit erzeugten tierischen Produkte nicht belegt ist, wird für eine Modellierung diese Nutzung unterstellt. Diese Flächen werden als ungünstigste Einwirkstellen einer Erzeugung tierischer Produkte (außer Fischfleisch) zugrunde gelegt. Da für Vieh, das auf diesen Flächen weidet eine Viehtränke aus einem Zulaufgraben nicht auszuschließen ist, wird die Tritiumkonzentration des (szenarienseitig) genutzten Wassers aus der Konzentration des Permeats mit einem Verdünnungsfaktor von 4 errechnet. Dieser Verdünnungsfaktor ist nach Tabelle 4-2 der kleinste Verdünnungsfaktor im permeatführenden Binnengraben und damit der ungünstigste Wert im Nahbereich von möglichen Weideflächen.
- Ein Verzehr von Fischfleisch aus dem Rupensdorfer Bach / Oberteich ist ebenfalls szenarienseitig anzunehmen. Die Tritiumkonzentration des Bachwassers wird aus der Konzentration des Permeats mit einem Verdünnungsfaktor von 25 errechnet.
- Die natürliche Tritiumkonzentration in den Oberflächengewässern beträgt ca. 0,6 Bq/l.



Abbildung 4-7 Nutzungsverhältnisse im Gebiet der Einwirkstellen (s. Text)

4.3.4 Referenzpersonen

Die Dosisermittlung in der Radioökologie erfolgt für Referenzpersonen. Referenzpersonen sind Einzelpersonen der allgemeinen Bevölkerung und Beschäftigte, für die spezifische Berechnungsparameter (Dosiskoeffizienten, Dosiskonversionskoeffizienten, Atemraten, Expositionsorte, Expositionszeiten sowie Verzehr- und Aufnahmezeiten) in den strahlenschutzfachlichen Regelwerken festgelegt sind. Die Dosiskoeffizienten für Tritium sind in Tabelle 4-4 aufgeführt.

Der Verzehr von Lebensmitteln aus lokalem Anbau deckt bei realistischer Betrachtung in Deutschland nur einen Teil des gesamten Verzehrs der jeweiligen Lebensmittelgruppe ab. Die Berechnungsgrundlagen Bergbau des BfS (BglBb) [24] sehen daher vor, beim Expositionsszenario „Verzehr lokal erzeugter Lebensmittel“ von den mittleren jährlichen Verzehrdaten (s. Tabelle 4-5) auszugehen und in der Regel anzunehmen, dass der jährliche Verzehr landwirtschaftlicher Produkte nur zu $p_n = 50\%$ durch Lebensmittel abgedeckt wird, die lokal produziert wurden. Für Getreide ist gemäß der BglBb in der Regel kein Anteil an lokaler Produktion anzunehmen.

Im Unterschied zu den BglBb geht die AVV zu § 47 StrlSchV [23] von einer vollständigen Eigenversorgung aus (100 % Anteil lokaler Produktion, p_n) und erhöht die Verzehrdaten durch einen anzuwendenden Faktor (hier als q_n bezeichnet) auf das für deutsche Verzehrgeohnheiten 95%-Perzentil der jeweiligen Produkte.

Tabelle 4-4: Dosiskoeffizienten von Tritium

Bindungsform	Ingestion						Inhalation
	Bev. <= 1 a	Bev. 1-2 a	Bev. 2-7 a	Bev.7-12a	Bev.12-17a	Bev. >17 a	Beschäftigte
	[Sv/Bq]	[Sv/Bq]	[Sv/Bq]	[Sv/Bq]	[Sv/Bq]	[Sv/Bq]	[Sv/Bq]
HTO	6,4E-11	4,8E-11	3,1E-11	2,3E-11	1,8E-11	1,8E-11	1,8E-11
OBT	1,2E-10	1,2E-10	7,3E-11	5,7E-11	4,2E-11	4,2E-11	4,1E-11

Tabelle 4-5: Mittlere Verzehrraten der Referenzperson von pflanzlichen und tierischen Lebensmitteln in kg/a und anzuwendender Faktor zur Abdeckung des 95 % Perzentils nach Anlage VII Teil B Tabelle 1 StrlSchV [22]

Altersgruppe Lebensmittel	< 1 Jahr	1-2 Jahre	2-7 Jahre	7-12 Jahre	12-17 Jahre	> 17 Jahre	Faktor q _n
Milch, Milchprodukte	45	160	160	170	170	130	3
Fleisch, Wurst, Eier	5	13	50	65	80	80	2
Fisch	0,5	3	3	4,5	5	7,5	5
Pflanzliche Produkte	75	138	227	259	271	253	
- Getreide (-produkte)	12	30	80	95	110	110	2
- Obst (-produkte)	25	45	65	65	60	35	3
- Wurzelgemüse	30	40	45	55	55	55	3
- Blattgemüse	3	6	7	9	11	13	3
-Gemüse (-produkte)	5	17	30	35	35	40	3

Tabelle 4-6: Mittlere Verzehrraten von Wasser (und Muttermilch) durch Referenzpersonen nach Anlage VII Teil B Tabelle 1 StrlSchV [22]

Altersgruppe Lebensmittel	< 1 Jahr	1-2 Jahre	2-7 Jahre	7-12 Jahre	12-17 Jahre	> 17 Jahre	Faktor q _n
Trinkwasser (l/a)	55 ^{/4/}	100	100	150	200	350	2
Muttermilch (l/a) Säuglingsmilchnahrung mit Trinkwasser	200 ^{/4/}	-	-	-	-	-	1,6

Mengenangabe in (l/a)

Um in dieser Studie, die sich auf Expositionen aus künstlich erzeugtem Tritium bezieht, die zur Überprüfung rechtlicher Anforderungen im Strahlenschutz übliche Konservativität einzurechnen, wird angelehnt an die AVV zu § 47 StrlSchV [23] mit 100 % Anteil lokaler Produktion (p_n= 1) und Verzehrdaten des 95%-Perzentils der jeweiligen Produkte (q_n lt. Tabelle 4-5 bzw. Tabelle 4-6) gerechnet.

^{/4/} Zur jährlichen Trinkwassermenge des Säuglings von 55 l/a kommen 160 l/a, wenn angenommen wird, dass der Säugling nicht gestillt wird, sondern nur Milchfertigprodukte erhält, die überregional erzeugt wurden und als nicht kontaminiert anzusetzen sind. Alternativ ist die Ernährung durch Muttermilch zu berücksichtigen (jeweils die ungünstigste Ernährungsvariante)

5 Modellansätze und Parameter

5.1 Äußere Exposition, Betasubmersion

Die äußere Exposition durch Tritium ist aufgrund der ausschließlich niedrig-energetischen β -Strahlung ohne radiologische Relevanz. Wie bereits im Kapitel 2.1 dargestellt, ist auch die Hautdosis beim Radionuklid Tritium ohne Belang (s. auch [25]). Im Bundesanzeiger Nr. 160a und b vom 28. August 2001 Teil I und II sind für sowohl die äußere Exposition durch Bodenstrahlung als auch für die äußere Einwirkung von Betastrahlen aus der Luft (Betasubmersion) keine Dosiskoeffizienten für Tritium aufgeführt.

5.2 Innere Exposition durch Inhalation

Die Strahlenexposition durch Inhalation errechnet sich nach:

$$E_{Inh,j} = C_{Luft} \cdot \dot{V}_j \cdot t_{Exp,j} \cdot g_{Inh,r} \quad (1)$$

Hierbei sind

\dot{V}_j	= Atemrate für die Referenzperson j in m ³ /h.
$t_{Exp,j}$	= Jährliche Aufenthaltszeit der Referenzperson j am Expositionsort in h
C_{Luft}	= Aktivitätskonzentration des Radionuklids r in der Atemluft in Bq/m ³
$g_{Inh,r}$	= Inhalationsdosiskoeffizient für das Radionuklid r und die Referenzperson j in Sv/Bq

Bei einer durchschnittlichen absoluten Luftfeuchte von 10 g/m³ (60 % Luftfeuchte bei 20 °C) führt eine (konservativ angenommene) Tritiumkonzentration von 200 Bq/l bei Beschäftigten auf der Deponie, die dauerhaft in dieser Umgebung arbeiten, auf eine inhalierte jährliche Tritiumaktivität von

$$1,2 \text{ m}^3/\text{h} \times 2000 \text{ h} \times 0,01 \text{ kg/m}^3 \times 200 \text{ Bq/kg} = 4800 \text{ Bq.}$$

Mit einem Inhalationsdosiskoeffizienten $g_{Inh,H-3}$ von 1,8E-11 Sv/Bq (s. Tabelle 4-4) ergibt sich eine jährliche Inhalationsdosis von 0,086 μ Sv. Das ist weit unterhalb der unteren radiologischen Geringfügigkeit von 10 μ Sv im Jahr. Da das aus Oberflächengewässern in Form von Wasserdampf verdunstende HTO in der Umgebungsluft stark verdünnt wird, ist diese Abschätzung für Arbeitsplätze im Freien hochgradig konservativ. Die Abschätzung zeigt aber, dass das durch Verdunstung von Oberflächengewässern (auf der Deponie) in die Umgebungsluft eingetragene Tritium radiologisch nur sehr kleine Dosisbeiträge liefern kann.

5.3 Innere Exposition durch Verzehr lokal angebauter Lebensmittel

Die effektive Jahresdosis einer Referenzperson j durch Verzehr lokal erzeugter Lebensmittel errechnet sich zu

$$E_{Ing,j} = \sum_n P_n \cdot U_{n,j} \cdot f_{n,p} \cdot \sum_r g_{Ing,r,j} \cdot C_{n,r} \quad (2)$$

$C_{n,r}$	= Spezifische Aktivität in Bq/kg bzw. Aktivitätskonzentration in Bq/l des Radionuklids r im Lebensmittel n
$U_{n,j}$	= Mittlerer Jahresverbrauch des Lebensmittels n durch die Referenzperson j in kg bzw. l (Wasser)
P_n	= Wichtungsfaktor zur Abschätzung des 95 % Konfidenzniveaus der Verzehrrate U_n
f_p	= Wichtungsfaktor zur Berücksichtigung temporärer Nutzung (= 1, außer bei Weide des Rindviehs, s. unten)
$g_{\text{Ing},r,j}$	= Ingestionsdosiskoeffizient für das Radionuklid r und die Referenzperson j in Sv/Bq
n	= Index zur Kennzeichnung der Lebensmittel
	n= Mi Milch und Milchprodukte
	n = FI Fleisch und Fleischwaren
	n = Fi Fischfleisch
	n = Gm Gemüse außer Blatt- und Wurzelgemüse
	n= Bl Blattgemüse
	n= Wg Wurzelgemüse
	n = Ob Obst
	n = W Trinkwasser
	n= MM Muttermilch
	n= SM Säuglingsnahrungsmilch

Als Lebensmittel werden aufgrund der Umfeldnutzung alle hier genannten Lebensmittel außer Trinkwasser berücksichtigt.

5.4 Modellgleichungen

Gemäß AVV [23] ist für Tritium in Form tritiierten Wassers die spezifische Aktivität in pflanzlichen Produkten ohne Blattgemüse, in Blattgemüse und in Weidepflanzen, gleich der des Beregnungswassers zu setzen.

Die Berechnung erfolgt nach:

$$C_{H-3}^n = C_{H-3}^W \cdot f_H^{Pf} \quad (3)$$

C_{H-3}^n	Spezifische Aktivität von Tritium in Pflanzen der Gruppe n in Bq/kg
C_{H-3}^W	Tritiumkonzentration im Gewässer in Bq/l
f_H^{Pf}	Massenanteil des Wassers in der Pflanze (= 0,8)

In der Milch und im Fleisch (auch Fischfleisch) wird die Tritiumkonzentration so modelliert, dass sie dem Wert im Fließgewässer entspricht. Radiologisch relevante Anreicherungen von Tritium in den Ausbreitungspfaden sind aus physikalischen Gründen nicht möglich. Der Bruchteil des Jahres, in dem

die Tiere auf der Weide grasen, wird mit $f_p = 0,5$ (Jahren) modelliert (s. Anhang 4 von AVV zu § 47 StrlSchV).

Für die Strahlenexposition des Säuglings durch Verzehr von Muttermilch wird folgendes Modell benutzt: Die Tritiumkonzentration in der Muttermilch wird als gewogenes Mittel der technogenen Tritiumkonzentrationen in der Nahrung der Mutter gemäß

$$C_{H-3}^{MM} = \frac{C_{H-3}^{Pf} \cdot m^{Pf} + C_{H-3}^{Mi} \cdot m^{Mi} + C_{H-3}^{Fl} \cdot m^{Fl} + C_{H-3}^{Fi} \cdot m^{Fi}}{m^{Pf} + m^{Mi} + m^{Fl} + m^{Fi} + m^W} \quad (4)$$

berechnet, wobei

C_{H-3}^n Spezifische Aktivität von Tritium in pflanzlichen Lebensmitteln (Pf), Milch (Mi), Fleisch (Fl), Fisch (Fi) in Bq/kg

m^n Jahresverzehr von pflanzlichen Lebensmitteln (Pf), Milch (Mi), Fleisch (Fl), Fisch (Fi) und Trinkwasser (W) in kg

sind.

6 Modellergebnisse und Bewertung

Ausgangspunkt zur Ermittlung von Dosen ist die im Permeat seit 2011 gemessene Tritiumkonzentration. Unter Anrechnung der Verdünnungsfaktoren nach Kapitel 4.3.3 werden daraus mit den Gleichungen nach Kapitel 5 für die in Kapitel 4.3.4 charakterisierten Referenzpersonen effektive Dosen durch das aus der Deponie Ihlenberg ausgetragene technogene Tritium modelliert.

Die im Ergebnis der Modellierung erhaltenen Dosen sind in Tabelle 6-1 aufgeführt. Das zugehörige Rechenmodell ist in Anlage 1 dokumentiert. Die höchste Dosis ergibt sich für die Referenzperson Säugling (<1 a). Sie lag im Jahr 2015 bei einer Tritiumkonzentration im Permeat von ca. 217 Bq/l bei rechnerisch 0,88 μSv . Die Aufteilung der Dosis auf einzelne Expositionsbeiträge zeigt Abbildung 6-1. Der Hauptbeitrag zur Dosis des Kleinkindes stammt aus dem Verzehr von Muttermilch, wobei unterstellt wird, dass sich die Mutter vollständig von lokal erzeugten Lebensmitteln ernährt, die mit Wasser aus dem Rupensdorfer Bach beregnet wurden bzw. deren tierischer Ursprung aus Vieh stammt, welches mit Wasser aus dem Binnengraben getränkt wurde.

Tabelle 6-1: Modellierte effektive Dosen durch technogenes deponiebürtiges Tritium für das Jahr 2015 in Mikrosievert (=1/1000 Millisievert)

pn=1	Bev. <= 1 a $\mu\text{Sv/a}$	Bev. 1-2 a $\mu\text{Sv/a}$	Bev. 2-7 a $\mu\text{Sv/a}$	Bev. 7-12 a $\mu\text{Sv/a}$	Bev. 12-17 a $\mu\text{Sv/a}$	Bev. >17 a $\mu\text{Sv/a}$
Obst (Ob)	0,031	0,042	0,039	0,029	0,039	0,039
Wurzelgemüse (Wg)	0,037	0,037	0,027	0,024	0,027	0,027
Blattgemüse (Bl)	0,004	0,006	0,004	0,004	0,004	0,004
Gemüse (Gm)	0,006	0,016	0,018	0,016	0,018	0,018
Milch (Mi)	0,231	0,616	0,398	0,314	0,246	0,188
Fleisch (Fi)	0,017	0,033	0,083	0,080	0,077	0,087
Fisch (Fi)	0,0013	0,0058	0,0037	0,0042	0,0036	0,0054
Muttermilch (MM)	0,556					
Summe	0,88	0,76	0,57	0,47	0,41	0,37
Ingestionsdosis [26]	336	181	141	138	160	41
Trinkwasser (Medianwerte) (BfS 2009)	(incl. Trinkw.)	11	7,9	9,6	13	8,6

Da die hier ermittelten Dosen ausschließlich auf einen Verzehr von Lebensmitteln aus einem szenarienseitig unterstellten lokalem Anbau resultieren, sind zum Vergleich in Tabelle 6-1 auch die Dosen aufgeführt, die in Deutschland durch die allgemeine Radioaktivität in Lebensmitteln auftreten (Ingestionsdosis [26]). Diese Dosen sind deutlich größer (ca. 40 -400-fach) als die hier ermittelte Dosis durch das technogene deponiebürtige Tritium. Dies gilt auch für die Medianwerte, die für die jeweilige Altersgruppe aus dem Verzehr von Trinkwasser resultieren.

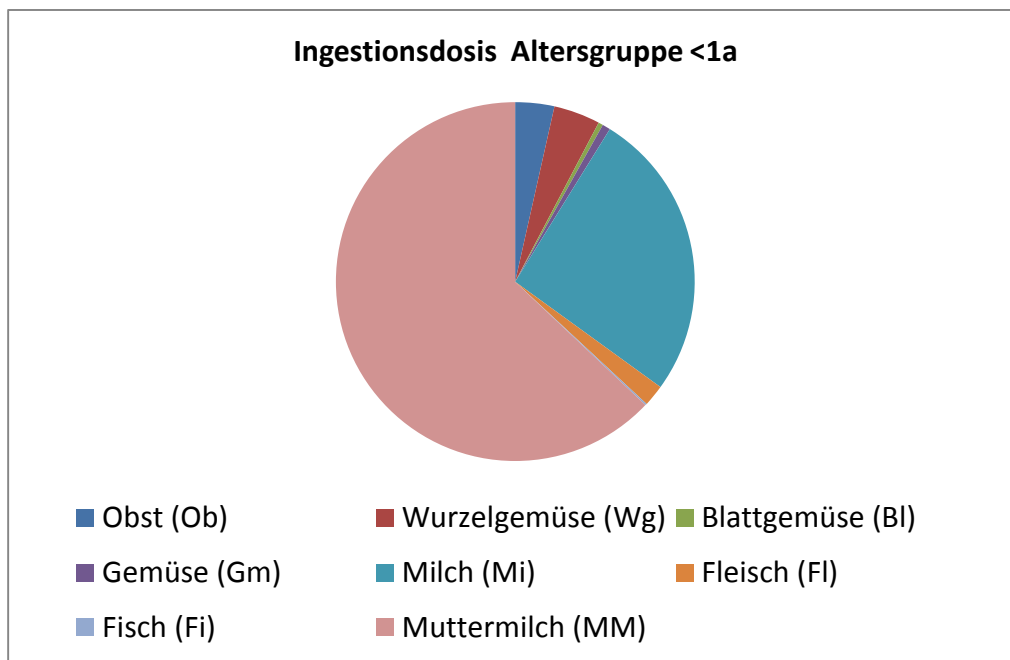


Abbildung 6-1: Relative Anteile der Ingestionsdosis für die Referenzperson „Säuglinge“

Für das Jahr 2011, in dem die gemessene Tritiumkonzentration im Juli bei 576 Bq/l lag, kann mit diesem exemplarischen Messwert auf der Grundlage des Modells eine effektive, rechnerische Dosis der Referenzperson „Säugling“ von 2,4 μ Sv abgeschätzt werden.

Die in Tabelle 6-1 aufgeführten Ergebnisse zeigen, dass die durch das technogene Tritium bedingte deponiebürtige Strahlenexposition von Einzelpersonen der Bevölkerung im Umfeld der Deponie Ihlenberg nach den im Kapitel 2.4 beschriebenen Maßstäben des Strahlenschutzes im messtechnisch erfassten Zeitraum in hohem Maße geringfügig ist. Auch die im Jahr 2011 festgestellten Tritiumkonzentrationen von mehr als 500 Bq/l führten nur zu Dosen, die nach radiologischen Maßstäben als sehr geringfügig einzustufen sind. Der Grenzwert für tolerable Strahlenexpositionen von Personen der Bevölkerung durch Ableitungen mit Wasser oder Luft aus Tätigkeiten und Arbeiten beträgt nach § 47 StrlSchV für die effektive Dosis 300 Mikrosievert (0,3 Millisievert) im Jahr.

Zur Einordnung dieser Ergebnisse ist es wichtig festzustellen, dass die radioökologische Modellierung die unter bestimmten Annahmen möglichen Strahlenexpositionen ermittelt. Die realen zusätzlichen Strahlenexpositionen von Anwohnern im hier betrachteten Gebiet sind mit hoher Wahrscheinlichkeit wesentlich kleiner. Dies ist auf folgende Sachverhalte zurückzuführen:

- Das hier entwickelte Modell beruht auf einer Analyse der realen Nutzungsverhältnisse und daraus abzuleitender ungünstiger Einwirkstellen.
- Die im Modell genutzten Verdünnungsfaktoren für das aus der Deponie abgeleitete Permeat wurden jeweils so gewählt, dass sie für die Referenzorte der Einwirkstellen eine möglichst geringe Verdünnung und damit hohe Tritiumkonzentration ergaben.

- Die im Modell angenommene vollständige Berechnung von lokal angebauten Nahrungspflanzen aus dem Grabensystem ohne natürliche Niederschläge ist stark konservativ überschätzend.
- Der ausschließliche Verzehr von lokal angebauten pflanzlichen Nahrungsmitteln (außer Getreide) und lokal gewonnener Lebensmittel tierischen Ursprungs, wobei die Tiere aus dem Rupensdorfer Bach nach Einleitung des Permeats getränkt wurden, unterstellt für Deutschland in hohem Maße ungewöhnliche Lebensweisen.

Selbst unter diesen Modellannahmen zeigt das Modell, dass eine Gefährdung von Personen im Umfeld der Deponie durch das deponiebürtige technologische Tritium nach den Maßstäben des Strahlenschutzes nicht besteht.

Trotz dieser radiologischen Geringfügigkeit ist aus gutachterlicher Sicht zu empfehlen, dass

- das Monitoring von Tritium fortgesetzt wird,
- mit den zuständigen Behörden abgeklärt wird, ob die durch das technologische Tritium verursachte potentielle Dosis als Vorbelastung in Freigabeverfahren berücksichtigt werden soll.

7 Zusammenfassung

Im Jahr 2011 wurde durch das Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG M-V) eine erhöhte Konzentration des radioaktiven Wasserstoffisotops Tritium von 576 Becquerel pro Liter (Bq/l) im geeinigten Sickerwasser (Permeat) der Deponie Ihlenberg gemessen. Dieser Befund war Anlass für die IAG, im Permeat und im Umfeld der Deponie Tritium zu bestimmen, um auf fachlich belastbarer Grundlage Besorgnisse von Bürgern aufklären zu können.

Mit dem vorliegenden Gutachten wurden die bisher vorliegenden Daten analysiert und ausgewertet. Dabei wurde festgestellt, dass sich im Jahr 2011 im Deponiekörper eine Gesamtmenge an Tritium von ca. 330 Gigabecquerel (330 Milliarden Becquerel) befunden haben muss, um die in 2011 im Sickerwasser der Deponie gemessenen Tritium-Werte erklären zu können.

Eine Betrachtung zur möglichen Herkunft des Tritiums ergab als wahrscheinlichste Ursache die Entsorgung tritiumhaltiger Konsumgüter (z.B. „Beta-Lights“ oder andere selbstleuchtende Gegenstände, Uhren oder Armaturen mit Leuchtfarben) mit den deponierten Abfällen. Die genannten Konsumgüter können bei der Herstellung je Stück Tritiumaktivitäten von bis zu 1 Gigabecquerel (1 GBq = 1 Milliarde Becquerel) aufweisen. Nicht ausgeschlossen werden kann, dass Laborabfälle entsorgt wurden, die ohne besondere Anforderungen an den Strahlenschutz im Siedlungsabfall beseitigt werden dürfen. Mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit ist das im Deponiesickerwasser und im Permeat gemessene Tritium nicht auf die Deponierung von freigegebenen Abfällen aus kerntechnischen Anlagen zurückzuführen, da nach Prüfung und Bewertung der dem Verfasser vorliegenden Unterlagen zur Freigabe der Rückbaumaterialien über diese zur Deponierung bei der IAG freigegebenen Abfälle der EWN lediglich ein Anteil von maximal 0,018 GBq Tritium-Aktivität eingetragen worden sein kann - d. h. weniger als 0,01 % der theoretisch erforderlichen Tritium-Aktivität, um die im Sickerwasser gemessenen Tritium-Werte zu erklären.

Die sehr hohen Becquerel-Werte sind kein Beleg für eine radiologische Gefährdung. Vielmehr enthält der normale Niederschlag ca. 1000 Becquerel Tritium-Aktivität je Kubikmeter (m³) und bei einem mittleren Jahresniederschlag von 600 mm fallen auf jeden Hektar Land- bzw. Wasserfläche ca. 6 Millionen Becquerel Tritium im Jahr.

Um die Messwerte im Permeat auf ihre radiologische Bedeutung hin bewerten zu können, wurde geprüft, welche unterschiedlichen Ausbreitungen von Tritium zu einer Strahlenbelastung von Beschäftigten oder Anwohnern führen können.

Tritiumhaltiges Wasser verdunstet wie jedes Wasser in gewissem Maße. Der dabei frei werdende Wasserdampf führt aber auch bei ungünstigen Annahmen für die Beschäftigten auf der Deponie nicht zu Dosen, die nach Maßstäben des Strahlenschutzes bedeutsam sind. Der Ausbreitungspfad, der die größten Strahlendosen zur Folge haben kann, ist die Ableitung des gereinigten Sickerwassers über ein Grabensystem in den Rupensdorfer Bach. Für diesen Ausbreitungspfad wurden mögliche Strahlenbelastungen von Personen modelliert. Das standortspezifisch entwickelte radioökologische Modell betrachtete folgende Möglichkeiten

- Verzehr von pflanzlichen Lebensmitteln aus Eigenanbau, die aus einem Graben beregnet wurden, der Wasser führt, welches Anteile von gereinigtem Sickerwasser enthält.
- Verzehr von Milch, Milchprodukten und Fleisch von Tieren, die in der Hälfte eines Jahres ausschließlich aus dem Grabensystem, über das die gereinigten Deponiesickerwässer abgeleitet werden, getränkt werden.
- Verzehr von Fischen, die im Rupensdorfer Bach (nach Einleitung der gereinigten Deponiesickerwässer) lebten und gefangen wurden.

Da Tritium über den normalen Wasserhaushalt des menschlichen Körpers wieder ausgeschieden wird, reichert es sich nicht im menschlichen Körper an. Die Modellierung zeigt, dass im Jahr 2015 unter den im Modell angenommenen Bedingungen jährliche Dosen von 0,37 Mikrosievert bis 0,88 Mikrosievert (μSv) aufgetreten sein könnten. Die höchsten Dosen von 0,88 μSv im Jahr wurden für Kleinkinder unter 1 Jahr errechnet. Der Hauptbeitrag zur Dosis des Kleinkindes stammt hierbei aus dem Verzehr von Muttermilch. Diese zusätzlichen Dosen durch das aus technischen Anwendungen stammende Tritium sind auch für Kleinkinder radiologisch unbedeutend. Durch die allgemeine Radioaktivität in Lebensmitteln erhalten Kleinkinder in Deutschland eine innere Strahlenexposition von jährlich mehr als 300 Mikrosievert und bereits geringe Unterschiede in Ernährungsgewohnheiten lassen die tatsächlichen Dosen von Kindern um mehr als 10 Mikrosievert im Jahr unterschiedlich ausfallen. Eine Gefährdung von Personen im Umfeld der Deponie durch das aus der Deponie Ihlenberg stammende Tritium besteht daher nach den Maßstäben des Strahlenschutzes nicht.

Die gesamte Modellierung war konservativ ausgelegt, d.h. es wurden die Modellparameter so gewählt, dass die Ergebnisse die realen Strahlenbelastungen überschätzen. So wurden bei der Modellierung Lebensweisen von Anwohnern zugrunde gelegt, die in Deutschland in hohem Maße ungewöhnlich sind, aber rechnerisch zu einer deutlich höheren Strahlenexposition als bei einer üblichen Lebensweise führen. Zum Beispiel wurde angenommen, dass sich Anwohner in der Ortslage Rupensdorf ausschließlich von dort angebauten pflanzlichen Nahrungsmitteln (außer Getreide) und selbst erzeugten tierischen Lebensmitteln (Milch/Muttermilch, Milchprodukte, Fleisch) ernähren. Für die Pflanzen wurde eine Beregnung mit Wasser aus dem Rupensdorfer Bach nach Einleitung des gereinigten Sickerwassers, für Tiere eine Tränke aus dem mit gereinigtem Sickerwasser gespeistem Grabensystem angenommen. Außerdem wurde unterstellt, dass das gereinigte Sickerwasser an Stellen entnommen wird, die bezüglich der örtlichen Bedingungen hohe Konzentrationen an Tritium aufweisen. Die wirklichen durch Tritium verursachten zusätzlichen Strahlenbelastungen von Anwohnern im hier betrachteten Gebiet sind folglich wesentlich kleiner als im Modell errechnet.

Trotz der unbedeutenden radiologischen Konsequenzen wird vom Gutachter empfohlen, die Beobachtung des Tritiums im gereinigten Deponiesickerwasser fortzusetzen.

8 Quellenangaben und Literatur

- [1] Canadian Nuclear Safety Commission und EcoMetrix Inc, *Investigation of the environmental fate of tritium in the atmosphere part of the Tritium Studies Project*. Ottawa: Canadian Nuclear Safety Commission, 2009.
- [2] C. Boyer, L. Vichot, M. Fromm, Y. Losset, F. Tatin-Froux, P. Guétat, und P. M. Badot, „Tritium in plants: A review of current knowledge“, *Environ. Exp. Bot.*, Bd. 67, Nr. 1, S. 34–51, Nov. 2009.
- [3] Strahlenschutzkommission, Hrsg., *Berechnungsgrundlage für die Ermittlung von Körperdosen bei äußerer Strahlenexposition*. München: Urban & Fischer, 2000.
- [4] International Atomic Energy Agency, *Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments*. Vienna: International Atomic Energy Agency, 2010.
- [5] M. Volkmer, „Kernenergie Basiswissen“, Nov. 2013.
- [6] M. Amme und R. Siegenthaler, „Tritium-Gas-Lichtquellen in der Rüstungs- und Uhrenindustrie“, *Strahlenschutzpraxis*, S. 38–41, März 2015.
- [7] D. J. Kim, „Tritium speciation in nuclear decommissioning materials“, Dissertation, University of Southampton, 2009.
- [8] „Wetter und Klima - Deutscher Wetterdienst - Überwachung Radioaktivität - Messnetz und Messgeräte“. [Online]. Verfügbar unter: https://www.dwd.de/DE/derdwd/messnetz/radioaktivitaet/_functions/teasergroup/messnetz_messgerate_teaser4.html. [Zugegriffen: 25-Juni-2016].
- [9] EPA, „Review of Geochemistry and available Kd-Values for Cadmium, Cesium, Chromium, Lead, Plutonium, Radon, Strontium, Thorium, Tritium and Uranium“, Environmental Protection Agency, Washington, D.C., II, Aug. 1999.
- [10] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB), „Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung - Jahresbericht 2013“, Bonn, Apr. 2015.
- [11] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), „Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung - Jahresbericht 1997“, Bonn, März 2000.
- [12] Leitstellen des Bundes und Bundesamt für Strahlenschutz, „Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland Stand 2011“, Bonn, ISSN 1864-2810, März 2012.
- [13] „Willkommen bei Maier Leuchtfarben“. [Online]. Verfügbar unter: <http://www.leuchtfarben.de/>. [Zugegriffen: 01-Juli-2016].
- [14] Ministerium für Wirtschaft, Arbeit und Tourismus Mecklenburg-Vorpommern, „Deponie Ihlenberg, Ablagerung von freigemessenen Abfällen aus dem Kernkraftwerk Lubmin/Greifswald“, 14-Sep-2010.
- [15] „Selmsdorf / Amt Schönberger-Land“. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.schoenbergerland.de/amtsangeh%C3%B6rige-St%C3%A4dte-Gemeinden/Selmsdorf>. [Zugegriffen: 28-Apr-2016].

- [16] „Selmsdorf nach Themen“. [Online]. Verfügbar unter: <http://www.selmsdorf-live.de/Selmsdorfer-Landwirtschaft>. [Zugegriffen: 28-Apr-2016].
- [17] Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Landwirtschaft des Landes Schleswig-Holstein und Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern, „Flussgebietseinheit Schlei/Trave, Bericht über die Analysen nach Artikel 5 der Richtlinie 2000/60/EG“, Dez. 2004.
- [18] URS Deutschland GmbH, „Grundwassermonitoring 2013 - Allgemeinverständliche Zusammenfassung - Deponie Ihlenberg, Ihlenberg 1, 23923 Selmsdorf“, Lübeck, 2014.
- [19] Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie, „Kartenportal Umwelt Mecklenburg-Vorpommern“. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.umweltkarten.mv-regierung.de/atlas/script/index.php>. [Zugegriffen: 28-Apr-2016].
- [20] C. Külls, „Grundwasserqualität im Abstrom der Deponie Ihlenberg - Untersuchung im Hinblick auf Sickerwassereinfluß“, Fachhochschule Lübeck, Labor für Hydrologie und Internationales Wassermanagement, Lübeck, PGHyWa-2015-03, Dez. 2015.
- [21] Hydro Consult GmbH, „Räumliche Defizitanalyse für das Grundwassermessstellennetz der Deponie Ihlenberg, erstellt im Auftrag der IAG-Ihlenberger Abfallentsorgungsgesellschaft mbH“, Juni 2005.
- [22] *Strahlenschutzverordnung vom 20. Juli 2001 (BGBl. I S. 1714; 2002 I S. 1459), die zuletzt durch Artikel 5 der Verordnung vom 11. Dezember 2014 (BGBl. I S. 2010) geändert worden ist.*
- [23] *Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 47 Strahlenschutzverordnung: Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus Anlagen oder Einrichtungen.* 2012.
- [24] BfS, „Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen – Bergbau), urn:nbn:de:0221-20100329966“, Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter, BfS-SW-07/10, März 2010.
- [25] Strahlenschutzkommission, „Abgeleitete Richtwerte für Maßnahmen zum Schutz von Personen bei Kontaminationen der Umwelt mit Alpha- und Betastrahlern“, Dez. 2015.
- [26] „BfS - Strahlenbelastung durch Nahrungsaufnahme“. [Online]. Verfügbar unter: http://www.bfs.de/DE/themen/ion/umwelt/lebensmittel/dosisbeitrag-ernaehrung/dosisbeitrag-ernaehrung_node.html. [Zugegriffen: 01-Juli-2016].
- [27] G. Glugla, P. Jankiewicz, C. Rachimow, K. Lojek, K. Richter, G. Fürtig, P. Krahe: Wasserhaushaltsverfahren zur Berechnung vieljähriger Mittelwerte der tatsächlichen Verdunstung und des Gesamtabflusses. Bundesanstalt für Gewässerkunde BfG-Bericht Nr. 1342. Koblenz 2003 BfG-1342.

9 Anhang A – Abkürzungen und Symbole

Allgemeine Abkürzungen

A_j	Symbol für die Aktivität des Radionuklids j
A_0	Anfangsaktivität
AtG	Gesetz über die friedliche Verwendung der Kernenergie und den Schutz gegen ihre Gefahren (Atomgesetz)
AVV	Allgemeine Verwaltungsvorschrift
BauNVO	Verordnung über die bauliche Nutzung der Grundstücke (Baunutzungsverordnung)
BfS	Bundesamt für Strahlenschutz
BglBb	Berechnungsgrundlagen Bergbau
Bq	Becquerel, Maß für die Aktivität
Bq/l	Becquerel pro Liter, Maß der Aktivitätskonzentration
Bq/g	Becquerel pro Gramm, Maß der spezifischen Aktivität
Ci	Curie, Maß für die Aktivität. Entspricht $3,7 \cdot 10^{10}$ Becquerel
C_j	Symbol für die Aktivitätskonzentration des Radionuklids j
C_0	Anfangsaktivitätskonzentration
d	Tag (Englisch: day)
DWD	Deutscher Wetterdienst
E_{\max}	Maximale Energie in Kilo-Elektronen Volt (keV)
EWN	Energiewerke Nord
GOK	Geländeoberkannte
GRD	Gesamtrichtdosis
GTLS	Gaseous Tritium Light Sources
GWL	Grundwasserleiter
GWM	Grundwassermessstelle
ha	Hektar. Entspricht 10.000 m ²
HAT	Tritiertes Wasserstoffgas (Chemische Formel HAT statt H ₂)
HTO	Tritiertes Wasser (Chemische Formel HTO statt H ₂ O)
IAG	Ihlenberger Abfallentsorgungsgesellschaft mbH
KKW	Kernkraftwerk
KrWG	Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen (Kreislaufwirtschaftsgesetz – KrWG)
λ	Zerfallskonstante für den radioaktiven Zerfall (Lambda)
LUNG	Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern
M-V	
m	Meter
MVA	Müllverbrennungsanlage, Anlage zur thermischen Verwertung von Abfällen
OBT	Organisch gebundenes Tritium (Organic bound tritium)
OZ	Ostseezeitung
Q	Symbol für den Abfluss
Q_j	Symbol für den Abfluss des Radionuklids j
StrlSchV	Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung)
T	Symbol für die Zeit
TrinkwV	Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung, 2001)
TU	Tritium Einheit (Tritium Unit) entspricht 0,118 Bq/l HTO
VF	Verdünnungsfaktor

Physikalische Symbole und Isotopensymbole

^{10}B , ^{11}B	Bor Isotope, Massenzahlen 10 und 11
Be-7, ^8Be , ^9Be	Beryllium Isotope, Massenzahlen 7, 8 und 9
Ce-144	Cerium Isotop, Massenzahl 144
Co-60	Cobalt Isotop, Massenzahl 60
Cs-134, Cs-137	Cäsium Isotope, Massenzahlen 134 und 137
H-1, H	Wasserstoffisotop Protium, Massenzahl 1
H-2, D	Wasserstoffisotop Deuterium, Massenzahl 2
H-3, T	Wasserstoffisotop Tritium, Massenzahl 3
I-131, I-125	Iod Isotope, Masenzahlen 131 und 125
K-40	Kalium Isotop, Massenzahl 40
^6Li	Lithium Isotop, Massenzahl 6
Pu-238, Pu-239, Pu-240	Plutonium Isotope, Massenzahlen 238, 239 und 240
^1_0n	Neutron
Ru-103	Ruthenium Isotop, Massenzahl 103
U-238, U-234	Uran Isotope, Massenzahlen 238 und 234
Sr-90	Strontium Isotop, Massenzahl 90

10 Anhang B – Modell zur Abschätzung des Tritiuminventars und der Tritiumausträge aus der Deponie Ihlenberg

Die im Kapitel 3.1 aufgeführten Messbefunde von Tritium im Permeat der Deponie Ihlenberg und die im Kapitel 4.1.2 aufgeführten Angaben zu den Jahresmengen an abgeleitetem Permeat können genutzt werden, um das Austragsverhalten des Tritiums in einem einfachen Modell zu beschreiben und Abschätzungen zum Inventar an Tritium im Deponiekörper vorzunehmen.

Dazu werden folgende Modelle benutzt:

Modell 1: Ausschließlicher radioaktiver Zerfall.

Dieses Modell bedeutet implizit, dass das Gesamtinventar an Tritium im Deponiekörper so groß ist, dass der Austrag mit dem Permeat keinen signifikanten Effekt auf das Inventar besitzt. Die Konzentration von Tritium im Sickerwasser C verringert sich in diesem Fall nur durch radioaktiven Zerfall des Tritiums (Zerfallskonstante λ) mit der Zeit t . Die mathematische Formulierung des Modells lautet:

$$C = C_0 \cdot \exp(-\lambda \cdot t)$$

Modellparameter: Zerfallskonstante $\lambda = 0,000153$ 1/d für Tritium; C_0 = Anfangskonzentration (Tritiumkonzentration zum Zeitpunkt t_0)

Mit dem Anfangswert $t_0 = 13.07.2011$ und dem zugehörigen Messwert der Tritiumkonzentration von $C_0 = 576$ Bq/l ergibt sich die in Abb. 3-2 dargestellte Kurve. Sie zeigt ein deutlich geringeres Abfallen der Tritiumkonzentration im Permeat als tatsächlich beobachtet. Die in diesem Modell enthaltene Annahme eines in Relation zum Austrag sehr großen Tritiuminventars im Deponiekörper trifft folglich nicht zu.

Modell 2: Radioaktiver Zerfall + Auswaschung

Das Modell geht davon aus, dass das Tritiuminventar der Deponie durch die Auswaschung von Tritium mit dem Sickerwasser signifikant verringert wird. Außerdem findet radioaktiver Zerfall statt. Die Auswaschung wird als Kinetik 1. Ordnung mit der Ratenkonstante k modelliert. Die mathematische Formulierung des Modells lautet:

$$C = C_0 \cdot \exp(-(\lambda + k) \cdot t)$$

Modellparameter k (Auswaschrates). Der Modellparameter k kann auf λ normiert werden. Das Modell lautet dann

$$C = C_0 \cdot \exp(-\lambda(1 + k/\lambda) \cdot t)$$

Mit den gleichen Startwerten wie im Modell 1 kann die Modellkurve durch Variation von k/λ an die gemessenen Werte angepasst werden. Ein bester Fit nach der Methode der kleinsten Fehlerquadrate ergibt für den Parameter $k/\lambda = 4,09$. Eine detailliertere Betrachtung der Messwerte deutet allerdings darauf hin, dass der Austrag von Tritium zunächst relativ steil verlief (Juli 2011 bis Nov. 2013) und ab November 2013 deutlich flacher. Aufgrund der sehr begrenzten Anzahl an Daten ist allerdings eine weitergehende Auswertung wenig belastbar. Für die derzeitigen Kenntnisse liefert die angefitete Mo-

dellkurve eine hinreichende Grundlage. Sie zeigt, dass der Austrag von Tritium mit dem Permeat fast viermal stärker zum Abbau des Inventars beitrug als der radioaktive Zerfall.

Modell 3: Bilanzmodell

Da neben den gemessenen Tritiumkonzentrationen auch Angaben zu den Permeatmengen verfügbar sind, können daraus absolute Werten des mit dem Permeat (Index „P“) ausgewaschenen Tritiuminventars errechnet werden.

Dafür gilt

$$\Delta A^P(t_j - t_0) = \sum_i^j C_i \cdot Q_i \cdot (t_i - t_{i-1})$$

Zur praktischen Umsetzung wurde der Anfangszeitpunkt auf den 01.01.2011 gelegt. Durch Berechnung eines mittleren täglichen Permeatablaufs konnte den Messwerten jeweils ein Q (in m³/d) zugeordnet werden und das ausgewaschene Inventar für den Zeitraum zwischen den Messzeitpunkten der Tritiumanalysen abgeschätzt werden. Die zugehörige Rechnung ist in Tabelle B1 dokumentiert.

Tabelle B1

	Q	ΔA	A ^{total}	A ^R	A ^P	A ^P /A ^R
	m ³ /d	GBq/d	GBq	GBq	GBq	
01.01.2011			330,0			
13.07.2011	458,8	0,2643	269,4	9,6112	51,0072	5,307
27.06.2012	341,1	0,1624	198,5	14,0592	56,8302	4,042
13.11.2012	341,1	0,1364	175,3	4,1808	18,9662	4,537
06.05.2013	322,5	0,1035	152,7	4,6108	18,0141	3,907
15.08.2013	322,5	0,0806	142,2	2,3441	8,1436	3,474
12.11.2013	322,5	0,0835	132,9	1,9255	7,4344	3,861
21.11.2013	322,5	0,0997	131,8	0,1830	0,8969	4,901
06.03.2014	232,0	0,0589	123,5	2,1023	6,1863	2,943
06.10.2014	232,0	0,0629	106,1	3,9821	13,4521	3,378
18.11.2014	232,0	0,0631	102,7	0,6962	2,7130	3,897
16.03.2015	268,4	0,0564	94,2	1,8386	6,6509	3,617
29.10.2015	268,4	0,0604	77,2	3,2176	13,7084	4,260
13.11.2015	268,4	0,0558	76,2	0,1772	0,8374	4,725
01.03.2016	274,0	0,0600	68,4	1,2620	6,5400	5,182
Summe				50,19	211,38	
Mittelwert						4,14

Für den Zeitraum vom 01.01.2011 bis zum 01.03.2016 ergibt sich eine ausgetragene Tritiumfracht von (gerundet) 211 GBq.

Um ein Gesamtinventar A(t₀) an Tritium zum Zeitpunkt t₀ abzuschätzen, wird folgendes rekursive Modell benutzt:

$$\Delta A^R(t_i) = A(t_{i-1}) \cdot (1 - \exp(-\lambda \cdot (t_i - t_{i-1})))$$

$$A(t_i) = A(t_{i-1}) - A^P(t_i) - A^R(t_i)$$

Damit wird für jeden Zeitpunkt t_i aus dem Inventar des Zeitpunkte t_{i-1} eine Gesamtaktivität A^R ermittelt, die im betreffenden Zeitraum radioaktiv zerfallen ist. Mit dieser Aktivität und der in dem zugehörigen Zeitintervall ausgewaschenen Aktivität A^P ergibt sich das neue Gesamtinventar $A(t_i)$.

Ein Schätzer für die Anfangsaktivität ergibt sich, wenn man berücksichtigt, dass das Verhältnis von A^P/A^R sich verhalten muss, wie k/λ . Mit dieser Forderung und einem Anfangsinventar von 330 GBq werden die in Tab. B1 aufgeführten Daten erhalten.

Da von diesem Anfangsinventar inzwischen ca. 210 GBq ausgewaschen wurden und weitere 50 GBq zerfallen sind, wird das derzeit noch in der Deponie vorhandene Tritiuminventar auf ca. 70 GBq geschätzt.

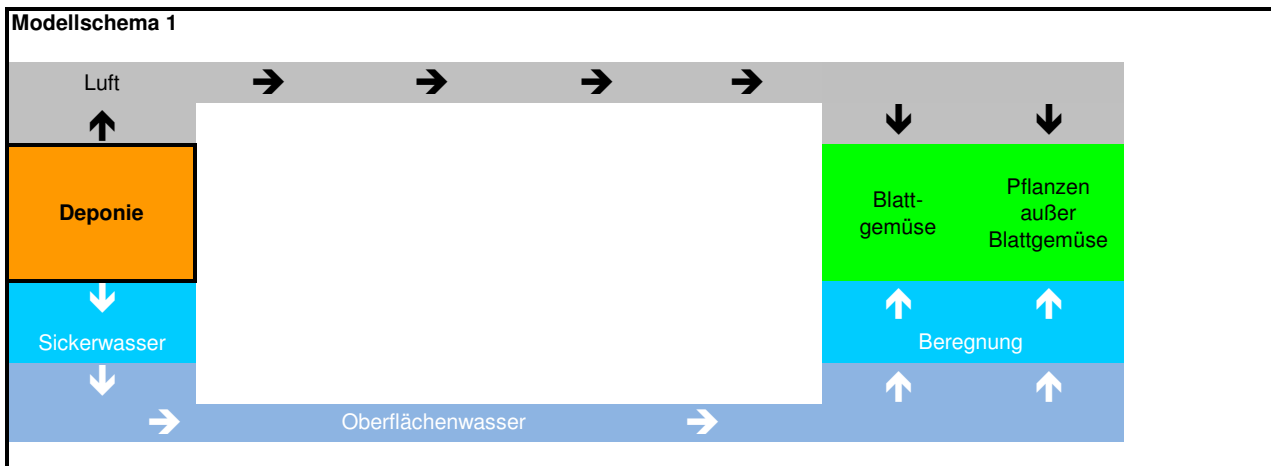
**Radioökologische Untersuchung
zum Tritium im Deponiesickerwasser
der Deponie Ihlenberg**

NCC MV037-07

Anlage 1: Modelldokumentation

25.11.2016

Berechnung der zusätzlichen Strahlenexposition durch Verzehr pflanzlicher Produkte



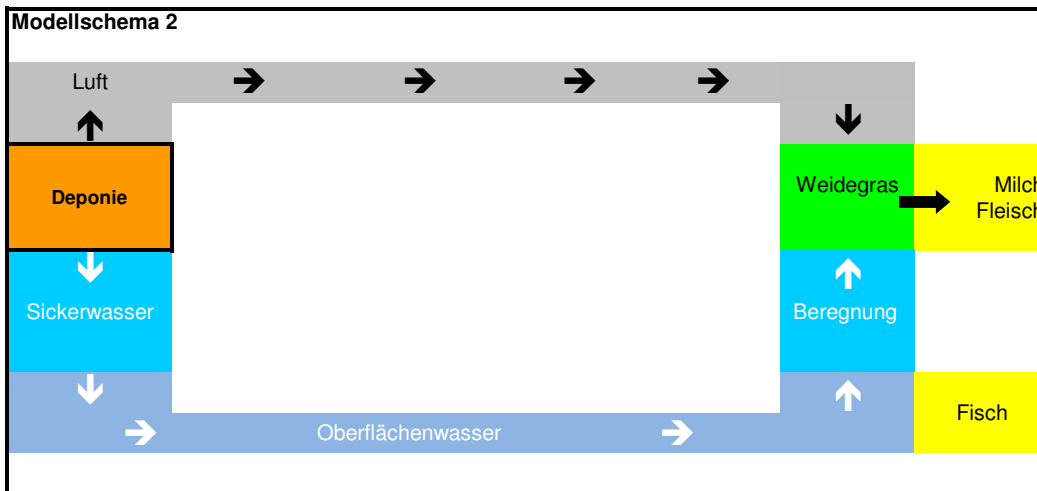
Eingabedaten 1

Quellterm Deponie		Verdünnung	Beregnungswasser		Wasser-gehalt Pflanze
Eingabewerte	Untergrund-werte		Eingabewerte	Untergrund-werte	Pflanzen
$C_{Ber,r}$	$C_{Ber,r}^U$	VF	$C_{Wasserpfad,r}$	$C_{Wasserpfad,r}^U$	
Bq/l	Bq/l		Bq/kg	Bq/kg	kg/kg
217,0	0,6	25,0	8,7	0,6	0,8

Ergebnisse 1: Ingestionsdosis pflanzliche Lebensmittel

	Dosiskoeff.	p_n	Obst	Wurzelgem.	Blattgemüse	Gemüse	Summe
	g_{ing}	1	(Ob)	(Wg)	(Bl)	(Gm)	
	[Sv/Bq]						
Faktor Sp. 8 (qn)			3	3	3	3	
Bev. <= 1 a		U_n [kg/a]	75	90	9	15	
	6,4E-11	E_{ing} [μSv/a]	3,09E-02	3,71E-02	3,71E-03	6,19E-03	7,80E-02
Bev. 1-2 a		U_n [kg/a]	135	120	18	51	
	4,8E-11	E_{ing} [μSv/a]	4,18E-02	3,71E-02	5,57E-03	1,58E-02	1,00E-01
Bev. 2-7 a		U_n [kg/a]	195	135	21	90	
	3,1E-11	E_{ing} [μSv/a]	3,90E-02	2,70E-02	4,20E-03	1,80E-02	8,81E-02
Bev. 7-12 a		U_n [kg/a]	195	165	27	105	
	2,3E-11	E_{ing} [μSv/a]	2,89E-02	2,45E-02	4,00E-03	1,56E-02	7,29E-02
Bev. 12-17 a		U_n [kg/a]	180	165	33	105	
	1,8E-11	E_{ing} [μSv/a]	2,09E-02	1,91E-02	3,83E-03	1,22E-02	5,60E-02
Bev. >17 a		U_n [kg/a]	105	165	39	120	
	1,8E-11	E_{ing} [μSv/a]	1,22E-02	1,91E-02	4,52E-03	1,39E-02	4,98E-02

Berechnung der zusätzlichen Strahlenexposition durch Verzehr tierischer Produkte



Eingabedaten 2

Quellterm Deponie		Verdünnung 1			Verdünnung 2		
Eingabewerte	Untergrundwerte	Tränke		Untergrundwert	Fisch		Untergrundwert
$C_{Ber,r}$	$C_{Ber,r}^U$	VF	$C_{Wasserpfad,r}$	$C_{Wasserpfad,r}^U$	VF	$C_{Wasserpfad,r}$	$C_{Wasserpfad,r}^U$
Bq/l	Bq/l		Bq/kg	Bq/kg		Bq/kg	Bq/kg
217,0	0,6	4,0	54,1	0,6	25,0	8,7	0,6

Ergebnisse 2

p_n	Dosiskoeff.	f_p	0,5	0,5			
1	g_{Ing}		Milch, M-Prod.	Fleisch	Fisch	Muttermilch	Summe
	[Sv/Bq]						
Faktor Sp. 8 (q_n)			3	2	5	1,6	
Bev. ≤ 1 a		U_n [kg/a]	135	10	2,5	320	
	6,4E-11	E_{Ing} [μ Sv/a]	2,31E-01	1,71E-02	1,29E-03	5,56E-01	8,05E-01
Bev. 1-2 a		U_n [kg/a]	480	26	15		
	4,8E-11	E_{Ing} [μ Sv/a]	6,16E-01	3,34E-02	5,80E-03		6,56E-01
Bev. 2-7 a		U_n [kg/a]	480	100	15		
	3,1E-11	E_{Ing} [μ Sv/a]	3,98E-01	8,29E-02	3,75E-03		4,85E-01
Bev. 7-12 a		U_n [kg/a]	510	130	22,5		
	2,3E-11	E_{Ing} [μ Sv/a]	3,14E-01	8,00E-02	4,17E-03		3,98E-01
Bev. 12-17 a		U_n [kg/a]	510	160	25		
	1,8E-11	E_{Ing} [μ Sv/a]	2,46E-01	7,70E-02	3,63E-03		3,26E-01
Bev. >17 a		U_n [kg/a]	390	180	37,5		
	1,8E-11	E_{Ing} [μ Sv/a]	1,88E-01	8,67E-02	5,44E-03		2,80E-01

Modellierung nach AVV

Tritiumdominierter Nuklidvektor

pn=1	Bev. <= 1 a µSv/a	Bev. 1-2 a µSv/a	Bev. 2-7 a µSv/a	Bev. 7-12 a µSv/a	Bev. 12-17 a µSv/a	Bev. >17 a µSv/a
Obst (Ob)	0,031	0,042	0,039	0,029	0,039	0,039
Wurzelgemüse (Wg)	0,037	0,037	0,027	0,024	0,027	0,027
Blattgemüse (Bl)	0,004	0,006	0,004	0,004	0,004	0,004
Gemüse (Gm)	0,006	0,016	0,018	0,016	0,018	0,018
Milch (Mi)	0,231	0,616	0,398	0,314	0,246	0,188
Fleisch (Fi)	0,017	0,033	0,083	0,080	0,077	0,087
Fisch (Fi)	0,0013	0,0058	0,0037	0,0042	0,0036	0,0054
Muttermilch (MM)	0,556					
Summe	0,88	0,76	0,57	0,47	0,41	0,37

Ingestionsdosis (BfS 2011)	271	186	144	142	166	44
davon Trinkwasser (Medianwerte BfS2009)	50	11	7,9	9,6	13	8,6

