

Institut für Radioökologie und Strahlenschutz

Kurzbericht: Messung von C-14 und H-3 in Umweltarchiven aus der Umgebung der Schachtanlage Asse II

Projektleiter: Prof. Dr. C. Walther

Bearbeitende: K. Richert, Dr. W. Schulz, Dr. S. Bister, Prof. Dr. S. Szidat

Stand: 06.07.2025

Institut für Radioökologie und Strahlenschutz
Leibniz Universität Hannover
Herrenhäuser Straße 2
30419 Hannover
Deutschland

31 Kurzzusammenfassung

32 Im Rahmen von Untersuchungen durch die Bürgermessstelle in Remlingen wurden in einer
33 Probenahmekampagne im November 2022 Umweltproben in der unmittelbaren Nähe zur
34 Schachanlage Asse-II genommen und im Rahmen einer Bachelorarbeit [1] auf die Radionuklide Tritium
35 (H-3) und Kohlenstoff-14 (C-14) untersucht. In den drei untersuchten Stillgewässern (Teiche), wurden
36 Tritium-Gehalte bestimmt, die eine Momentaufnahme des Gleichgewichtes von stattfindender
37 Emission und Verteilung in der unmittelbaren Umgebung darstellen. Die verlässlich bestimmten
38 Tritium-Gehalte lagen dabei unterhalb der errechneten Nachweisgrenze von $1,6 \text{ Bq L}^{-1}$. Sie lagen damit
39 in einem aus Modellrechnungen für die Emissionswerte erwarteten Bereich, der sich vom
40 vorhandenen Untergrund nicht messbar abhebt. Anhand von Jahresringen einer Rotbuche aus der
41 Umgebung wurde zudem der Verlauf des Kohlenstoff-14-Gehalts in der Umgebung mittels
42 Beschleuniger-Massenspektrometrie chronologisiert, wobei sich der Effekt der oberflächlichen
43 Kernwaffentests der Atomkräfte aus den sechziger Jahren deutlich nachweisen ließ. Über diesen
44 hinaus konnte keine signifikante Erhöhung festgestellt werden, die sich mit dem Betrieb der Asse-
45 Anlage korrelieren ließe und gegenüber Vergleichswerten aus der nördlichen Hemisphäre abhebt.
46 Modellrechnungen weisen auch hier auf eine in der beprobten Entfernung bereits zu große
47 Verdünnung hin, so dass Emissionen in der vom Betreiber dokumentierten Höhe in den gemessenen
48 Bäumen nicht vom Hintergrund durch den Bombenfallout unterscheidbar sind.

49 Einleitung

50 Als kerntechnische Anlage gibt das Bergwerk Asse-II gemäß Betreiberbericht [2] über einen 11 Meter
51 hohen Diffusor jährlich unter anderem ca. 12 GBq Tritium (H-3; Halbwertszeit 12,3 Jahre; GBq = Giga-
52 Becquerel = 1000000000 Zerfälle pro Sekunde), sowie ca. 0,85 GBq Kohlenstoff-14 (C-14;
53 Halbwertszeit 5730 Jahre) an die unmittelbare Umwelt ab. Für Anwohnerinnen und Anwohner stellt
54 sich daher die Frage, in welchem Ausmaß dieser Radionuklideintrag in ihre Umwelt in Vergangenheit,
55 Gegenwart und Zukunft zu einer Erhöhung des Untergrundes an Radioaktivität und daher mittelbar zu
56 einem zusätzlichen Gesundheitsrisiko beiträgt. Derlei Untersuchungen werden routinemäßig durch
57 den Betreiber der Schachanlage durchgeführt und durch die Aufsichtsbehörde kontrolliert, wobei sich
58 Probenahme und Analytik der offiziell betrauten Stellen am Stand von Wissenschaft und Technik sowie
59 der Richtlinie für Emissionen und Immissionen [3] orientieren. Im Rahmen des transdisziplinären
60 Arbeitens im Projekt TRANSENS [12] gingen die hier durchgeführten Arbeiten jedoch von einer
61 anderen Prämisse bezüglich geeigneter Probenauswahl aus, indem zusätzlich bewusst
62 Wissensbestände und Erfahrungswerte der Bevölkerung vor Ort aufgenommen und in die Wahl von
63 Probenahmeort und Nuklidvektor mit einbezogen wurden. So wurden im November 2022 gemeinsam
64 mit Bürgerinnen und Bürgern der Bürgerinitiative aufpASSEn e.V. [13] Umweltproben genommen und
65 anschließend auf Tritium und Kohlenstoff-14 untersucht. Die Probenahmeorte sind in Tabelle 1 und
66 Abbildung 1 zusammengefasst. Die zugrunde gelegten Windverhältnisse stammen von der Firma
67 meteoblue [11] und sind in Abbildung 1 dargestellt.

68 *Tabelle 1: Koordinaten der Probenahmeorte. *Winddaten gemäß Quelle [11].*

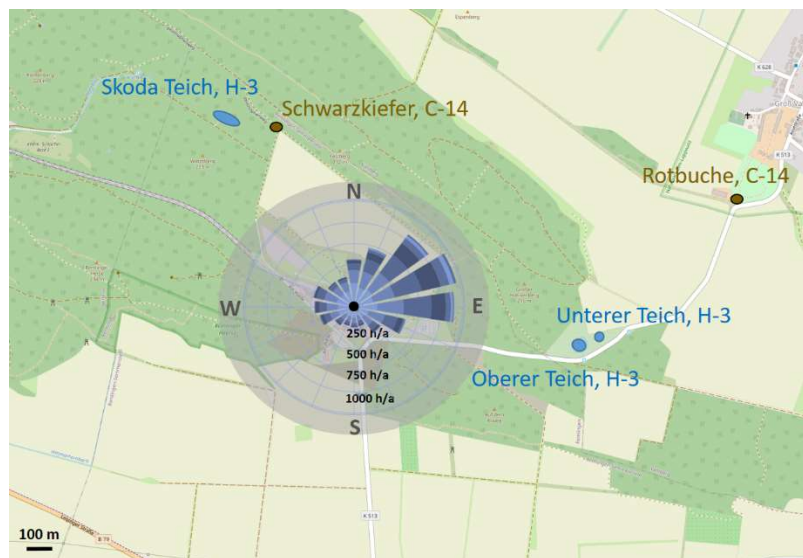
Standort	Breitengrad [°]	Längengrad [°]	Entfernung zum Diffusor [m]	Windrichtung (aus)	Tage im Jahr in Windrichtung*
1: Schwarzkiefer	52,136507	10,666715	803	SSE	15
2: Rotbuche	52,133854	10,693773	1660	WSW	50
3: Oberer Teich	52,128612	10,684482	954	West	49
4: Unterer Teich	52,128946	10,685955	1050	West	49

5: Skoda Teich	52,136812	10,663394	956	SE	15
----------------	-----------	-----------	-----	----	----

69

70 Für die Untersuchung von Tritium wurden drei Stillgewässer ausgewählt, über die der
 71 Gegenwartszustand der Tritium-Belastungen in unmittelbarer Umgebung des Emittenten bestimmt
 72 wurde. Zur Bestimmung von Kohlenstoff-14 in der Umwelt wurden zwei Baumscheiben (Schwarzkiefer
 73 und Rotbuche) beprobt, die aufgrund der Langlebigkeit des C-14 in den Baumringen, Umweltarchive
 74 zur C-14 Emission der Anlage, über die gesamte Betriebsdauer darstellen.

75 Parallel zur Durchführung der Messungen wurden Ausbreitungsrechnungen basierend auf dem Gauß-
 76 Fahnenmodell durchgeführt, um die Plausibilität der gemessenen Ergebnisse zu überprüfen und
 77 zugleich den Nuklideintrag in die Umwelt modellhaft abzuschätzen.



78

Abbildung 1: Lage der Probenahmeorte um die Schachtanlage Asse II. 1: Schwarzkiefer, 2: Rotbuche; 3: Oberer Teich; 4: Unterer Teich; 5: Skoda Teich, sowie Windstunden an der Asse in Abhängigkeit von Richtung und Geschwindigkeit, gemittelt über 30 Jahre. Quelle www.meteoblue.com [11]. Erratum: In einer früheren Version des Berichtes wurde die Position des Skoda Teiches fälschlicherweise an anderer Stelle im Wald markiert und für die Berechnung herangezogen.

79 **Ausbreitungsrechnungen mittels Gauß-Fahnenmodell und** 80 **allgemeiner Verwaltungsvorschrift (AVV)**

81 Im Folgenden wird die modellhafte Berechnung des Radionuklideintrags in die Umwelt dargestellt.
 82 Hierbei ist anzumerken, dass sich sowohl Kohlenstoff-14, als auch Tritium (H-3) in der Umwelt nach
 83 einem Eintrag in den Boden weiterverteilen und somit ständig verdünnt werden. Dies gilt insbesondere
 84 für das Tritium, welches sich vorwiegend als HTO (tritiumhaltiges Wasser) im dynamischen
 85 Gleichgewicht zwischen Organismen und den Umweltkompartimenten Boden, Wasser und Luft
 86 befindet, während nur ein kleiner Teil in Form von biogenem Wasserstoff für längere Zeiträume in
 87 Organismen vor Ort gebunden bleibt. In etwas geringerem Ausmaß gilt dies auch für Kohlenstoff-14.
 88 Für dieses stellen allerdings alte Bäume geeignete Langzeitarchive dar, da diese während Ihres
 89 Lebenszyklus kontinuierlich Kohlenstoff einbauen. Dieses steht auch Jahrzehnte nach der Aufnahme
 90 des Kohlenstoffes noch zur Analyse der damalig herrschenden Kohlenstoff-14-Belastung in der
 91 Atmosphäre zur Verfügung. Die hier durchgeführten Berechnungen stellen insofern nur einen
 92 Anhaltspunkt für die möglicherweise auffindbare Größenordnung von eingetragener Radioaktivität an
 93 den entsprechenden Probenahmepunkten dar.

94

95 **Tritium (H-3)**

96 Für die Abschätzung eines möglichen Eintrags von Tritium in die drei beprobten Stillgewässer wurde
 97 eine Ausbreitungsrechnung nach dem Gauß-Fahnenmodell angewandt. Die Berechnungen wurden
 98 mittels der Software HotSpot (National Atmospheric Release Advisory Centers /Lawrence Livermore
 99 National Laboratory; V3.1.2) durchgeführt.

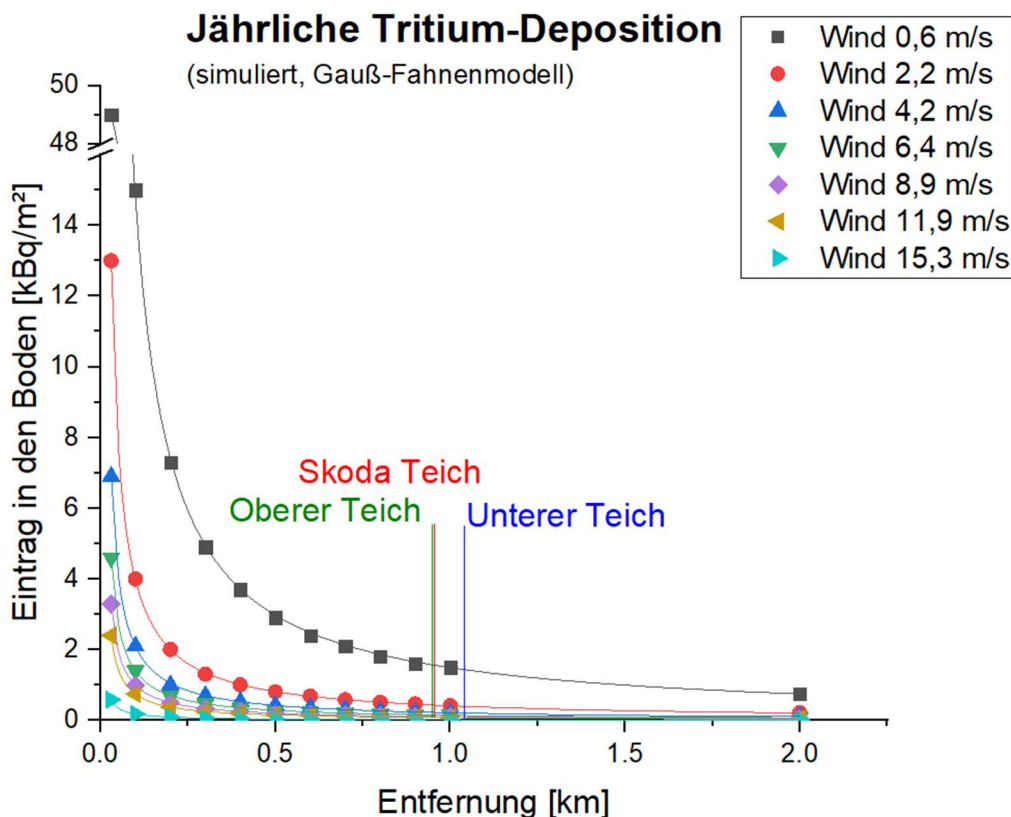
100 Als Quellterm dienten Ableitungswerte aus dem Jahr 2020 ($4,6 \text{ Bq m}^{-3}$ bei einer Fortluftmenge von
 101 $2,7 \cdot 10^9 \text{ m}^3$). Die verwendeten Eingangsparameter finden sich in Tabelle 2.

102 *Tabelle 2: Parameter zur Simulation der Ausbreitung der Tritium-Abluftfahne aus der Schachtanlage Asse II. Der Quellterm*
 103 *beschreibt die Gesamtmenge an emittierter Radioaktivität die der Simulation zu Grunde gelegt wird.*

Parameter	Wert
Quellterm	$1,215 \cdot 10^{10} \text{ Bq}$
Effektive Emissionshöhe	11 m
Windgeschwindigkeit	Gestaffelt (Tab. 2)
Rezeptor Höhe	1,5 m
Windrichtung oberer + unterer Teich	278°
Windrichtung Skoda Teich	145°
Rainout Koeffizient	$2 \cdot 10^{-5} \text{ s}^{-1}$

104

105 Unter den gegebenen Simulationsbedingungen ergibt sich für die jährliche Gesamtemission von
 106 Tritium die in Abbildung 2 dargestellte Verteilung der Immissionen in Abhängigkeit zur Entfernung des
 107 Diffusors:



108

109 *Abbildung 2: Jährliche Tritium-Deposition in den Boden in Abhängigkeit von Entfernung zum Diffusor und*
 110 *Windgeschwindigkeit, simuliert mittels Gauß-Fahnenmodell. Erratum: In einer früheren Version dieses Berichtes wurde die*
 111 *Entfernung des Skoda-Teiches vom Emittenten falsch angegeben (siehe Abb. 1).*

112 Unter Annahme einer Gewässertiefe von ca. 1 m ergeben sich hieraus Immissionen in Bq L^{-1} für die
 113 drei beprobten Gewässer (Tabelle 3). Neben den in Tabelle 1 und Abbildung 1 angegebenen
 114 Windverhältnissen wird noch der rein hypothetische Fall berechnet, dass – unter der gegebenen
 115 relativen Häufigkeit der Windgeschwindigkeiten – an 365 Tagen pro Jahr der Wind in Richtung des
 116 Gewässers weht. Diese letzte Annahme ist bewusst so konservativ, dass sie nicht auftreten kann, dient
 117 aber hier als „worst case“ Überlegung.

118 Der unter diesen Annahmen modellierte Eintrag der Asse auf die Stillgewässer liegt unter realistischen
 119 Annahmen der Windverhältnisse im Bereich von $0,016\text{--}0,036 \text{ Bq L}^{-1}$ pro Jahr. Bei konservativen
 120 Annahmen liegt er für den Skoda Teich im Bereich von bis zu $0,4 \text{ Bq L}^{-1}$ pro Jahr (siehe Tabelle 3).

121 Hierbei ist aber zu beachten, dass sich der größte Teil des Tritiums im Austausch mit der Umgebung
 122 befindet, weshalb über das Jahr hinweg mit einer zusätzlichen Verdünnung zu rechnen ist. Geht man
 123 davon aus, dass sich Tritium in den Gewässern nicht anreichert¹, ergeben die gemachten
 124 Berechnungen eine obere Abschätzung der erreichbaren Erhöhung der Aktivitätskonzentrationen in
 125 den Gewässern durch den Emittenten.

126 *Tabelle 3: Berechnete (jährliche) Immissionswerte von Tritium in den beprobten Teichen in Abhängigkeit der Windverhältnisse*
 127 *(oben) sowie (unten) die gewichtete Summe der Immissionen nach Häufigkeit des Auftretens im Jahr (realistisch). Die*
 128 *konservative Berechnung in der letzten Zeile beruht auf der Annahme, dass der Wind 365 Tage im Jahr mit dem gegebenen*
 129 *Geschwindigkeitsprofil in Richtung des jeweiligen Teiches weht.*

Windgeschwindigkeit [m s^{-1}]	Tage Wind pro Jahr	Oberer Teich [$\text{Bq L}^{-1} \text{a}^{-1}$]	Unterer Teich [$\text{Bq L}^{-1} \text{a}^{-1}$]	Tage Wind pro Jahr	Skoda Teich [$\text{Bq L}^{-1} \text{a}^{-1}$]
0,6	2	1,56	1,42	1	1,56
2,2	9	0,43	0,39	7	0,43
4,2	13	0,22	0,2	5	0,22
6,4	14	0,15	0,13	2	0,15
8,9	7	0,11	0,1	0	0,11
11,9	3	0,08	0,07	0	0,08
15,3	1	0,02	0,02	0	0,02
Gew. Summe pro Jahr	(realis- tisch)	0,036	0,032		0,016
Gew. Summe pro Jahr	(konserva- tiv)	0,265	0,239		0,398

130

131 Kohlenstoff-14 (C-14)

132 Die Aufnahme von in der Abluftfahne enthaltenem Kohlenstoff-14 durch Bäume findet zum Großteil
 133 (ca. 98 %) über den CO_2 -Austausch der Blätter und nur zu einem sehr geringen Anteil über die
 134 Aufnahme durch Boden und Wurzel statt. Daher ist für die Abschätzung der Immission von
 135 Kohlenstoff-14 nicht der Eintrag in den Boden der entscheidende Bewertungsmaßstab für eine
 136 Abschätzung des Nuklideintrags in die Pflanze, sondern die (gemittelte) Aktivitätskonzentration $C_{\text{C-14}}(x)$
 137 von Kohlenstoff-14 in der Luft im Abstand x von der Quelle.

¹ Die typische Verweildauer (ökologische Halbwertszeit) von Tritium in der Umwelt beträgt einige Stunden bis Tage für anorganisches Tritium (HTO) und einige Monate bis Jahre für organisch gebundenes Tritium (OBT), weshalb keine längerfristigen Anreicherungsprozesse erwartet werden. Für weitere Informationen sei auf die Literatur verwiesen. Z.B. (Ferreira et.al. 2023; Eyrolle et. al. 2018),

138 Diese lässt sich gemäß AGO Hinweispapier „Retrospektive Ermittlung von Ableitungen aus der
139 Schachanlage Asse II“ [4], anhand der Verwaltungsvorschrift zu §47 Strahlenschutzverordnung (AVV)
140 [5] mit folgender Formel berechnen.

$$141 \quad C_{(C-1)}(x) = \chi_i(x)' \cdot A$$

142 Wobei $\chi_i(x)'$ den Langzeitausbreitungsfaktor (in $s \cdot m^{-3}$) für eine 100 % Häufigkeit der Windrichtung
143 beschreibt, welcher abhängig von der Quelldistanz und Emissionshöhe für einen 30° Sektor gilt. A
144 beschreibt die Quellstärke (in $Bq \cdot s^{-1}$), welche sich aus den Jahresemissionen (in Bq), geteilt durch die
145 Anzahl der Sekunden eines Jahres ($3,15 \cdot 10^7$ s) errechnet. Der Langzeitausbreitungsfaktor lässt sich der
146 Abbildung 6 des AGO-Hinweispapieres [4] entnehmen und beträgt für die Entfernung der Rotbuche
147 $\chi_i(1600m) = 3 \cdot 10^{-6} s \cdot m^{-3}$, sowie für die Entfernung der Schwarzkiefer $\chi_i(800m) = 9 \cdot 10^{-6} s \cdot m^{-3}$ wobei
148 aufgrund der Datenlage der AVV eine Emissionshöhe von 20 m angenommen wurde. Bezieht man,
149 analog zur Vorschrift des Hinweispapieres der AGO, die Windrichtungen aus Abbildung 1 in
150 gewichteter Form in die Berechnung der Windstunden mit ein, so ergibt sich für die
151 richtungsgewichteten Langzeitausbreitungsfaktoren $\chi_i^T(x)'$:

$$152 \quad \chi_i^T(x)' = p_i \cdot \chi_i(x)'$$

153 mit p_i der Häufigkeit der Windrichtung eines 30° Sektors i , wobei gilt: $\sum p_i = 1$.

$$154 \quad \text{Diese sind im Fall der Rotbuche: } \chi_{WSW}^T(1600m)' = p_{WSW} \cdot 3 \cdot 10^{-6} \frac{s}{m^3} = 4,4 \cdot 10^{-7} \frac{s}{m^3}$$

$$155 \quad \text{Sowie im Fall der Schwarzkiefer: } \chi_{SSE}^T(800m)' = p_{SSE} \cdot 9 \cdot 10^{-6} \frac{s}{m^3} = 2,8 \cdot 10^{-7} \frac{s}{m^3}$$

156 Mit diesen Parametern erhält man für die zu erwartenden Erhöhungen der Kohlenstoff-14-
157 Aktivitätskonzentrationen an den beiden Standorten die in Tabelle 4 zusammengefassten Werte:

158

159 *Tabelle 4: Simulierte Imissionen in die beiden beprobten Bäume und Vergleich mit einem Hintergrundwert der nördlichen*
160 *Hemisphäre aus dem Jahr 1973. *Die Auswahl der dargestellten Quellterme erfolgte wie folgt: 0,85 GBq = Typische Emissionen*
161 *heute, laut Betreiberbericht [2]. 15 GBq = 15000000000 Bq = Höchste dokumentierte Emission der Asse aus dem Jahr 1982*
162 *[4], 1000 GBq = Annahme zur Simulation wesentlich höherer Emissionen als dokumentiert.*

Standort	Quellstärke, jährliche Emission (Simulation)	Quellstärke A, (Simulation)	Aktivitätskon- zentration durch Asse- Emission $C_{(C-14)}(x)$ (Simulation)	Aktivitätskon- zentration Gesamt: Referenz + Asseeinfluss	Prozentuale Erhöhung des Untergrundes
Einheit	[GBq]	[Bq/s]	[Bq/m ³]	[Bq/m ³]	[%]
Nördliche Hemisphäre (Ref.-Jahr 1973)	0	0	0	0,0457	0
Rotbuche	0,85*	27	$1,2 \cdot 10^{-5}$	0,04571	0,03
	15*	476	0,0002	0,0459	0,5
	1000*	31746	0,014	0,0598	31
Schwarzkiefer	0,85*	27	$7,5 \cdot 10^{-6}$	0,04571	0,02
	15*	476	0,00013	0,0458	0,3
	1000*	31746	0,0088	0,0545	19

163

164 **Messergebnisse**

165 **Tritium (H-3) in Stillgewässern**

166 Die Probenahme für die Tritiumanalytik fand an drei Stillgewässern vor Ort statt, welche hier mit
 167 OT (=Oberer Teich), UT (=Unterer Teich) und Skoda-Teich bezeichnet werden. Dabei wurden jeweils
 168 1 L Oberflächenwasser und 1 L Wasser aus einer Tiefe von ca. 80 cm entnommen und in Gefäßen aus
 169 Kunststoff luftdicht verschlossen (siehe Abb. 3).



170

Abbildung 3: Probenahme von Wasserproben am Unteren Teich (UT).

171 Die Abtrennung des Tritiums wurde gemäß eines Standardverfahrens [7] durch Destillation von 50 mL
 172 Probenmaterial erreicht, wobei diesem zur Rückhaltung weiterer Radionuklide (C-14, P-32, S-35) pro
 173 untersuchter Probe jeweils 100 mg Natriumhydroxid und 50 mg Kaliumpermanganat hinzugefügt
 174 wurden. Die Messungen der Proben fanden mittels Flüssigszintillationsspektrometrie (Radiometrische
 175 Messmethode zur Bestimmung von alpha- und beta-Strahlern in Lösung) an einem Quantulus GCT der
 176 Firma PerkinElmer unter Verwendung des Lösungsmittelcocktails Ultima Gold™ AB und externer
 177 Kalibration statt. Eine vollständige Trennung des Tritiums von Radionuklidinterferenzen gelang in 4 von
 178 6 Fällen und damit für jeden der beprobten Teiche. Zwei der Proben wiesen im Spektrum
 179 Nuklidinterferenzen im mittlereenergetischen Bereich auf, die vermutlich auf eine unvollständige
 180 Rückhaltung während der Destillation zurückzuführen waren, wodurch sie im Tritium-Fenster nicht
 181 auswertbar waren. Die Messzeit der einzelnen Proben betrug je dreimal 8 Stunden, wobei zwischen
 182 jeder Einzelmessung noch eine Blindmessung von ebenfalls 8 Stunden durchgeführt wurde. Die
 183 gemittelten Ergebnisse der drei Wiederholmessungen für die 6 Proben lagen für die auswertbaren
 184 Spektren jeweils unterhalb der Nachweisgrenze von – im Mittel – 1,6 Bq L⁻¹ und sind in Tabelle 5
 185 zusammengefasst.

186 *Tabelle 5: Übersicht der Ergebnisse von Tritium, simuliert mittels Gauß-Fahnenmodell für reale und konservativ gerechnete*
 187 *(100 %) Windverhältnisse in Richtung des Probenahmeortes sowie Messergebnisse der Probenahme. NWG = Nachweisgrenze.*
 188 *Die mittlere Nachweisgrenze betrug 1,6 Bq L⁻¹. *Unvollständige Rückhaltung von Nuklidinterferenz bei der Destillation.*

Probe	Eintrag Asse (simuliert, 100% Wind) [Bq L ⁻¹]	Eintrag Asse (simuliert, reale Windverhältnisse) [Bq L ⁻¹]	Gemessen [Bq L ⁻¹]
OT	0,265	0,035	Nuklidinterferenz*
			< NWG
UT	0,239	0,032	< NWG
			< NWG
Skoda	0,397	0,016	Nuklidinterferenz*
			< NWG

189 **Kohlenstoff-14-Untersuchungen an Baumringen**

190 Die Proben für die Messung von Kohlenstoff-14 wurden aus zwei Bäumen (Schwarzkiefer und
 191 Rotbuche) gewonnen, die dem Institut seit 2022 als Baumscheiben vorlagen. Das Fälldatum der Bäume
 192 lag im Zeitraum Ende 2015 bis Anfang 2016. Die Messung der Kohlenstoff-14-Gehalte in den
 193 Baumringen fand mittels Beschleuniger-Massenspektrometrie statt.

194 Hierzu wurden aus beiden Baumscheiben mit Hilfe eines Zuwachsbohrers Bohrkerne entnommen und
 195 aus diesen dann jeweils 50-100 mg der einzelnen Jahresringe beprobt (Abbildung 4).



196
 197 *Abbildung 4: Dendrochronologische Zuordnung und Entnahme der Baumringe aus Bohrkerne der Rotbuche.*

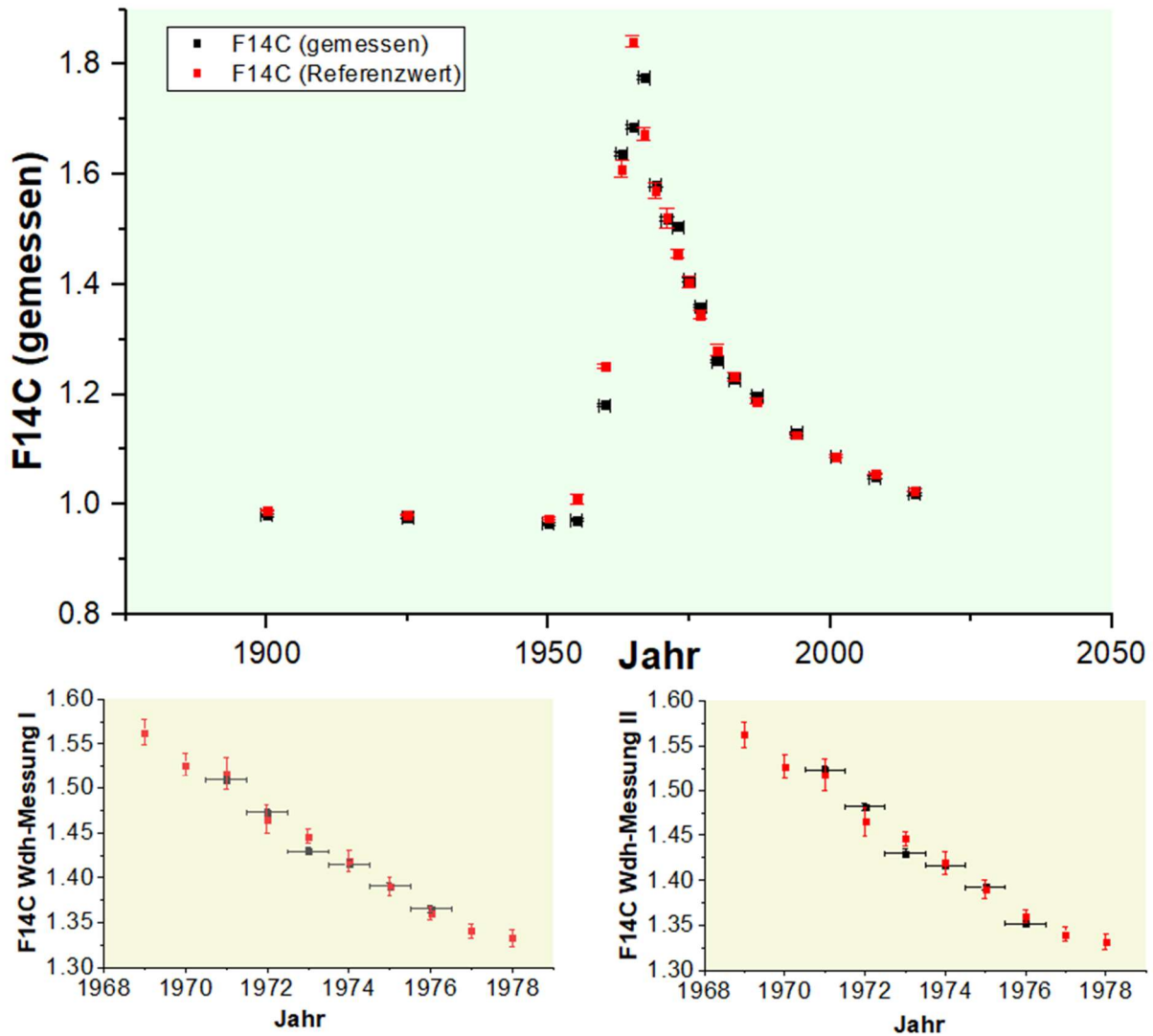
198 Als Untersuchungszeitraum wurde der Fokus auf die Asse-Einlagerungsphase (1967-1978) gelegt,
 199 wobei zur Kontrolle auch die Zeiträume vor und nach der Einlagerung mit geringerer Jahresdichte
 200 untersucht wurden (Tabelle 6).

201 *Tabelle 6: Für die Chronologisierung gewählte Jahresringe.*

Zeitraum	Beprobte Jahresringe
Pränukleares Zeitalter	1900, 1925, 1950
Nukleares Zeitalter	1955, 1960, 1963, 1965
Asse Einlagerungsphase	1967, 1969, 1971, 1973, 1975, 1977
Restliche Jahre bis heute	1980, 1983, 1987, 1994, 2001, 2008, 2015

202
 203 Die weitere Vorbereitung der Holzproben sowie die Messung mittels Beschleuniger-
 204 Massenspektrometrie fanden am Department für Chemie, Biochemie und Pharmazie an der
 205 Universität Bern statt. Zur weiteren Probenaufbereitung für die Messung wurde vor Ort ein Verfahren
 206 mittels Zellulose-Extraktion und anschließender Carbonisierung gewählt. Bei dem verwendeten
 207 Analysegerät handelte es sich um das MICADAS „MIni radioCarbon DAting System“. Für eine genaue
 208 Beschreibung von Extraktions- und Messmethode sei auf Quellen [1] und [8] verwiesen. Bei der
 209 Auswertung der Ergebnisse der Schwarzkiefer zeigte sich, dass einzelne Jahresringe innerhalb des
 210 Bombenpeaks extrem nach unten von diesem abwichen. Dies ist vermutlich auf eine
 211 Kreuzkontamination, entweder während des Wachstums (Aufnahme fossiler Kohlenstoff, der kein
 212 Kohlenstoff-14 enthält), oder während der langen Lagerung, oder der anschließenden

213 Probenentnahme zurückzuführen. Die Ergebnisse sind daher für eine Diskussion nicht ausreichend
 214 belastbar und finden sich im Anhang (Abbildung 6) dieses Berichtes. Die Messwerte für die Rotbuche
 215 waren in sich grundsätzlich konsistent und sind in Abbildung 5 dargestellt.



216
 217 *Abbildung 5: Oben: C-14-Gehalte der Rotbuche im Vergleich zu Referenzwerten der nördlichen Hemisphäre [9]. Der F14C-Wert*
 218 *beschreibt das Vielfache des gemessenen C-14/C-12-Verhältnisses im Vergleich zum natürlichen (prä-nuklearen) Hintergrund-*
 219 *Wert. Unten: Um die Ergebnisse im interessanten Zeitraum der Asse-Einlagerung abzusichern wurden in diesem Zeitraum im*
 220 *Anschluss an die erste Messung erneut je zwei Proben für jedes einzelne Jahr genommen und separat gemessen.*

221 Die Ergebnisse zeichnen die durch die oberirdischen Atombombentests in den 50er und 60er Jahren
 222 freigewordene Aktivität an C-14 nach und zeigen deutlich, dass das damals freigesetzte C-14-Inventar
 223 auch heute noch in der Biosphäre vorhanden ist und implizieren, dass C-14 durch Aufnahme und
 224 Verstoffwechslung in den Körper weiterhin zur Dosis für den Menschen durch radioaktive Stoffe
 225 beiträgt. Sie zeigen auch, dass die durch die Bäume heutzutage aufgenommene Aktivität (aus der
 226 Atmosphäre) inzwischen fast wieder auf das vor-nukleare Zeitalter zurückgegangen sind.

227 Bezüglich der Interpretation der Ergebnisse ist zunächst zu bemerken, dass die zu Grunde liegende
 228 Fragestellung (gibt es eine signifikante Erhöhung der Kohlenstoff-14-Gehalte in Bäumen durch Asse-
 229 Emissionen) analytisch sehr anspruchsvoll ist. Dies liegt – neben der sehr aufwendigen und
 230 empfindlichen Messtechnik – vor allem daran, dass die Kohlenstoff-14-Werte in der Atmosphäre im
 231 hauptsächlich interessanten Bereich der 1970er Jahre sehr dynamisch sind und vom abklingenden
 232 Bombenpeak dominiert werden. Vor diesem Hintergrund ist die Grenze, ab der sich eine durch Asse-

233 Ableitungen erhöhte Immission in Baumringen sicher nachweisen lässt, deutlich erhöht, im Vergleich
 234 zu einer Messung in einem Bereich mit konstant niedrigem Hintergrund (von bspw. F14C = 1). Eine
 235 solche deutliche Erhöhung konnte nicht nachgewiesen werden.

236

237 **Bewertung**

238 Sowohl der Eintrag des von der Asse emittierten Kohlenstoff-14 in Bäume, als auch der Eintrag von
 239 emittiertem Tritium in Stillgewässer ist aus naturwissenschaftlichen Grundsatzertwägungen ein sicher
 240 stattfindender Prozess in der Umgebung des Emittenten. Die Frage, die im Rahmen dieser
 241 Untersuchung beantwortet werden sollte, lautete, ist (oder war) dieser Effekt in den gewählten
 242 Umweltarchiven groß genug, um ihn mit Methoden der Radioanalytik oder Massenspektrometrie
 243 heute nachweisen zu können und wenn ja, was für Schlussfolgerung lassen sich aus diesen Ergebnissen
 244 sowohl in Bezug auf die Emissionen, als auch auf eine potentielle Gefährdung von Mensch und Umwelt
 245 ziehen. Sowohl die Messungen des Tritiums in den drei Stillgewässern, als auch die Messung des
 246 Kohlenstoff-14 in den Baumringen konnten keinen Eintrag der Asse-Emissionen quantifizieren. Im Fall
 247 des Tritiums lagen die Messwerte unterhalb der analytisch erreichten Nachweisgrenze. Die
 248 gemessenen Kohlenstoff-14-Gehalte waren mit dem Verlauf des durch die oberirdischen
 249 Atombombentests der sechziger Jahre erhöhten Hintergrundes der nördlichen Hemisphäre
 250 verträglich. Diese Ergebnisse sind mit den gemachten Ausbreitungsrechnungen grundsätzlich
 251 konsistent. Aus Sicht des praktischen Strahlenschutzes lassen sich zum einen die Resultate der
 252 Ausbreitungsrechnungen als „Schätzer“ für einen möglichen Eintrag heranziehen und zum anderen die
 253 messtechnisch erreichte Nachweisgrenze des Tritiums als gesicherte obere Grenze angeben, die von
 254 der Aktivitätskonzentration in den Teichen nicht überschritten wird (Tabelle 7).

255 *Tabelle 7: Abschätzung der resultierenden Dosis durch Trinken des Teichwassers: Konservative Annahme: Der gesamte*
 256 *jährliche Wasserbedarf (700 Liter pro Jahr) wird ausschließlich aus dem der Anlage am nächsten gelegenen Teich (Oberer*
 257 *Teich) gedeckt. Verwendeter Dosiskoeffizient: $4,2 \cdot 10^{-11}$ Sv Bq⁻¹ für biogenen Wasserstoff [10]. Sv = Sievert. μ Sv = Mikro-*
 258 *Sievert = 0,000001 Sv.*

Szenario	Tritium-Konzentration	Tritium-Aufnahme	Berechnete Jahresdosis	Berechnete Jahresdosis
	Bq L ⁻¹	Bq pro Jahr	Sv	μ Sv
Jährlicher Eintrag Normalwind	0,036	25,2	1,1 E-09	0,0011
Jährlicher Eintrag kompletter Wind	0,265	185,5	7,8 E-09	0,0078
Nachweisgrenze LSC	1,6	1120	4,7 E-08	0,047

259

260 Unter den gemachten Annahmen ist ein jährlicher Eintrag von etwa 0,04 Bq L⁻¹ Tritium in den am
 261 stärksten betroffenen Teich zu erwarten. Eine sehr konservative Abschätzung des Eintrags (365 Tage
 262 Wind pro Jahr in Richtung Teich) ergibt einen jährlichen Eintrag von ca. 0,3 Bq L⁻¹. Analytisch
 263 nachgewiesen wurde, dass die Konzentration in den Teichen bei den Messungen unterhalb von 1,6 Bq
 264 L⁻¹ lag. Nimmt man diese Werte (ohne weitere Berücksichtigung von Austauschprozessen in der Natur)
 265 als Grundlage für eine Dosisberechnung, so lassen sich unter ungünstigsten Bedingungen zusätzliche
 266 individuelle Dosis-Beiträge im Bereich von 0,001 μ Sv pro Jahr (berechnet), über 0,01 μ Sv pro Jahr
 267 (konservativ berechnet) bis hin zu <0,05 μ Sv pro Jahr (Nachweisgrenze der Analytik) aus dem Tritium-
 268 Eintrag ableiten. Diese stehen einer mittleren effektiven Dosis aufgrund natürlicher Radioaktivität in
 269 der Bundesrepublik Deutschland von ca. 2100 μ Sv pro Jahr und jährlich ca. 1900 μ Sv zusätzlicher
 270 effektiver Dosis aus anderen menschengemachten Quellen gegenüber. Ein akutes Risiko geht von dem

271 Eintrag des Tritiums aus der Asse in die Teiche bei den momentanen Ableitungswerten folglich nicht
272 aus.

273 Die Untersuchung der Schwarzkiefer zeigt im Einlagerungszeitraum starke Abweichungen von den
274 erwarteten Werten, die als Indiz für eine zusätzliche Freisetzung angesehen werden könnten. Jedoch
275 können diese nicht eindeutig interpretiert werden, da auch in anderen Jahren starke Abweichungen
276 auftreten, die auf systematische Fehler bei der Probennahme oder Durchführung der Messung
277 hindeuten. Bei der Rotbuche sind ebenfalls im Einlagerungszeitraum Schwankungen erkennbar. Daher
278 wurden zwei unabhängige Nachmessungen durchgeführt. Die jeweiligen Schwankungen liegen
279 innerhalb der Messunsicherheiten und besitzen daher keine statistisch belastbare Signifikanz.

280 Die Ausbreitungsrechnungen zeigen dabei, dass zumindest eine um Größenordnungen oberhalb der
281 dokumentierten Ableitungen liegende Emission in der Einlagerungsphase hätte nachweisbar sein
282 müssen. Es zeigte sich jedoch auch, dass die untersuchten Bäume für eine präzise Beantwortung der
283 Fragestellung zu weit von der Asse entfernt standen. Mit deutlich größerer Nähe zum Diffusor steigt
284 der Einfluss von dessen Emissionen überproportional an. Für zukünftige Untersuchungen wäre es
285 wichtig, gezielt Bäume in Hauptwindrichtung mit möglichst großer Nähe zum Diffusor zu wählen. Dann
286 wären niedrigere (bessere) Nachweisgrenzen für potentielle Emissionen von Kohlenstoff-14 in der
287 Vergangenheit erreichbar. Gleichzeitig wäre eine gewisse Distanz zu Abgasquellen (PKW) grundsätzlich
288 zu bevorzugen, um störende Einflüsse durch fossile Kohlenstoffemissionen eher auszuschließen zu
289 können.

290 Quellen

291 [1] Kim Rebecca Richert. Bachelorarbeit: „Messung von C-14 und H-3 in Umweltarchiven aus der
292 Umgebung der Schachanlage Asse II“. 16.04.2023

293 [2] Bundesgesellschaft für Endlagerung. „Strahlenschutz und Umgebungsüberwachung im Bereich
294 der Schachanlage ASSE II“, Jahresbericht 2020. 2022

295 [3] RdSchr. d. BMU v. 7.12. 2005 - RS II5 - 15603/5: Richtlinie zur Emissions- und
296 Immissionsüberwachung kerntechnischer Anlagen (REI). 2005

297 [4] Arbeitsgruppe Optionen Rückholung (AGO). „Retrospektive Ermittlung von Ableitungen aus der
298 Schachanlage Asse II“ 20.12.2022

299 [5] Die Bundesregierung. „Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 47 Strahlenschutzverordnung:
300 Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus Anlagen oder
301 Einrichtungen“. 28.08.2012

302 [6] Bundesministerium für Umwelt. „Verfahren zur Bestimmung der Tritiumkonzentration in
303 Oberflächenwasser“. 1993

304 [7] American Public Health Association. Liquid scintillation spectrometric method. In: Clesceri, L.S.,
305 Greenberg, A.E., Eaton, A.D. (Eds.), Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater,
306 twentieth ed., 1999

307 [8] Hans-Arno Synal u.a. “MICADAS: A new compact radiocarbon AMS system”. Nuclear Instruments
308 and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms, Vol 259.,
309 Iss. 1, Juni 2007

310 [9] Paula J. Reimer u. a. “The IntCal20 Northern Hemisphere Radiocarbon Age Calibration Curve (0-55
311 cal kBP)”. Radiocarbon 62, S. 725–757. issn: 00338222. doi: 10.1017/RDC.2020.41. 4 Aug. 2020

312 [10] ICRP 60 "ICRP Database of Dose Coefficients: Workers and Members of the Public" gem. Anlage
313 18 Teil B Nummer 4 StrlSchV Bundesanzeiger 160 a und b vom 28. August 2001
314

315 [11] meteoblue AG, [https://www.meteoblue.com/de/wetter/historyclimate/climatemodelled/
316 remlingen_deutschland_2848308](https://www.meteoblue.com/de/wetter/historyclimate/climatemodelled/remlingen_deutschland_2848308), abgerufen am 01.11.2023.

317 [12] <https://www.transens.de/ueber-uns>, abgerufen am 07.11.2023

318 [13] <https://aufpassen.org/>, abgerufen am 27.11.2023

319 [14] Maria Florencia Ferreira, Andrew Turner, Emily L. Vernon, Christian Grisolia, Laurence Lebaron-
320 Jacobs, Veronique Malard, Awadhesh N. Jha (2023). Tritium: Its relevance, sources and impacts on
321 non-human biota. Science of The Total Environment, Volume 876.

322 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162816>

323 [15] Frédérique Eyrolle, Loïc Ducros, Séverine Le Dizès, Karine Beaugelin-Seiller, Sabine Charmasson,
324 Patrick Boyer, Catherine Cossonnet (2018). An updated review on tritium in the environment,
325 Journal of Environmental Radioactivity, Volume 181, Pages 128-137.

326 <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.11.001>.

327

328

329

330

331

332

333

334

335

336

337

338

339

340

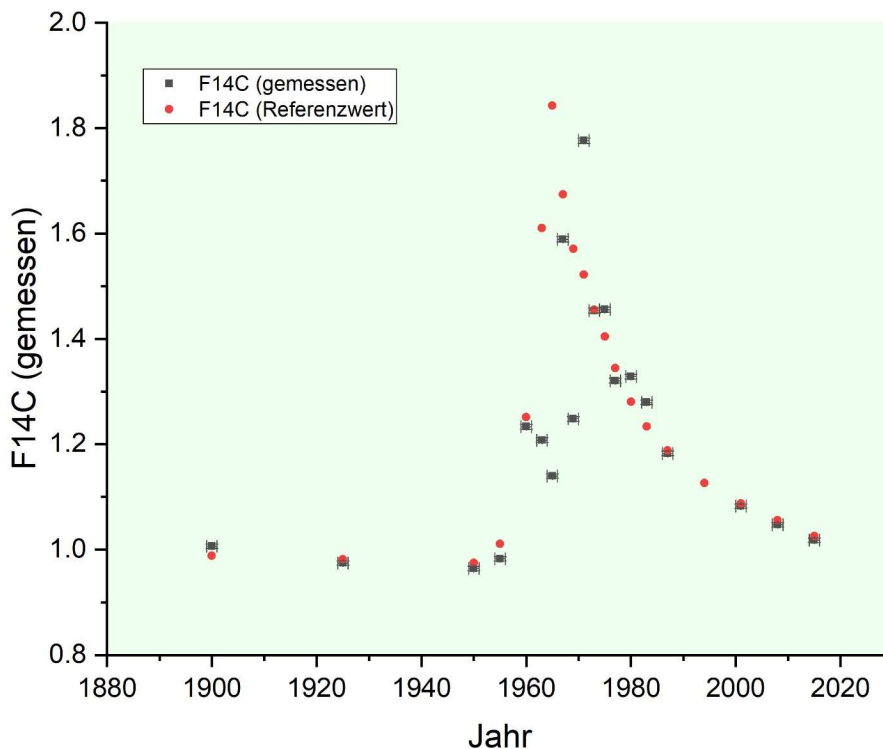
341

342

343 **Anhang**

344 **Ergebnisse der C-14-Messungen in der Schwarzkiefer:**

345 Während linke und rechte Flanke der C-14-Messungen der Schwarzkiefer zum Verlauf des
 346 Bombenpeaks passen, wurden für den Zeitraum der oberirdischen Kernwaffentests zu geringe F14C-
 347 Werte gemessen. Die wahrscheinlichste Erklärung ist hier eine Kreuzkontamination, die entweder
 348 während des Wachstums (Emittent von fossilem Kohlenstoff in der Nähe?), während der Probenahme,
 349 oder während Lagerung oder Probenaufbereitung stattgefunden hat. Aufgrund dieser Kontamination
 350 ist die gesamte Messreihe als wenig belastbar anzusehen. Die Ergebnisse sind in Abb. 6
 351 zusammengefasst.



352

353 *Abbildung 6: Messergebnisse der C-14 Gehalte der Schwarzkiefer. Die – im Vergleich zur Referenz – deutlich zu niedrigen*
 354 *Werte insbesondere im Bombenpeak deuten vermutlich auf eine Kreuzkontamination hin, weshalb die Messreihe als Ganzes*
 355 *als wenig belastbar anzusehen ist. Der F14C-Wert beschreibt das Vielfache des gemessenen C-14/C-12-Verhältnisses im*
 356 *Vergleich zum natürlichen (prä-nuklearen) Hintergrund-Wert.*

357 Im Zeitraum der 70er bis Anfang der 80er Jahre finden sich Datenpunkte oberhalb der Referenzlinie,
 358 die auf einen Einfluss durch die Asse hinweisen könnten. Aufgrund der aufgetretenen Probleme bei
 359 der Bestimmung der Messwerte, sowie aufgrund der parallel durchgeführten Simulationsrechnungen
 360 sind diese Hinweise jedoch aus unserer Sicht nicht belastbar. Daher sehen wir die Notwendigkeit,
 361 weitere Untersuchungen an Bäumen vorzunehmen, die windabwärts der vorherrschenden
 362 Windrichtung, möglichst nur wenige hundert Meter vom Diffusor entfernt stehen.

363

Gefördert durch:



Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz

Gefördert im Niedersächsischen Vorab der Volkswagenstiftung



VolkswagenStiftung



Niedersächsisches Ministerium für Wissenschaft und Kultur

aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages

Förderkennzeichen: 02E11849A-J