

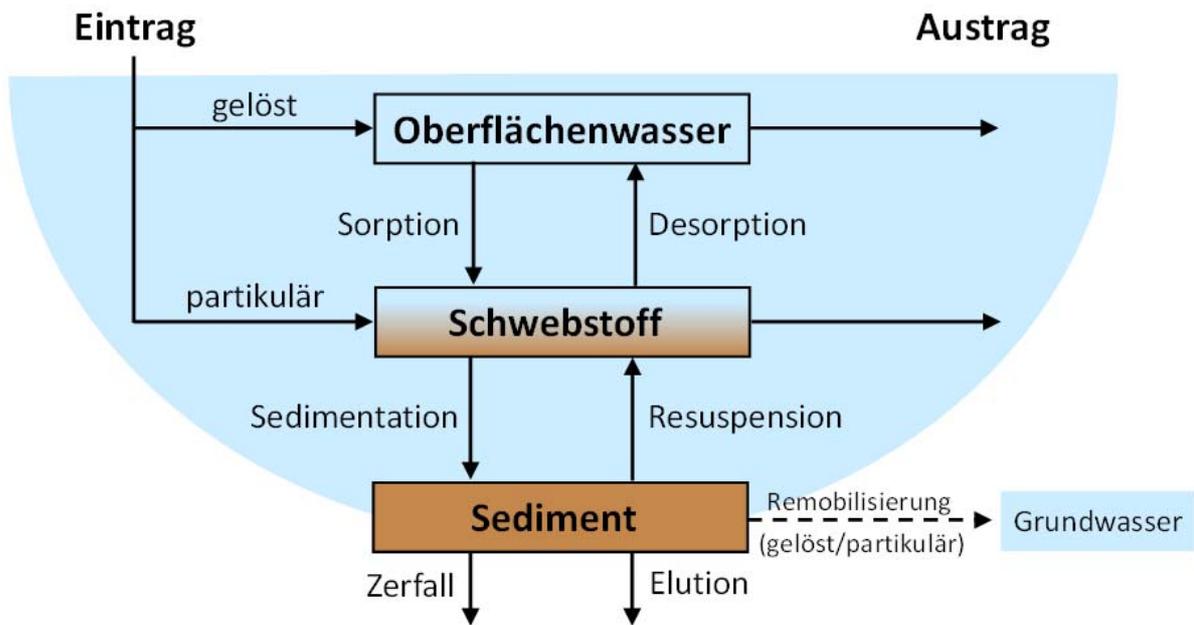
6 RADIOAKTIVE STOFFE IN BINNENGEWÄSSERN

J. Wiederhold, A. Schmidt

Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Koblenz
Leitstelle für Oberflächenwasser, Schwebstoff und Sediment in Binnengewässern (Leitstelle C)

Die Radioaktivität in Binnengewässern entsteht durch den Zerfall von natürlichen und künstlichen Radionukliden in Wasser, Schwebstoffen und Sediment. Zu den relevanten natürlichen Radionukliden zählen einerseits das aus der Verwitterung von Gesteinen freigesetzte sehr langlebige ^{40}K sowie die Bestandteile der Zerfallsreihen von ^{238}U , ^{235}U und ^{232}Th . Zum anderen tragen auch kosmogene Nuklide, die ständig neu gebildet und über die Atmosphäre in Gewässer eingetragen werden, zur natürlichen Radioaktivität bei (z. B. ^3H und ^7Be). Die wichtigsten künstlichen Radionuklide, die in Binnengewässern vorkommen, sind ^3H , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{131}I und ^{137}Cs . Tritium (^3H) stammt heutzutage, neben dem natürlichen kosmogenen Anteil, aus den Ableitungen kerntechnischer Anlagen und Isotopen verarbeitender Betriebe.

Die langlebigen Spaltprodukte ^{90}Sr und ^{137}Cs wurden hauptsächlich durch die Fallouts der oberirdischen Kernwaffenversuche und des Reaktorunfalls von Tschornobyl im Jahr 1986, hier insbesondere ^{137}Cs , in die Gewässer eingetragen. Signifikante Einträge des Reaktorunfalls von Fukushima im Jahr 2011 konnten dagegen in Binnengewässern in Deutschland nicht nachgewiesen werden. In geringem Umfang werden die aus dem Normalbetrieb kerntechnischer Anlagen stammenden Aktivierungsprodukte ^{58}Co und ^{60}Co in Gewässern gefunden. Das vergleichsweise kurzlebige ^{131}I (HWZ: 8 Tage) stammt dagegen meist aus nuklearmedizinischen Anwendungen.



Quelle: Bundesanstalt für Gewässerkunde

Abbildung 6.1
Verhalten von Radionukliden in Fließgewässern

In Binnengewässern wird die Radioaktivität in den Kompartimenten Oberflächenwasser, Schwebstoff und Sediment ermittelt (Abbildung 6.1). Die Überwachung der dynamischen Kompartimente Oberflächenwasser und Schwebstoff ermöglicht es, aktuelle Einträge und kurzfristige Veränderungen radioaktiver Kontaminationen in Gewässern zeitnah und mit hoher Genauigkeit zu erfassen.

Hierbei ist zu berücksichtigen, dass Radionuklide in Fließgewässern in gelöster Form oder partikulär gebunden mit Wasser bzw. Schwebstoffen über weite Strecken flussabwärts verfrachtet werden können. Die Sedimentation von Schwebstoffen erfolgt bevorzugt in Stillwasserbereichen, wie sie z. B. Häfen, Bühnenfelder, Altarme, Stauhaltungen und Uferböschungen darstellen, was

dort zu einer Anreicherung von Radionukliden im Sediment führen kann. Die Sedimente stellen das Langzeitspeichermedium von Radionukliden in Gewässern dar. In Sedimenten lassen sich somit die langfristigen Auswirkungen radioaktiver Kontaminationen verfolgen. Um präzise Rückschlüsse über zeitliche Trends ziehen zu können, ist jedoch eine Altersbestimmung der genommenen Sedimentproben erforderlich. Eine spätere Weiterverfrachtung bereits abgelagerter Radionuklide infolge Resuspension von Sedimenten, beispielsweise bei Hochwasserereignissen, ist möglich und kann wiederum über Schwebstoffmessungen verfolgt werden. Die Verteilung verschiedener Radionuklide zwischen der Wasserphase und der

Festphase (Schwebstoffe/Sedimente) sowie ihr Transportverhalten in Fließgewässern lässt sich aus dem geochemischen Verhalten der jeweiligen chemischen Elemente ableiten. So wird ^3H als Bestandteil des Wassermoleküls relativ schnell transportiert und eignet sich daher gut für Traceranwendungen in der Hydrologie, während beispielsweise ^{60}Co und ^{137}Cs eine starke Affinität zur Bindung an Partikeloberflächen aufweisen, wodurch sie sich überwiegend in Schwebstoffen und Sedimenten finden und entsprechend langsamer transportiert werden. Ein kleiner Teil der Radionuklide in Binnengewässern wird von Biota aufgenommen (z. B. Wasserpflanzen, Fische) und kann somit in die Nahrungskette gelangen.

Tabelle 6.1
Typische Aktivitätskonzentrationen bzw. spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Binnengewässern (Daten aus dem Routinemessprogramm zum StrlSchG)

Kompartiment	Radionuklid	Wertebereich
Oberflächenwasser (Bq/l)	^3H (kosmogener Anteil)	0,5 bis 1
	^7Be	bis 0,5
	^{40}K	0,01 bis 5
	^{232}Th	bis 0,1
	^{235}U	bis 0,05
	^{238}U	bis 0,1
Schwebstoff und Sediment (Bq/kg TM)	^7Be	bis 1000
	^{40}K	50 bis 1000
	^{232}Th	bis 100
	^{235}U	bis 10
	^{238}U	bis 100

Regionale Unterschiede in den Gehalten natürlicher Radionuklide in Binnengewässern (Tabelle 6.1) sind im Wesentlichen auf den geogenen Hintergrund des jeweiligen Einzugsgebietes sowie auf anthropogene Einflüsse zurückzuführen. So reichte im Berichtszeitraum 2020 bis 2022 etwa die Spanne der mittleren Aktivitätskonzentration von ^{40}K in Oberflächenwasser von 0,02 Bq/l in der Sösetalsperre (Harz, Niedersachsen), deren ionenarmes Wasser natürlicherweise einen geringen Härtegrad aufweist, bis hin zu 4,1 Bq/l in der durch den Kalibergbau beeinflussten Werra (Gerstungen, km 137,5, Thüringen). Hohe mittlere Aktivitätskonzentrationen von ^{40}K in Schwebstoff und Sediment wurden im Berichtszeitraum im Schwarzbach (Contwig, km 10,1, Rheinland-

Pfalz) mit 1018 Bq/kg Trockenmasse (TM) in Schwebstoff und 917 Bq/kg TM in Sediment sowie in der Werra (Gerstungen, km 137,5, Thüringen) mit 616 Bq/kg TM in Schwebstoff und 855 Bq/kg TM in Sediment gemessen. Die historischen Folgen des Uranbergbaus lassen sich beispielsweise in Oberflächenwasser der Weißen Elster (Bad Köstritz, km 126,0, Thüringen) mit mittleren Aktivitätskonzentrationen im Berichtszeitraum von 0,037 Bq/l ^{238}U bzw. 0,0020 Bq/l ^{235}U erkennen. Die Gehalte natürlicher Radionuklide in Binnengewässern unterliegen jedoch nur relativ geringen zeitlichen Schwankungen und bedürfen daher normalerweise keiner besonderen Überwachung.

Die kontinuierliche Überwachung der Binnengewässer auf radioaktive Stoffe konzentriert sich daher insbesondere auf die künstlichen Radionuklide. Es gilt ihre Veränderungen innerhalb der Gewässer zu erfassen sowie mögliche Auswirkungen auf Menschen und Umwelt abzuschätzen. Die entsprechenden Überwachungsprogramme basieren auf dem Strahlenschutzgesetz (StrlSchG) sowie der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) und sind in der AVV IMIS sowie der REI näher ausgeführt. Die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) betreibt mit Unterstützung der Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung (WSV) ein Bundesmessnetz mit 40 Stationen an den Bundeswasserstraßen. Die Messstellen der Länder überwachen die weiteren Fließgewässer sowie stehende Gewässer (Seen, Talsperren), wobei jeweils in regelmäßigen Abständen (z. B. monatlich oder quartalsweise) Proben von Oberflächenwasser, Schwebstoffen und Sediment den Gewässern entnommen und untersucht werden. Eine ausführlichere Darstellung der ermittelten Messergebnisse im Berichtszeitraum findet sich in den jeweiligen Jahresberichten des BMUV zur „Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung“, [23]. Eine zusammenfassende Bewertung des radiologischen Gütezustands der Binnengewässer ergibt für den vorliegenden Berichtszeitraum 2020 bis 2022 folgendes Bild:

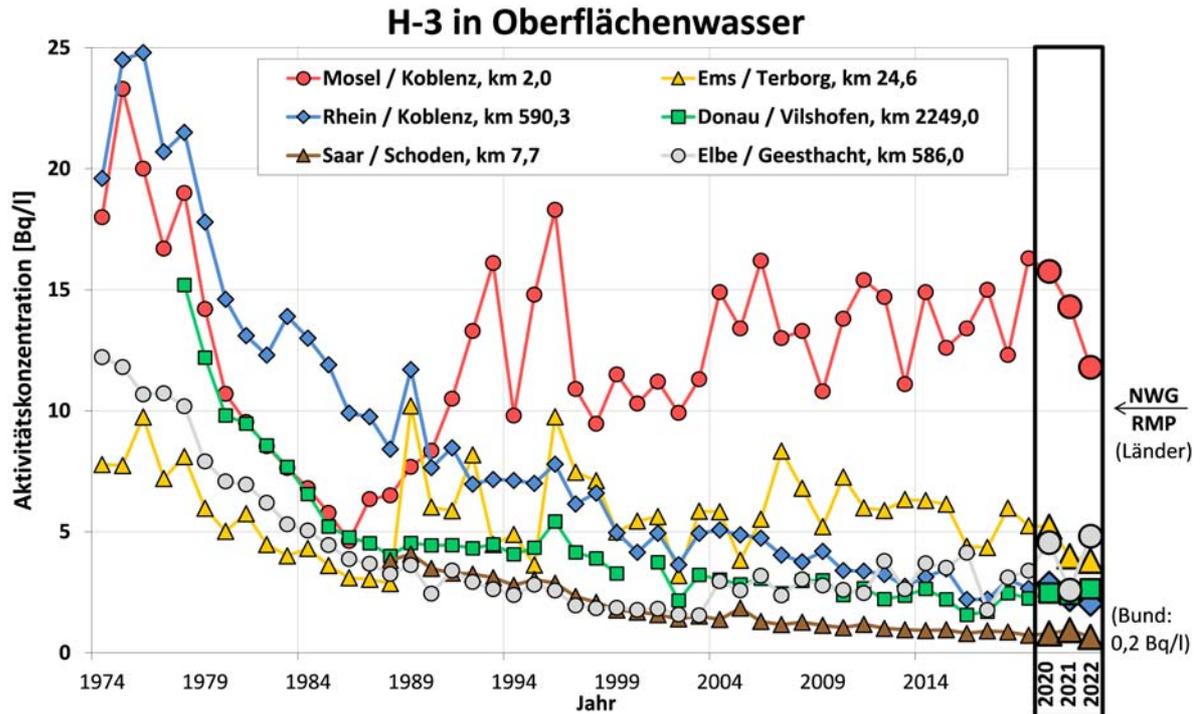
In **Oberflächenwasser** lagen die Aktivitätskonzentrationen von Tritium (^3H) im Jahresmittel überwiegend unterhalb der im Routinemessprogramm (RMP) für die Messstellen der Länder geforderten Nachweisgrenze (NWG) von 10 Bq/l (Abbildung 6.2). Leicht höhere Werte wurden lediglich in Flüssen gemessen, in die eine genehmigte Ableitung von ^3H aus kerntechnischen Anlagen erfolgt, aber auch hier lagen die Jahresmittelwerte im Berichtszeitraum 2020 bis 2022 bei maximal 37 Bq/l (Mosel, Wincheringen km 222,2) bzw. 20 Bq/l (Ems, Geeste km 106,3). Diese Werte nahmen im weiteren Verlauf flussabwärts jeweils auf maximal 16 Bq/l (Mosel, Koblenz km 2,0) bzw. 5 Bq/l (Ems, Terborg km 24,6) ab. In der historischen Übersicht in Abbildung 6.2 lässt sich die Inbetriebnahme des KKW Cattenom 1986 (Mosel), des KKW Emsland 1988 (Ems) und des KKW Temelin im Jahr 2002/03 (Elbe) erkennen. Die in den 1970er Jahren erhöhten und dann gleichmäßig abfallenden ^3H -Werte lassen sich dagegen überwiegend auf die Nachwirkungen der oberirdischen Kernwaffentests zurückführen.

Die mittleren Aktivitätskonzentrationen von ^{90}Sr in Oberflächenwasser lagen meist unter der NWG des RMP von 0,01 Bq/l. Maximale Einzelwerte be-

trugen 0,026 Bq/l in Fließgewässern (Elbe, Cuxhaven, km 163,2) bzw. 0,021 Bq/l in stehenden Gewässern (Starnberger See, Bayern). Die in Abbildung 6.3 hervorgehobenen Jahresmittelwerte für ^{90}Sr in Oberflächenwasser aus verschiedenen Fließgewässern scheinen einen Rückgang der Messwerte innerhalb des Berichtszeitraums 2020 bis 2022 zu zeigen, nachdem in den vorherigen Jahren (2017-2019) ein leichter Anstieg beobachtet wurde. Eine Ursache für die über die letzten Jahre schwankenden Jahresmittelwerte für ^{90}Sr in Oberflächenwasser ist nicht bekannt, wobei alle Werte in einem sehr niedrigen Bereich liegen und die relativ hohen relativen Messungenauigkeiten von 30-40 % für diesen Wertebereich berücksichtigt werden müssen. Messungen von ^{90}Sr in Sedimenten wurden nur sehr vereinzelt durchgeführt, v. a. im Rahmen der Umgebungsüberwachung kerntechnischer Anlagen (REI), wobei als maximaler Einzelwert eine spezifische Aktivität von 5,56 Bq/kg Trockenmasse (TM) in der Mosel (Perl/Apach, km 242,6) gemessen wurde.

Das Vorkommen von ^{137}Cs in Oberflächenwasser ist vor allem im historischen Kontext des Tschornobyl-Unfalls zu betrachten. In der logarithmischen Auftragung der Aktivitätskonzentrationen von ^{137}Cs in verschiedenen Fließgewässern (Abbildung 6.4) lassen sich die stark erhöhten Werte im Jahr 1986 erkennen, gefolgt von einem relativ raschen Rückgang auf Werte unterhalb der geforderten NWG des RMP von 0,01 Bq/l (Bund) bzw. 0,05 Bq/l (Länder). In der Donau, die stärker als andere Flüsse vom Tschornobyl-Fallout betroffen war, verlief dieser Rückgang etwas langsamer; seit etwa 2000 bewegen sich aber auch hier die Werte in einem tiefen Hintergrundbereich. Im Berichtszeitraum konnte in der überwiegenden Zahl der Oberflächenwasserproben aus Fließgewässern und stehenden Gewässern kein ^{137}Cs nachgewiesen werden. In diesem Fall wurden die Jahresmittelwerte aus den erreichten NWG berechnet (weißer Symbolinhalt in Abbildung 6.4), dies stellt somit eine obere Grenze und eine Überschätzung der tatsächlichen Werte dar. Maximale Einzelwerte für ^{137}Cs in Oberflächenwasser wurden im Berichtszeitraum für Fließgewässer mit 0,025 Bq/l in der Elbe (Billwerder Bucht, km 618,0) und für stehende Gewässer mit 0,037 Bq/l im Arendsee (Sachsen-Anhalt) gemessen.

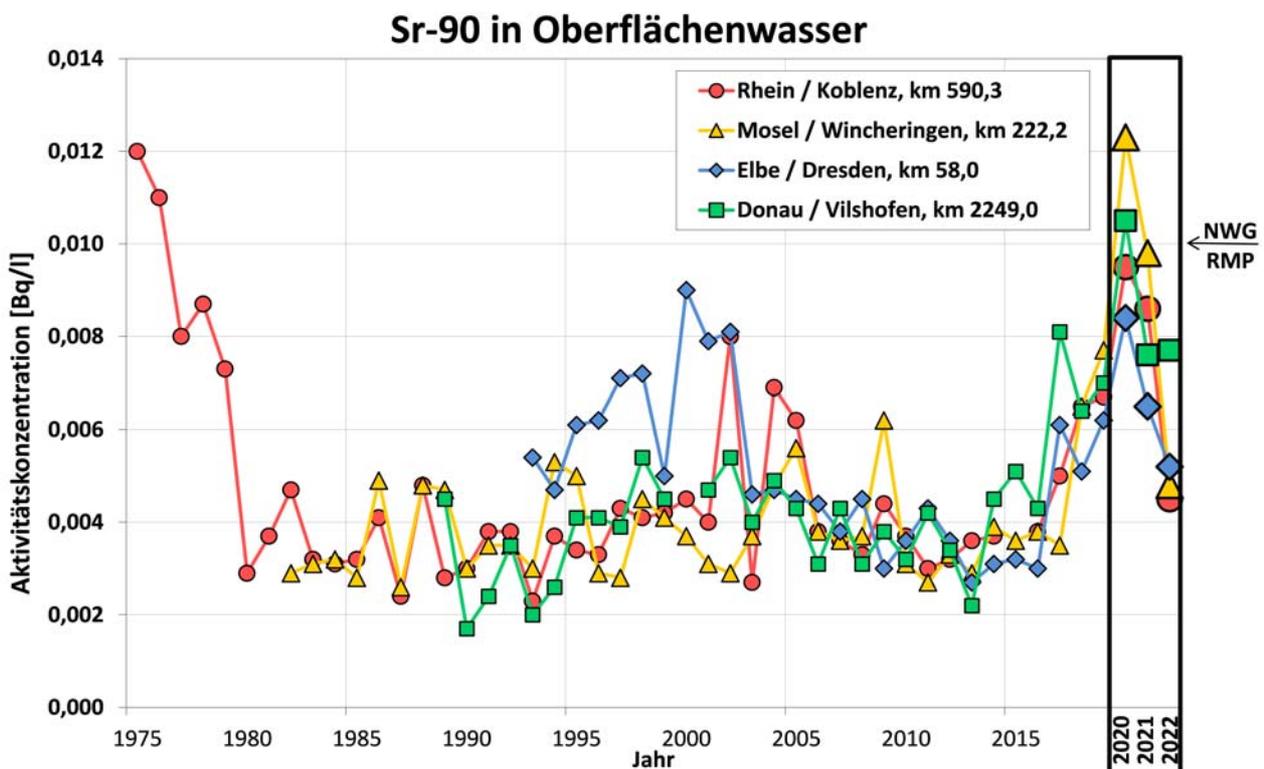
Auch in den Kompartimenten Schwebstoff und Sediment sind die spezifischen Aktivitäten von ^{137}Cs überwiegend auf die Nachwirkungen des Tschornobyl-Unfalls zurückzuführen, wobei auch heute noch regional erhöhte Werte gemessen werden. Aus den wiederum logarithmisch aufge-



Quelle: Bundesanstalt für Gewässerkunde

Abbildung 6.2

Zeitlicher Verlauf der Aktivitätskonzentrationen (Bq/l) von ^3H in Oberflächenwasser ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte) mit hervorgehobenen Werten für den Berichtszeitraum



Quelle: Bundesanstalt für Gewässerkunde

Abbildung 6.3

Zeitlicher Verlauf der Aktivitätskonzentrationen (Bq/l) von ^{90}Sr in Oberflächenwasser ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte) mit hervorgehobenen Werten für den Berichtszeitraum

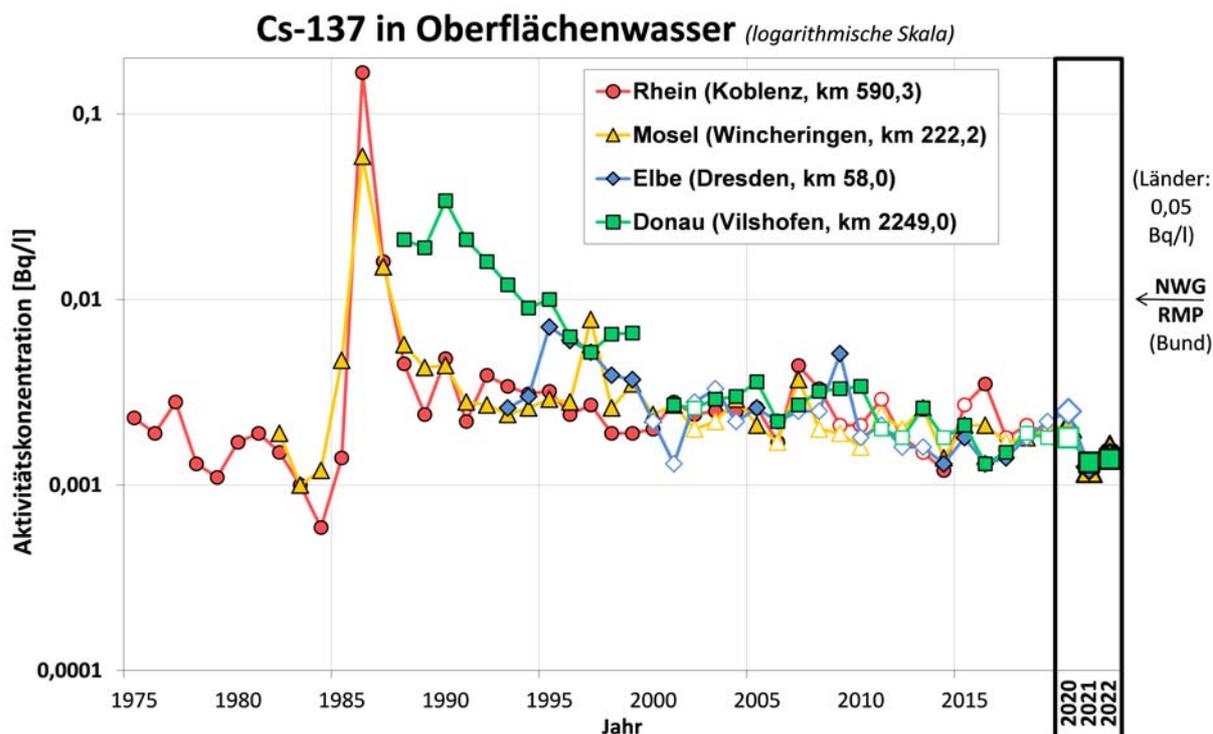


Abbildung 6.4 Zeitlicher Verlauf der Aktivitätskonzentrationen (Bq/l) von ^{137}Cs in Oberflächenwasser ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte) mit hervorgehobenen Werten für den Berichtszeitraum. Weißer Symbolinhalt kennzeichnet Datensätze mit allen Werten <NWG

Quelle: Bundesanstalt für Gewässerkunde

tragenen spezifischen Aktivitäten von ^{137}Cs in Schwebstoffen (Abbildung 6.5) lassen sich die stark erhöhten Werte ab 1986 gefolgt von einem gegenüber dem Oberflächenwasser langsamer verlaufenden Rückgang erkennen. Auch im Berichtszeitraum lagen die meisten Werte in Schwebstoffproben noch oberhalb der NWG des RMP von 5 Bq/kg TM und beispielsweise in der Donau auch noch deutlich über den Werten von vor 1986 (Abbildung 6.5). Die höchsten Einzelwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{137}Cs in Schwebstoffen lagen in Fließgewässern bei 91,1 Bq/kg TM (Ems, Lingen, km 96,6). In stehenden Gewässern wurde der Maximalwert mit 274 Bq/kg TM im Steinhuder Meer (Niedersachsen) gefunden. Letzterer kann darauf zurückgeführt werden, dass das langlebige Nuklid ^{137}Cs in einem Mudden geprägten, grundwassergespeisten Flachsee mit geringem Abfluss und viel Wassersport als sedimentbürtiger Schwebstoff remobilisiert wird.

Die spezifischen Aktivitäten von ^{137}Cs in Sedimenten (Abbildung 6.6) zeigen einen ähnlichen zeitlichen Verlauf in Bezug auf den Tschornobyl-Unfall wie die Schwebstoffproben (Abbildung 6.5). Auch hier lagen die Werte im Berichtszeitraum 2020 - 2022 überwiegend oberhalb der NWG des RMP von 5 Bq/kg TM. Maximale Einzelwerte für ^{137}Cs

in Fließgewässern wurden mit 255 Bq/kg TM in der Mosel (Koblenz, km 4,0) und 77,0 Bq/kg TM in der Saale (Köditz, km 24,1) gemessen. In stehenden Gewässern wurden die höchsten spezifischen Aktivitäten von ^{137}Cs in Sedimenten im Frillensee (Bayern) mit bis zu 244 Bq/kg TM gemessen. Weitere Beispiele für erhöhte Sedimentgehalte von ^{137}Cs in stehenden Gewässern, die sich auf verstärkte atmosphärische Deposition durch lokale Niederschlagsereignisse kurz nach dem Tschornobyl-Unfall zurückführen lassen, stellen der Scholener See (Sachsen-Anhalt), das Steinhuder Meer (Niedersachsen), der Wittensee, der Großensee und das Ostroher Moor (Schleswig-Holstein) sowie der Königssee und der Starnberger See (Bayern) mit jeweils mehreren Messwerten >100 Bq/kg TM im Berichtszeitraum dar.

Die von kerntechnischen Anlagen eingeleiteten anlagenspezifischen Spalt- und Aktivierungsprodukte waren abgesehen von ^3H (siehe oben) im Fernbereich der jeweiligen Anlagen in Binnengewässern im Allgemeinen nicht nachweisbar oder wegen der Vorbelastung aus anderen Quellen (Fallouts, Nuklearmedizin) nicht eindeutig zuordenbar. Ausnahmen stellen der vereinzelte Nachweis von ^{58}Co und ^{60}Co in Schwebstoffen und Sedimenten dar, wobei die mittleren spezifischen Aktivitäten alle unterhalb der geforderten NWG

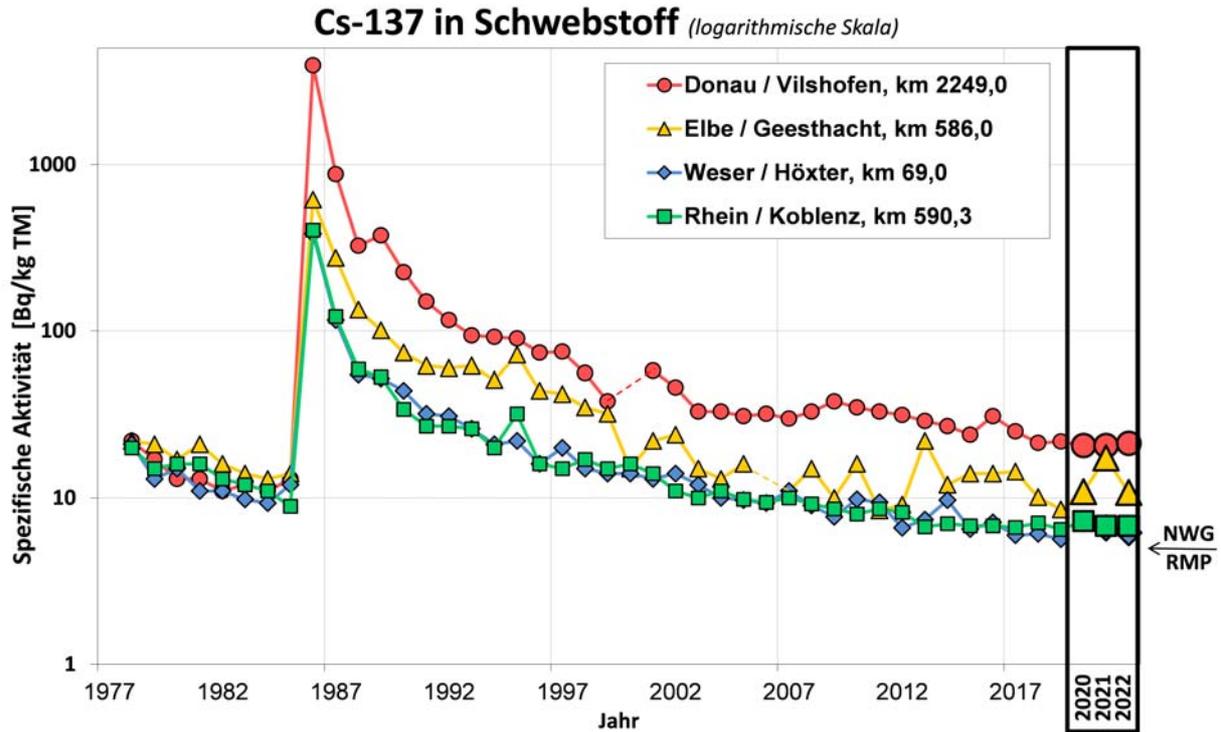


Abbildung 6.5
 Zeitlicher Verlauf der spezifischen Aktivitäten (Bq/kg TM) von ¹³⁷Cs in Schwebstoffproben ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte) mit hervorgehobenen Werten für den Berichtszeitraum
 Quelle: Bundesanstalt für Gewässerkunde

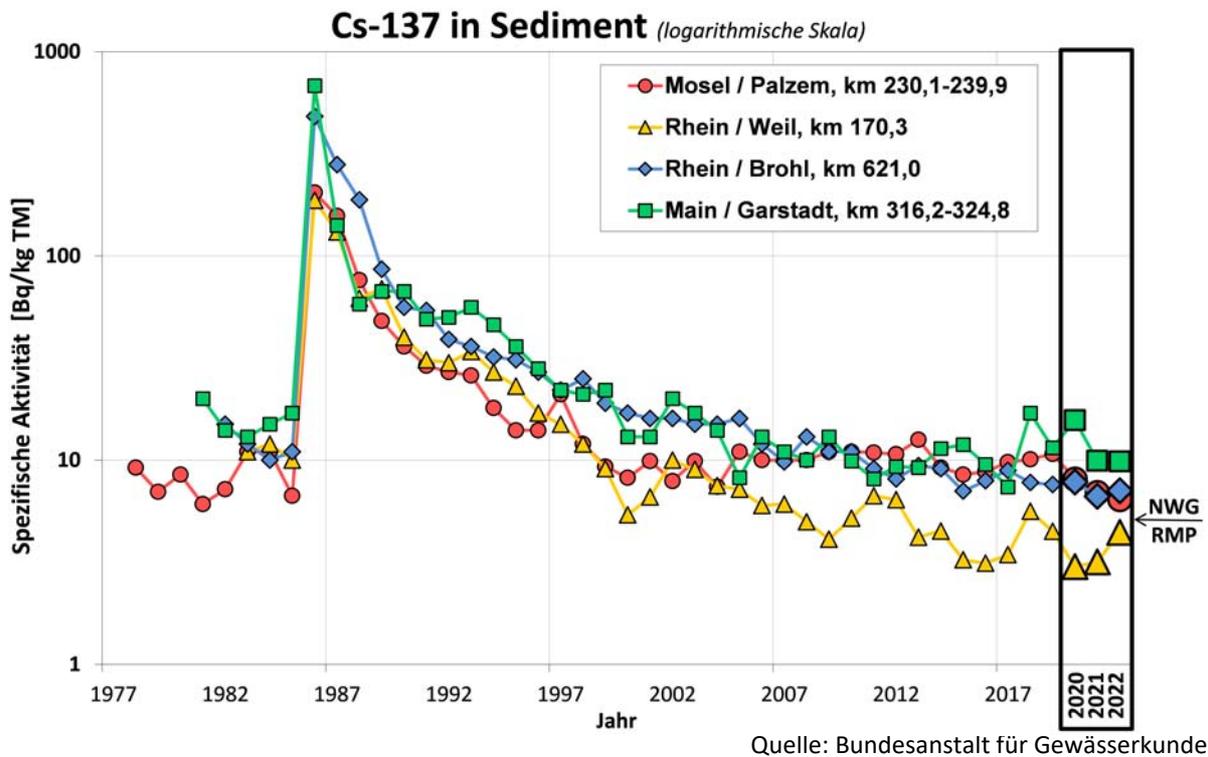


Abbildung 6.6
 Zeitlicher Verlauf der spezifischen Aktivitäten (Bq/kg TM) von ¹³⁷Cs in Sedimentproben ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte) mit hervorgehobenen Werten für den Berichtszeitraum
 Quelle: Bundesanstalt für Gewässerkunde

des RMP (Länder) von 5 Bq/kg TM lagen. Maximalwerte wurden jeweils an der Mosel (Perl, km 241,96) mit spezifischen Aktivitäten von 4,1 Bq/kg TM für ^{58}Co und 4,5 Bq/kg TM für ^{60}Co gemessen. Das künstliche Radionuklid $^{110\text{m}}\text{Ag}$ wurde in Schwebstoffen und Sedimenten im Berichtszeitraum 2020 - 2022 nur in wenigen Einzelproben mit spezifischen Aktivitäten bis 1,3 Bq/kg TM (Rhein, Breisach, km 232,8) nachgewiesen, welches genauso wie das in einer Einzelprobe des Rheins (Philippsburg, km 389,7) mit 0,75 Bq/kg TM nahe an Ausläufen bzw. Entwässerungskanälen in Sedimenten nachgewiesene ^{54}Mn vermutlich aus den Ableitungen der jeweiligen kerntechnischen Anlagen stammt. Aus den historischen Trends der Jahresmittelwerte von ^{60}Co in ausgewählten Fließgewässern in Schwebstoffen (Abbildung 6.7) und Sedimenten (Abbildung 6.8) lässt sich erkennen, dass die Messwerte im Berichtszeitraum, wie bereits seit ungefähr dem Jahr 2000, überwiegend unterhalb der erreichten NWG lagen. Die im letzten Berichtszeitraum (2017-2019) leicht ansteigenden Messwerte von ^{60}Co in Sedimenten der Mosel gingen im aktuellen Berichtszeitraum (2020-2022) wieder in den tieferen Bereich der Vorjahre zurück (Abbildung 6.8)

Ein Bereich, der in letzter Zeit auch in Binnengewässern stärker an Bedeutung gewonnen hat, sind künstliche Radionuklide, die aus der Nuclearmedizin stammen. Dabei handelt es sich überwiegend um relativ kurzlebige Nuklide wie beispielsweise ^{131}I (HWZ: 8 Tage), ^{177}Lu (HWZ: 6,6 Tage) oder $^{99\text{m}}\text{Tc}$ (HWZ: 6 Stunden), die in der Medizin zu diagnostischen Zwecken oder zur Behandlung eingesetzt werden. Das Abwasser nuklearmedizinischer Einrichtungen wird zwar erst nach einer längeren Abklingphase kontrolliert abgeleitet, jedoch kommt es durch die Ausscheidungen der behandelten Patienten nach der Entlassung aus der Klinik über die Kläranlagen zu Einträgen von Radionukliden in Gewässer. Bedingt durch die relativ kurzen HWZ stellen die Zeitspanne zwischen Probenahme und Messbeginn sowie die Probenart (z. B. Einzel- oder Mischprobe) wichtige Parameter für den Nachweis von Radionukliden aus medizinischen Anwendungen in Gewässern dar. Da in vielen Fällen Monatsmischproben mit Bezugsdatum Monatsmitte untersucht werden, können kurzlebige Nuklide wie beispielsweise $^{99\text{m}}\text{Tc}$ in Binnengewässern in der Regel nicht nachgewiesen werden.

Insbesondere ^{131}I wird aber in den letzten Jahren an einzelnen Messstationen regelmäßig in Schwebstoffen und vereinzelt auch in Oberflä-

chenwasser und Sedimenten nachgewiesen. Auch wenn es sich bei ^{131}I um ein Nuklid handelt, welches als Spaltprodukt in kerntechnischen Anlagen entsteht und dem im Zusammenhang mit Freisetzungen durch Unfälle (z. B. Tschornobyl) eine große Bedeutung zukommt, so wird inzwischen die Nuclearmedizin als Hauptquelle des in den letzten Jahren in Binnengewässern nachgewiesenen ^{131}I angenommen. Die Jahresmittelwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{131}I in Schwebstoffproben der Mosel und des Rheins zeigten im Berichtszeitraum keinen Anstieg (Abbildung 6.9B), der Anteil von Proben mit Gehalten oberhalb der NWG nahm jedoch an einigen Stationen tendenziell zu (Abbildung 6.9A). Die maximalen Einzelwerte betragen 147 Bq/kg TM an der Mosel (Palzem, km 299,9) bzw. 30 Bq/kg TM am Rhein (Weil, km 173,0). Weitere Fließgewässer mit mehreren Messwerten >10 Bq/kg TM für ^{131}I in Schwebstoffen waren im Berichtszeitraum z. B. die Spree (Berlin, km 27,2) und die Saar (Schoden, km 7,7). In Oberflächenwasser wurde ^{131}I nur selten mit Aktivitätskonzentrationen von maximal 0,05 Bq/l gemessen. Das medizinische Radionuklid ^{177}Lu wurde im Berichtszeitraum in Schwebstoff insbesondere in Proben aus Weil am Rhein (km 173,0) gefunden, wo in etwa einem Drittel der untersuchten Schwebstoffproben ^{177}Lu nachgewiesen und mit spezifischen Aktivitäten von bis zu maximal 129 Bq/kg TM gemessen werden konnte.

Radioaktive Stoffe bzw. die von ihnen ausgehende ionisierende Strahlung können auf verschiedenste Weise zum Menschen gelangen und eine innere oder äußere Strahlenexposition bewirken. Im Folgenden sollen beispielhaft für die im aquatischen Bereich sensitiven Expositionspfade „Trinkwasser“ und „Aufenthalt auf Spülfeldern (Sediment)“ effektive Strahlendosen in Anlehnung an § 99 der StrlSchV abgeschätzt werden.

Legt man für zur Trinkwassergewinnung genutzte Flussabschnitte ^3H -Gehalte von 10 Bq/l sowie ^{90}Sr - und ^{137}Cs -Gehalte von je 0,01 Bq/l zu Grunde, so kann der auf dem Expositionspfad „Trinkwasser“ hypothetisch zu erwartende Beitrag zur effektiven Dosis für Erwachsene (> 17 Jahre; 350 l Jahreskonsum von nicht aufbereitetem Wasser) zu ca. 0,21 $\mu\text{Sv/a}$ abgeschätzt werden. Für Kleinkinder (< 1 Jahr; 215 l Jahreskonsum) beträgt die Dosis hier ca. 0,68 $\mu\text{Sv/a}$. Allein der auf das natürliche Radionuklid ^{40}K für einen typischen Gehalt von 0,4 Bq/l zu erwartende Dosisbeitrag liegt mit ca. 0,87 bzw. 5,3 $\mu\text{Sv/a}$ fast eine Größenordnung höher. Die hier angenommenen Trinkwasser-Ver-

zehrmenen sind der StrlSchV (Stand 2018), Anlage 11 Teil B Tabelle 1 entnommen.

In Sedimenten war insbesondere ^{137}Cs noch deutlich nachweisbar. Würde Sediment mit einem ^{137}Cs -Gehalt von 100 Bq/kg TM bei Ausbaumaßnahmen für die Schifffahrt gebaggert und an Land gelagert, so kann die auf dem Expositionspfad „Aufenthalt auf Spülfeldern“ für Erwachsene (> 17 Jahre) zu erwartende zusätzliche effektive Dosis mit ca. 11 $\mu\text{Sv/a}$ abgeschätzt werden. Der Dosisbeitrag der natürlichen Radionuklide ^{40}K , Th_{nat} und U_{nat} bei typischen Gehalten von 500, 40 und 40 Bq/kg TM liegt für diesen Expositionspfad mit insgesamt ca. 28 $\mu\text{Sv/a}$ deutlich höher. Zum Vergleich: Der Dosisgrenzwert nach § 99 der StrlSchV für Ableitungen aus kerntechnischen Anlagen beträgt 300 $\mu\text{Sv/a}$.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass der radiologische Gütezustand der Binnengewässer im Berichtszeitraum 2020 - 2022 keinen größeren Veränderungen im Vergleich zu den letzten Vorjahren unterlag. Bezüglich der radiologischen Auswirkungen zeigt sich, wie in anderen Umweltbereichen auch, dass derzeit die natürlichen Radionuklide im Vergleich zu den künstlichen Radionukliden den wesentlichen Anteil zur Strahlendosis beitragen. Der Dosisanteil der künstlichen Radionuklide geht weiterhin in erster Linie auf die Radionuklide zurück, die über die Fallouts der Kernwaffenversuche und des Reaktorunfalls von Tschornobyl in die Gewässer gelangten.

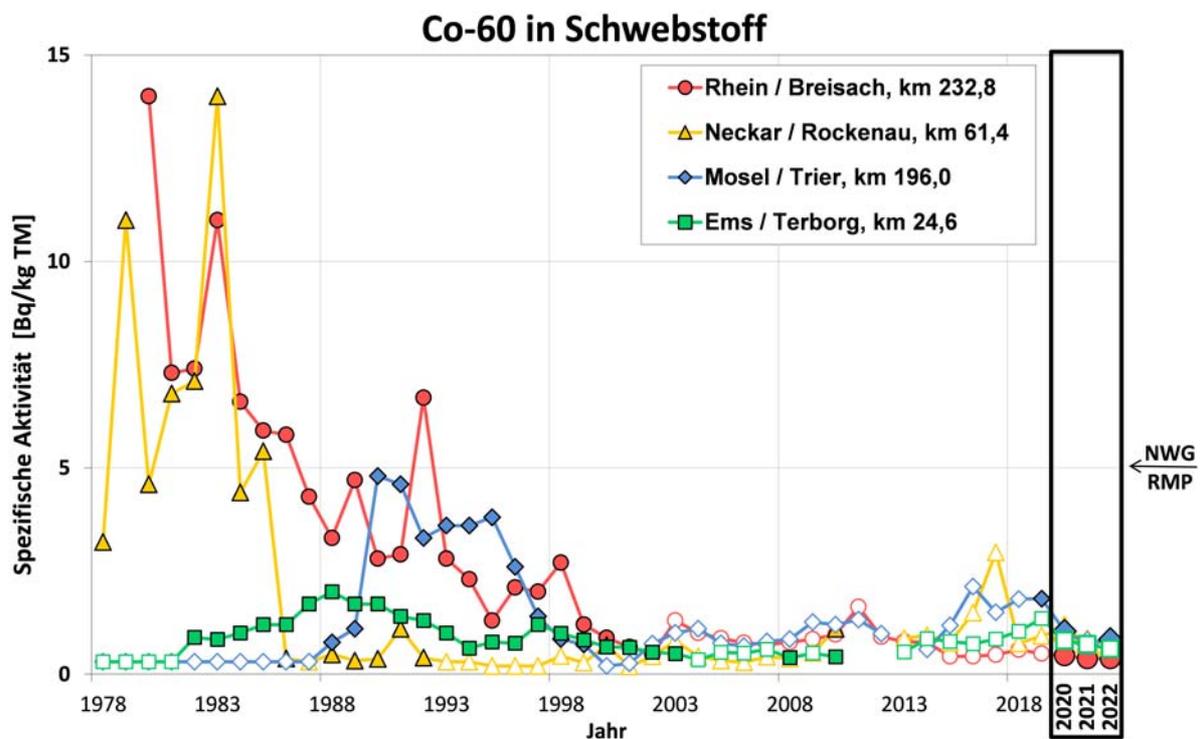
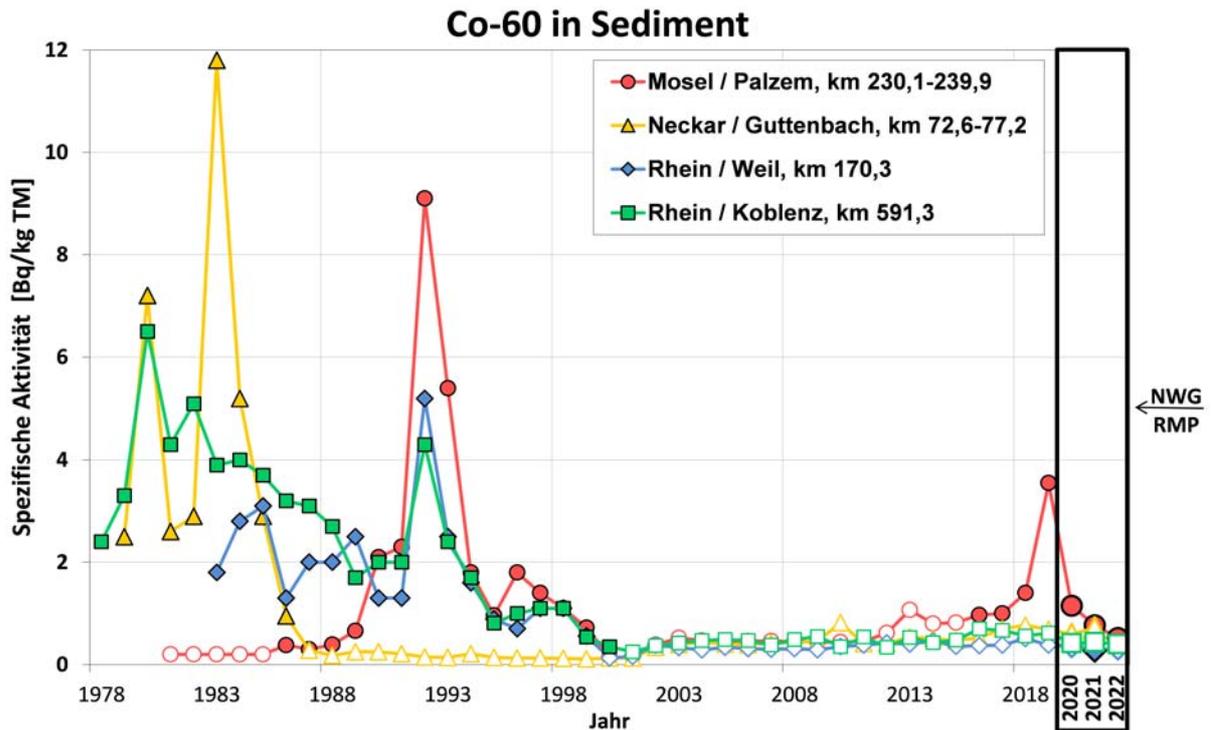


Abbildung 6.7

Zeitlicher Verlauf der spezifischen Aktivitäten (Bq/kg TM) von ^{60}Co in Schwebstoffproben ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte) mit hervorgehobenen Werten für den Berichtszeitraum. Weißer Symbolinhalt kennzeichnet Datensätze mit allen Werten <NWG

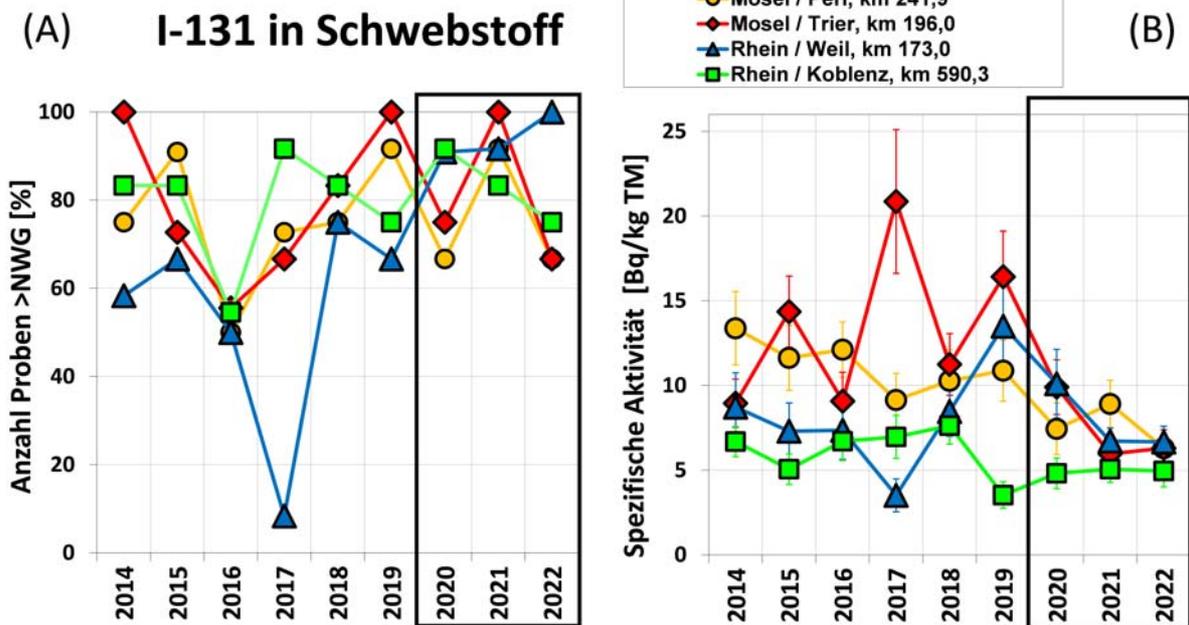
Quelle: Bundesanstalt für Gewässerkunde



Quelle: Bundesanstalt für Gewässerkunde

Abbildung 6.8

Zeitlicher Verlauf der spezifischen Aktivitäten (Bq/kg TM) von ⁶⁰Co in Sedimentproben ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte) mit hervorgehobenen Werten für den Berichtszeitraum. Weißer Symbolinhalt kennzeichnet Datensätze mit allen Werten <NWG



Quelle: Bundesanstalt für Gewässerkunde

Abbildung 6.9

Zeitlicher Verlauf von ¹³¹I in Schwebstoffproben ausgewählter Binnengewässer mit hervorgehobenen Werten für den Berichtszeitraum: (A) Anteil der Proben mit Messwerten oberhalb der NWG und (B) Jahresmittelwerte der spezifischen Aktivitäten (Bq/kg TM). Fehlerbalken kennzeichnen die gemittelte Messungengenauigkeit