

Projektbericht

Interaktionen zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser entlang von Bundeswasserstraßen am Beispiel der Mosel

Prozessverständnis und Tracertechniken

16.01.2025

BfG-2205

S. Mischel, M. Engel, S. Quanz,
M. Schlüsener, A. Wick, A. Schmidt,
D. Radny



BfG Bundesanstalt für
Gewässerkunde

Projektbericht

Interaktionen zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser entlang von Bundeswasserstraßen am Beispiel der Mosel

Prozessverständnis und Tracertechniken

Akronym / Kurztitel OGIMo / Oberflächen- und Grundwasser-Interaktionen entlang der Mosel

Autoren /-innen Mischel, Simon; Engel, Michael; Quanz, Sabrina; Schlüsener, Michael; Wick, Arne; Schmidt, Axel; Radny, Dirk

Bundesanstalt für Gewässerkunde

Referat G1 – Grundsatzfragen der qualitativen Gewässerkunde

Referat G2 – Gewässerchemie

Referat G4 – Radiologie und Gewässermonitoring

Themenschwerpunkt Ökologische Gewässerentwicklung

Forschungsart Angewandte Forschung

Mittelgeber BMDV
Invalidenstraße 44
10115 Berlin
E-Mail poststelle@bmdv.bund.de

Projekt-Laufzeit 01.03.2020 bis 30.04.2023

Projekt-Nummer M39610204064

BfG-Berichtsnummer BfG-2205

DOI **10.5675/BfG-2205**

Impressum

Herausgeber Bundesanstalt für Gewässerkunde
Am Mainzer Tor
56068 Koblenz

Telefon +49 261 1306-0
Telefax +49 261 1306-5302

E-Mail posteingang@bafg.de
Internet www.bafg.de

Ansprechperson Dr.-Ing. Dirk Radny
radny@bafg.de
+49 261 1306-5092

Weitere Beteiligte Dr. Axel Schmidt: Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz, Referat G4
Dr. Arne Wick, Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz, Referat G2

Zitiervorschlag MISCHEL, S., ENGEL, M., QUANZ, S., SCHLUESENER, M., WICK, A., SCHMIDT, A., RADNY, D. (2025): Interaktionen zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser entlang von Bundeswasserstraßen am Beispiel der Mosel – Prozessverständnis und Tracertechniken. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz. BfG-2205. DOI: 10.5675/BfG-2205.

Bildnachweis Titelseite Simon Mischel

Inhaltsverzeichnis

Impressum	3
Inhaltsverzeichnis	4
Zusammenfassung / Summary	6
Kurzfassung deutsch.....	6
Executive summary	7
1 Einleitung	8
1.1 Veranlassung	8
1.2 Hintergrund	8
1.3 Forschungsfragen und Arbeitshypothesen	10
2 Beschreibung des Untersuchungsgebietes	12
2.1 Geographie, Hydrologie und Geologie des Untersuchungsgebietes.....	12
2.2 Hydrogeologie und Wasserhaushalt	15
2.3 Ausbau zur Bundeswasserstraße und anthropogene Einflüsse	16
2.4 Detailstandort Lehmen	17
3 Grundlagen	20
3.1 Stoffeintrag und -transport: Oberflächenwasser	20
3.2 Stoffeintrag und- transport: Grundwasser.....	20
3.3 Oberflächen-Grundwasser-Interaktion an Bundeswasserstraßen.....	22
3.4 Eigenschaften der genutzten Tracer.....	23
3.4.1 Elektrische Leitfähigkeit und Haptionen.....	25
3.4.2 Stabile Wasserisotope	25
3.4.3 Tritium	26
3.4.4 Radon.....	27
3.4.5 Organische Spurenstoffe	27
4 Methodik.....	28
4.1 Standort der Probennahmen.....	28
4.1.1 Oberflächenwasser	29
4.1.2 Grundwasser.....	31
4.1.3 Grundwasser- und Oberflächenwasser-Beprobungspunkte am Detailstandort Lehmen ...	32
4.1.4 Sedimentbeprobung.....	33
4.2 Analytik.....	33
4.2.1 Haptionen und Metall(oid)e.....	34
4.2.2 Ionenbilanz.....	35
4.2.3 DOC	35
4.2.4 Stabile Wasserisotope	35
4.2.5 Radon.....	36
4.2.6 Tritium	37
4.2.7 <i>End-member mixing</i> zur Quantifizierung influenter Verhältnisse entlang der Mosel.....	37

4.2.8	Das Modell Finiflux zur Abschätzung von Grundwasserzustrom entlang der Mosel.....	38
4.2.9	Organische Spurenstoffe	38
5	Ergebnisse und Diskussion	39
5.1	Hydrochemische Charakterisierung des Oberflächen- und Grundwassers entlang der Mosel	39
5.1.1	Oberflächenwasser	40
5.1.2	Summarische Betrachtung von Spurenstoffen entlang der Mosel	43
5.1.3	Grundwasser	46
5.2	Detailstandort Staustufe Lehmen.....	49
5.2.1	Grundwasserstand, -fließrichtung und -fließgeschwindigkeit im Bereich der Staustufe Lehmen	49
5.2.2	Weiterführende Betrachtung der GW-Situation anhand ausgewählter physiko-chemischer und hydrochemischer Parameter.....	52
5.2.3	Quantifizierung der influenten Verhältnisse	57
5.3	Oberflächen-Grundwasser-Interaktionen (OGI) entlang der Mosel.....	58
5.3.1	Charakterisierung von OW und GW mit Hilfe von $\delta^{18}\text{O}$, Tritium und Radon	58
5.3.2	Effluente Verhältnisse auf der Einzugsgebietsskala.....	61
5.3.3	Influente Verhältnisse auf der Einzugsgebietsskala	63
5.3.4	Diskussion der Modellunsicherheiten	64
6	Schlussfolgerungen.....	67
6.1	Bewertung der im Projekt verwendeten Tracer	67
6.2	Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Untersuchungsgebiete und -standorte	70
6.3	Konzeptionelles Modell	70
6.4	Methodenkritik.....	71
6.4.1	Großräumliche Identifizierung von effluenten Verhältnissen mittels Untersuchungen des OW während Schiffsbefahrungen	71
6.4.2	Identifizierung von influenten Verhältnissen mittels GW- und OW-Beprobung	72
7	Ausblick	74
	Abbildungsverzeichnis	77
	Tabellenverzeichnis	82
	Literaturverzeichnis	84
	Anhang	94
A1	Grundwassermessstellen.....	94
A2	Übersicht der georeferenzierten Wasserstands- und Hydrochemie-Daten	107

Zusammenfassung / Summary

Kurzfassung deutsch

Wasserbauliche Maßnahmen (z. B. Schleusen) verändern die hydraulischen Randbedingungen an Flüssen und damit auch die Interaktion zwischen Oberflächenwasser (OW) und Grundwasser (GW). Die Auswirkungen solcher Veränderungen sowie deren Relevanz für den Stoffhaushalt sind vor allem in Bezug auf größere, anthropogen veränderte Flussläufe bislang kaum untersucht. Ziel des OGIMo-Projektes war es, das derzeitige Wissen über die Wechselwirkungen zwischen OW und GW an BWaStr zu vertiefen. Hierfür wurden einerseits großmaßstäbliche Untersuchungen entlang des deutschen Teils der staugeregelten Mosel (insg. 242 km) durchgeführt sowie andererseits Detailuntersuchungen an der Staustufe Lehmen (Mosel-km 20,8). Neben dem OW-bürtigen Tritium als Tracer für einen OW-Zustrom ins GW und dem GW-bürtigen Radon als Tracer für einen GW-Zustrom zum OW wurden auch stabile Isotope sowie organische Spurenstoffe und deren Transformationsprodukte (TPs) als im System vorhandene OW-GW-Tracer verwendet.

Die Auswertung der Konzentrationen von Radon im OW sowie von Tritium im GW zeigte sich als grundsätzlich geeignet, OW-GW-Interaktionszonen großmaßstäblich zu identifizieren. Allgemein kann geschlussfolgert werden, dass die Zonen erhöhten GW-Eintrages ins OW neben den grundsätzlich steuernden hydraulischen Randbedingungen an geologische Haupteinheiten sowie an Störungszonen geknüpft sind. GWM mit relevanter OW-GW-Interaktion konnten daneben nur im Bereich der Staustufe Lehmen identifiziert werden (s. u.). Modellsimulationen mit FINIFLUX (Modell zur quantitativen Analyse von GW-Einträgen in das OW, Universität Bayreuth) auf Grundlage der Radonkonzentrationen zeigen einen GW-Anteil am Moselwasser von etwa 1 %, wobei die Quantifizierung des Grundwasserzustroms zur Mosel mit einem großen Fehler behaftet ist, da sich unterschiedliche methodische Limitierungen addieren (u. a. u. a. statische Probennahmetiefe in der Mosel).

Dass der künstlich erzeugte Gradient zwischen Oberwasser und Unterwasser zu einer verstärkten Interaktion zwischen OW und GW führt – mit influenten Bedingungen im Oberwasser und effluenten Bedingungen im Unterwasser – konnte mit Tritium an der Staustufe Lehmen nachgewiesen und mit Hilfe der Auswertungen organischer Spurenstoffkonzentrationen im GW untermauert werden. Für den Standort Lehmen ergab sich ein OW-Anteil von minimal 10 bis maximal 100%. Die erhobenen Daten legen dabei nahe, dass der Zustrom von OW ins GW diffus im Oberwasser der Staustufe erfolgt und das infiltrierte Wasser längere Zeit uferparallel Richtung Unterwasser der Staustufe strömt.

Influente Bedingungen konnten in OGIMo durch den eindeutigen OW-Tracer Tritium nachgewiesen werden. Die hohen Konzentrationen zahlreicher typischer abwasserbürtiger Spurenstoffe wie Carbamazepin, Tramadol und Sucralose im GW vom Detailstandort Lehmen belegen konsistent zu den Tritiumergebnissen die dortigen influenten Verhältnisse. Die Eignung dieser Stoffe zur eindeutigen Identifizierung des Grundwasserzustroms ist jedoch durch die Möglichkeit des (zusätzlichen) Eintrags über z. B. Leckagen von Abwasserleitungen begrenzt.

Die Untersuchung der Verhältnisse von Tramadol und dessen TPs am Detailstandort Lehmen hat daneben gezeigt, dass die Analyse von organischen Spurenstoffen, deren Abbauverhalten bekannt ist, wertvolle Zusatzinformationen zu Abbauprozessen und Milieubedingungen liefern können. Ein großes Potential in dieser Hinsicht hat die Analyse chiraler Substanzen, da im Falle eines enantioselektiven Abbaus, durch die Bestimmung der Enantiomerenverhältnisse eindeutig biologische Abbauprozesse unabhängig von einer Verdünnung identifiziert werden können.

Executive summary

Hydraulic engineering measures (e.g., locks) alter the hydraulic conditions of rivers, thereby affecting the interaction between surface water (SW) and groundwater (GW). The effects of such changes and their relevance for the interaction between SW and GW have been scarcely investigated, especially concerning larger, anthropogenically modified rivers. The aim of the OGIMo project was to deepen current knowledge about the interactions between SW and GW at federal waterways. For this purpose, extensive investigations were conducted along the German part of the dam-regulated Moselle River (totaling 242 km), as well as detailed studies at the Lehmen dam site (Moselle-km 20.8). In addition to tritium from SW as a tracer for SW inflow into GW and radon from GW as a tracer for GW inflow into SW, stable isotopes as well as organic micropollutants and their transformation products (TPs) were used as SW-GW tracers present in the system.

The evaluation of radon concentrations in SW as well as tritium in GW proved to be fundamentally suitable for identifying large-scale SW-GW interaction zones. In general, it can be concluded that zones with increased GW inflow into SW are linked not only to generally controlling hydraulic boundary conditions but also to geological units and fault zones. Observation wells with significant SW-GW interaction could only be identified in the area of the Lehmen dam (see below). Model simulations using FINIFLUX (a model for the quantitative analysis of GW inflows into SW, University of Bayreuth) based on radon concentrations indicate a GW fraction in the Moselle water of about 1%. However, quantifying the groundwater inflow to the Moselle is subject to a large error due to the aggregation of different methodological limitations (including, among others, static sampling depth in the Moselle).

The artificially induced gradient between upstream and downstream water leads to an intensified interaction between SW and GW—with influent conditions in the upstream water and effluent conditions in the downstream water—demonstrated using Tritium at the Lehmen dam and supported by evaluations of organic micropollutant concentrations in the GW. For the Lehmen site, a SW fraction ranging from a minimum of 10% to a maximum of 100% was determined. The collected data suggest that the inflow of SW into GW occurs diffusely in the upstream water of the dam and that the infiltrated water flows parallel to the bank for an extended period towards the downstream water of the dam.

Influent conditions were confirmed through the distinct SW tracer Tritium. The high concentrations of numerous typical wastewater-derived micropollutants such as carbamazepine, tramadol, and sucralose in the GW from the Lehmen site consistently support the influent conditions found in conjunction with the Tritium results. The suitability of these substances for the identification of groundwater inflow is limited due to the possibility of (additional) entry through e.g. leaks in wastewater pipelines.

The examination of tramadol and its transformation products (TPs) at the Lehmen site has shown that the analysis of organic micropollutants, whose degradation behavior is known, can provide valuable additional information on degradation processes and environmental conditions. The analysis of chiral substances holds significant potential in this regard, as in the case of enantioselective degradation, determination of enantiomeric ratios can unequivocally identify biological degradation processes independent of dilution.

1 Einleitung

Das Projekt „Oberflächen-Grundwasser-Interaktionen entlang der Mosel“ (OGIMo) wurde im Rahmen der 3. TG02-Förderphase von März 2020 bis Februar 2023 durch das Bundesministerium für Digitales und Verkehr (BMDV) finanziert und an der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) in den Referaten G1– Grundsatzfragen der qualitativen Gewässerkunde; G2 – Gewässerchemie sowie G4 – Radiologie und Gewässermonitoring bearbeitet. Der Fokus der Betrachtung lag auf dem rund 240 km langen deutschen Flussabschnitt der Mosel als Bundeswasserstraße (BWaStr).

1.1 Veranlassung

Interaktionen zwischen den Kompartimenten Oberflächenwasser (OW) und Grundwasser (GW) sind räumlich und zeitlich variabel und werden u. a. von geologischen, geomorphologischen und hydrogeologischen Eigenschaften des Flussbettes und der Umgebung im Einzugsgebiet eines Flusses beeinflusst. Bei den Wechselwirkungen zwischen OW und GW kommt es zum stofflichen Austausch zwischen beiden Kompartimenten. Kenntnisse über die hierbei stattfindenden Stofftransportprozesse sind für die Wasserqualität, Gewässerökologie und Wasserwirtschaft wichtig (Abbott 2016, Bouchez 2021). Die enge Verknüpfung von Strömungsverhalten (Hydraulik) und Wasserqualität ist von großer Bedeutung, u. a. bei Fragen der Trinkwassergewinnung aus Uferfiltrat, aber auch bei Auswirkungen auf die Lebensbedingungen in Auen. Der Schwerpunkt der Arbeiten zu OW-GW-Interaktionen (OGI) im limnischen Bereich bezog sich bisher vor allem auf Untersuchungen in und an Seen, Bächen und kleineren Flussabschnitten. Untersuchungen in größeren limnischen Systemen wie Bundeswasserstraßen fanden bislang nur in begrenztem Umfang statt (z. B. Schubert et al. 2020). Da jedoch Veränderungen in morphologischen Strukturen (z. B. durch Neubau von Schleusen, Rückbau von Wehren oder Renaturierungen) zu nachhaltigen Veränderungen der hydraulischen Randbedingungen an BWaStr führen können, sind Kenntnisse über die Auswirkungen solcher Maßnahmen im Hinblick auf Strömungs- und Transportprozesse bei der OGI von großem Interesse. Die Kenntnis dieser Prozesse ermöglicht bestenfalls, potentielle Quellen oder Senken von anthropogenen Stoffen zu identifizieren, die bei Eingriffen in die Gewässermorphologie mobilisiert werden könnten. Organische Spurenstoffe (auch organische Mikroverunreinigungen oder Mikroschadstoffe genannt) wie z. B. Pflanzenschutzmittel oder Arzneimittel sind anthropogen eingetragene Stoffe, die vermehrt sowohl im OW und GW als auch teilweise im Trinkwasser detektiert werden und im Projekt untersucht wurden. Diese Stoffe kommen üblicherweise in sehr geringen Konzentrationen im Gewässer vor (meist im unteren $\mu\text{g/L}$ -Bereich) und können trotz der sehr niedrigen Konzentrationen sowohl nachteilige Wirkungen auf aquatische Organismen haben, aber auch die chemische Qualität des zur Trinkwassergewinnung verwendeten Rohwassers negativ beeinflussen (IKSR 2010). Soll eine aufwändige Trinkwasseraufbereitung vermieden werden, ist es unerlässlich die Transport- und Transformationsprozesse des Stoffeintrags in das Grundwasser möglichst genau zu kennen (LAWA-AO 2016).

1.2 Hintergrund

Die Betrachtung der Systeme OW und GW wandelte sich im Laufe der Zeit von einer unabhängigen (OW und GW als getrennte Kompartimente) zu einer integralen und interdisziplinären Betrachtungsweise (OW und GW als eine verbundene Ressource; Winter 1998, Schirmer et al. 2014). Interaktionen zwischen OW und GW stellen eine wichtige Steuergröße des Wasserkreislaufs dar, weil sie das Bindeglied zwischen dem Einzugsgebiet und dem Gewässernetz bilden (Jencso et al. 2009). Insbesondere am Beispiel von Zu- und Abflüssen in der Auenlandschaft wird der Austausch von OW und GW

deutlich (Kalbus et al. 2006). Dieser Austausch erstreckt sich über verschiedene räumliche Skalen, nämlich Einzugsgebiet, Tal, Flussabschnitt und Standort/Habitat (Bisson et al. 2017). Hierbei kommt der hyporheischen Zone, den ersten Zentimetern der Sedimentschicht im Fluss, eine besondere Bedeutung zu. In dieser Schicht wirken u. a. hydrologische und biogeochemische Prozesse, die einen großen Einfluss auf den Chemismus des durch diese Zone strömenden Wassers haben können (Sophocleous 2002, Lerner et al. 2009, Winter et al. 1995).

Die Oberflächen-Grundwasser-Interaktionen sind komplex, sodass sich daraus auch vielfältige Typologien ergeben können (Dahl et al. 2007). Nach Winter (1998) liegen folgende Steuerungsfaktoren der OGI vor: i) der Wasserstand und der daraus resultierende hydraulische Gradient zwischen Vorfluter und Grundwasserkörper, ii) die hydraulische Leitfähigkeit der hyporheischen Zone sowie iii) die Geologie, die Lage und die Geometrie des Flussbettes.

Die OGI können vereinfacht wie folgt zusammengefasst werden:

- 1) GW speist OW, indem es dem hydraulischen Gradienten vom Grundwasserkörper in den Vorfluter folgt. Es handelt sich hierbei um effluente Verhältnisse. Diese Verhältnisse stellen den am häufigsten vorkommenden Typ an OGI dar (Jasechko 2016). Das Grundwasser kann demnach die Hydrochemie des Flusses beeinflussen (Abbildung 1A).
- 2) OW fließt in den Grundwasserkörper, wenn der Wasserstand im Vorfluter höher liegt als derjenige im angrenzenden Grundwasserkörper. Diese als influente Verhältnisse bezeichnete Situation tritt bei Hochwässern auf oder wenn das Flussbett topographisch höher liegt als das Umland (Abbildung 1B). Auch bei der Trinkwassergewinnung aus Uferfiltrat, wo ein künstlicher Gradient vom OW in Richtung GW durch einen ufernah positionierten Förderbrunnen geschaffen wird, bestehen diese Verhältnisse (z. B. Hiscock & Grischek 2002, Tufenkji et al. 2002).
- 3) Das Flussbett kann in der ungesättigten Zone des Grundwasserleiters (GWL) liegen und damit nicht direkt mit dem Grundwasserkörper verbunden sein. Es liegt nach Winter (1998) ein entkoppeltes System vor (Abbildung 1C), die Infiltration von OW erfolgt über die ungesättigte Zone in den GWL.
- 4) Effluente und influente Verhältnisse liegen im selben Flussabschnitt vor, sie wechseln sich kleinräumig ab (Winter et al. 1999).
- 5) Eine Sonderstellung nimmt der parafluviale Fluss ein, der häufig in Überflutungsflächen mit hohem, unverfestigtem Schotteranteil vorkommt und sich auf einer räumlichen Skala von Metern bis einigen hundert Metern erstrecken kann. Im oberen Bereich der parafluvialen Zone geht Flusswasser in den Grundwasserkörper über, fließt parallel zur Fließrichtung des Flusses und tritt im unteren Bereich wieder in den Fluss ein (Cartwright und Hofmann 2016).

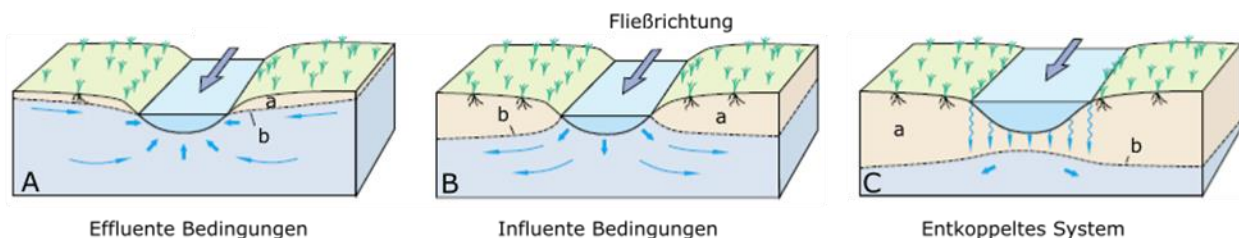


Abbildung 1 A: Grundwasser speist den Fluss, es herrschen effluente Verhältnisse. B: Flusswasser fließt zum Grundwasser, es herrschen influente Bedingungen. C: Im entkoppelten System ist der Fluss durch eine Sickerwasserzone vom Grundwasser getrennt. Verändert nach Winter 1998.

Aufgrund der Relevanz von OGI wurde umfassende Forschung zur Entwicklung neuer und verbesserter Methoden zur Beschreibung der OGI betrieben (Fleckenstein et al. 2010, Lewandowski et al. 2020). Insbesondere im Bereich der Tracer gibt es vielfältige Anwendungsmöglichkeiten, zum Beispiel nutzen Cirpka et al. (2007) die spezifische elektrische Leitfähigkeit und die Temperatur, um Fließzeiten von infiltrierendem OW im Grundwasserleiter zu ermitteln. Strasser et al. (2017) verwenden unter anderem Fluoreszenztracer, um Fließwege und -zeiten an einer Staustufe zu bestimmen. Andere Arbeiten verwenden stabile und radioaktive Isotope (z. B. Sauerstoff- und Wasserstoffisotope), um Flusswasserinfiltration zu untersuchen (Stichler et al. (1986)). Tritium wird bei Michel (2004) und Hoffmann et al. (2011) verwendet, um Wasserbilanzen großer Flusssysteme abzuschätzen. Radon als weiteres radioaktives Isotope wird von Cook (2013) genutzt, um Grundwasserzufluss in Flusssysteme zu quantifizieren und Schmidt et al. (2010) nutzen diesen Tracer an borealen Seen. Frei und Gilfedder (2015) verwenden Radon, um mit Hilfe des Modells FINIFLUX den Grundwasserzustrom zu quantifizieren. Dieses Modell wird u. a. von Schubert et al. (2020) verwendet, um Zustrommengen des Grundwassers in die Elbe während Trockenphasen berechnen zu können. Während Gleeson et al. (2018) die Tracer Radon und SF₆ in Kombination mit hydrogeochemischen Parametern verwenden, nutzen Popp et al. (2021) Helium und Radon, um den Grundwasserzustrom an einem Gebirgsfluss zu modellieren. In Bezug auf organische Spurenstoffe erfolgten Untersuchungen zur Relevanz der im Rahmen der Interaktion zwischen OW und GW wirkende biogeochemische Transportprozesse im Zusammenhang mit der Trinkwassergewinnung aus Uferfiltrat (z. B. Burke et al. 2018, Heberer et al. 2004, Hunscha et al. 2013, Müller et al. 2011).

1.3 Forschungsfragen und Arbeitshypothesen

Wie oben beschrieben, bezog sich der Schwerpunkt der bisherigen Arbeiten zu OGI im limnischen Bereich auf Untersuchungen in Seen (Kluge et al. 2007; Schmidt et al. 2010) bzw. Bächen und kleineren Flüssen (z. B. Hunscha et al. 2013; von Freyberg et al. 2014). Untersuchungen in größeren limnischen Systemen wie z. B. BWaStr sind jedoch noch selten.

Vor diesem Hintergrund wurden im Rahmen des vorliegenden Projekts folgende Forschungsfragen aufgestellt:

- Wo sind OW-GW-Interaktionszonen an der Mosel? Lassen sich diese grossmasstäblich identifizieren?
- Welche Indikatoren eignen sich zur Identifikation und Beschreibung von OW-GW-Interaktion auf diesem Massstab?
- Welche quantitative Relevanz haben OW-GW-Interaktionen an der BWaStr Mosel?
- Welche Relevanz haben OW-GW-Interaktionen an Staustufen?
- Lässt sich ein Ersatz für Tritium als Indikator für Strömungsprozesse finden?
- Ist eine Konzeptualisierung von Strömung und Transport möglich?

Zonen entlang eines Flusslaufs, an denen influente Bedingungen herrschen, sind gegenüber einem potentiellen Schadstoffeintrag ins Grundwasser besonders vulnerabel. Sollten in solchen Bereichen besonders schützenswerte Nutzungen wie eine Zone zur Trinkwassergewinnung oder Naturschutzgebiete liegen, kann folgerichtig von Vulnerabilitätszonen gesprochen werden. Um diese Zonen im Untersuchungsgebiet der Mosel zu identifizieren, wurden als Tracer u. a. Tritium und Radon gewählt. Das anthropogen ins OW eingetragene Tritium kommt über Einleitungen von Kühlwasser aus dem Kernkraftwerk (KKW) Cattenom (Frankreich) in die Mosel und tritt in deutlich höheren Konzentrationen auf als in KKW unbeeinflussten Flüssen. Radon wird bevorzugt im GWL gebildet, wird mit dem GW transportiert und gelangt aktiv in den Bereichen mit GW-Zustrom in das Oberflächengewässer

(Unterkapitel 3.4). Aufgrund dieser Rahmenbedingungen lautete eine Arbeitshypothese, dass Tritium als spezifischer Tracer für OW angesehen werden kann und bereits Tritium-Konzentrationen im GW oberhalb der natürlichen Hintergrundkonzentration auf influente Verhältnisse hindeuten (Schubert et al. 2020). Radon ist dagegen geeignet, GW-Zustrombereiche zu identifizieren. Erhöhte Konzentrationen im OW weisen auf effluente Verhältnisse hin (Atkinson et al. 2014; Cook 2013). Als weitere Arbeitshypothese wurde postuliert, dass sich (ausgewählte) Spurenstoffe und deren Abbauprodukte ebenfalls zur Erfassung von OGI und Beschreibung von Stoffumsatzprozessen eignen (Engelhardt et al. 2014; Epting et al. 2018).

2 Beschreibung des Untersuchungsgebietes

2.1 Geographie, Hydrologie und Geologie des Untersuchungsgebietes

Die Mosel entspringt in Frankreich in den Vogesen am Col de Bussang (gelber Stern in Abbildung 2) auf einer Höhe von 735 m NHN. Die Flusslänge beträgt insgesamt 520 km, davon liegen etwa 280 km in Frankreich und 240 km in Deutschland (Busch 1995). Die Mündung der Mosel in den Rhein liegt bei Koblenz auf einer Höhe von 59 m NHN. Der Höhenunterschied von der Quelle bis zur Mündung beträgt 676 m, dabei sind nach einem Viertel der Flussstrecke schon 75 % des Höhenunterschieds durchflossen. Die restliche Fließstrecke hat nahezu ausgeglichene Gefälleverhältnisse (Busch 1995). Das oberirdische Einzugsgebiet der Mosel hat eine Fläche von 28.152 km² (Busch 1995).

Geologisch lässt sich das Einzugsgebiet der Mosel in drei Teilbereiche gliedern (Abbildung 2): Im französischen Teil werden hauptsächlich Gesteine des Jura und der Trias durchflossen. Nach der französischen Grenze werden zuerst die karbonatischen Gesteine wie Kalkstein, Dolomite und Mergel der Trias durchflossen. Die Mosel fließt hier in einem weit geschwungenen Lauf mit sanften Talhängen (Dröge 1995). Im Bereich der Trierer Bucht finden sich Sandsteine und Tonsteine. Dort ist eine weite Talaue mit quartären Flussterrassenablagerungen ausgebildet (Stets 2021). Einige Kilometer hinter Trier, ab Mosel-km 179 bis zur Mündung in Koblenz durchfließt die Mosel das Devon des Rheinischen Schiefergebirges, dort bestimmen Schiefer, Sandsteine und Quarzite den geologischen Aufbau (Laier 1995). Beginnend ab Detzem im Rheinischen Schiefergebirge ist der Flusslauf durch die charakteristischen, teilweise engen Mäander mit Steilhängen und nur kleinräumig ausgebildeter Talsohle gekennzeichnet (Busch 1995). Nach Cochem fließt die Mosel bis zur Mündung in Koblenz wieder im gestreckten Flusslauf, die charakteristischen steilen Talhänge bleiben bestehen. Die Schleuse Lehmen ist in südlicher Richtung unterhalb der Ortschaft Lehmen am linken Moselufer zwischen Steilhängen gelegen, die Flussbreite ist im Oberwasser etwa 280 m, nach der Schleuse verjüngt sich die Breite der Mosel auf 100 m. Den beschriebenen Festgesteinen auflagernd finden sich entlang der gesamten Mosel typische fluviale Sedimente (Alluvionen) mit variierender Mächtigkeit.

Die größten Nebenflüsse auf deutschem Gebiet sind Sauer, Saar und Ruwer. Der Einfluss dieser Nebenflüsse auf die Abflussmenge der Mosel ist in Abbildung 3 gezeigt. Insgesamt sind bei Trier (gestrichelte Linie etwa auf Höhe Mosel-km 190 in Abbildung 3) etwa 85 % des Einzugsgebiets der Mosel repräsentiert. Nach der Saarmündung bei Mosel-km 200 ändert sich der Abfluss nicht mehr wesentlich, sodass das Abflussgeschehen am Pegel Cochem (gestrichelte Linie bei Mosel-km 52) den Unterlauf der Mosel gut wiedergibt (Schwille 1973).

Der Abfluss am Pegel Cochem zeigt eine große Spannweite (Abbildung 4). Der mittlere Niedrigwasserabfluss (MNQ) liegt bei 58,6 m³/s, der mittlere Hochwasserabfluss (MHQ) bei 2010 m³/s und der mittlere Abfluss (MQ) beträgt 312 m³/s. Weitere Daten der offiziellen Pegel an der Mosel sind Tabelle 1 gezeigt. Das langjährige Abflussgeschehen ist als pluvial zu bezeichnen, mit hohen Abflüssen im Winter und niedrigen Abflussmengen im Sommer (Belz et al. 2007). Unterhalb von Trier münden weitere kleinere Flüsse in die Mosel (WSA Trier 2011), die zehn größten Nebengewässer wurden in diesem Projekt beprobt (Abschnitt 4.1).

Zusammen mit der Schleuse Palzem befinden sich 12 Schleusen auf deutschem Gebiet (Abbildung 5). Der Detailstandort Schleuse Lehmen liegt bei Mosel-km 20,8 und ist die vorletzte Schleuse vor der Moselmündung bei Koblenz in den Rhein.

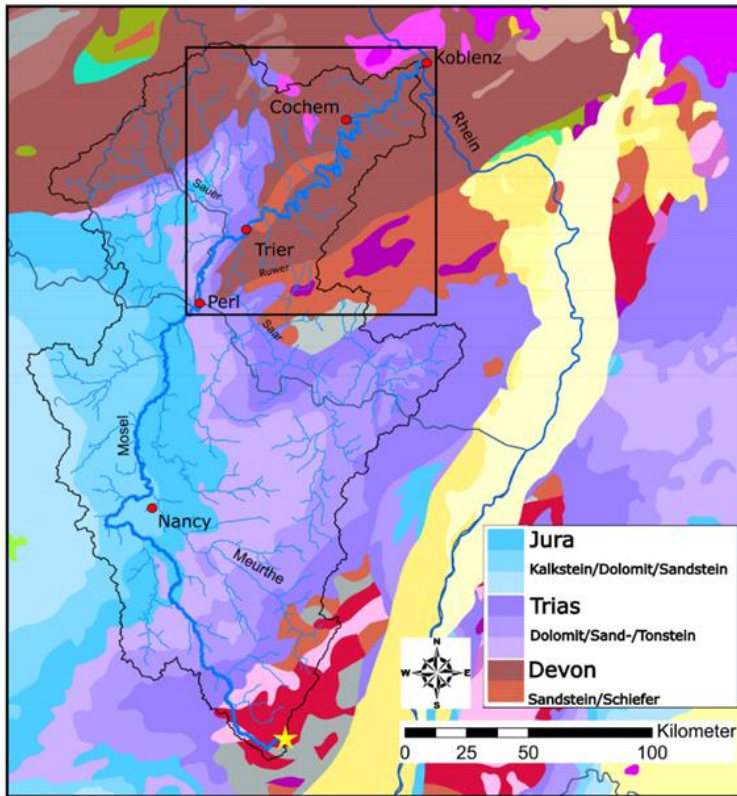


Abbildung 2: Das Einzugsgebiet der Mosel (schwarz umrandet) mit den geologischen Haupteinheiten (Datenquelle: IGME5000, © BGR Hannover, 2007). Der gelbe Stern markiert die Moselquelle in den Vogesen. Das Quadrat markiert das Untersuchungsgebiet im Projekt OGIMo.

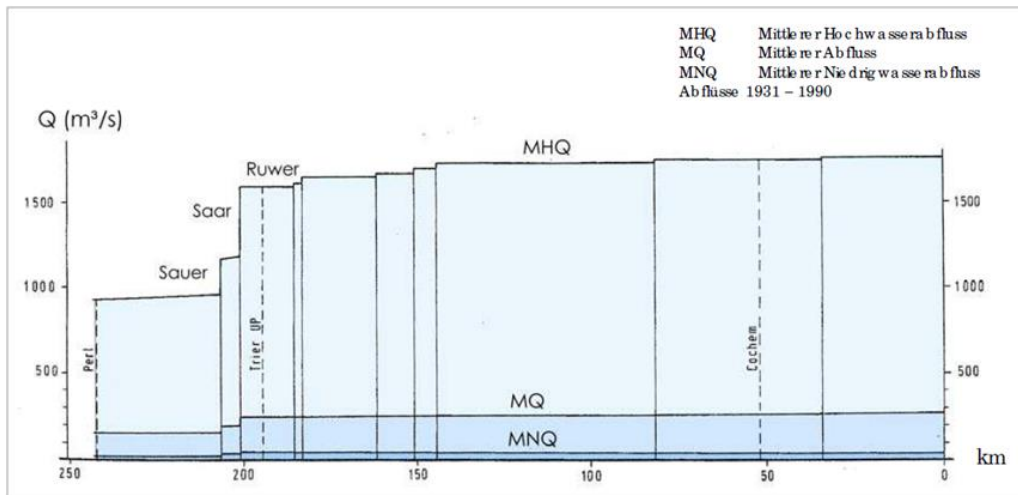


Abbildung 3: Abflusslängsschnitt der Mosel ab Perl (ca. Mosel-km 240) bis Koblenz (Mosel-km 0) auf Basis von Abflussmessungen in der Zeit 1931-1990 (WSD Südwest 2007).

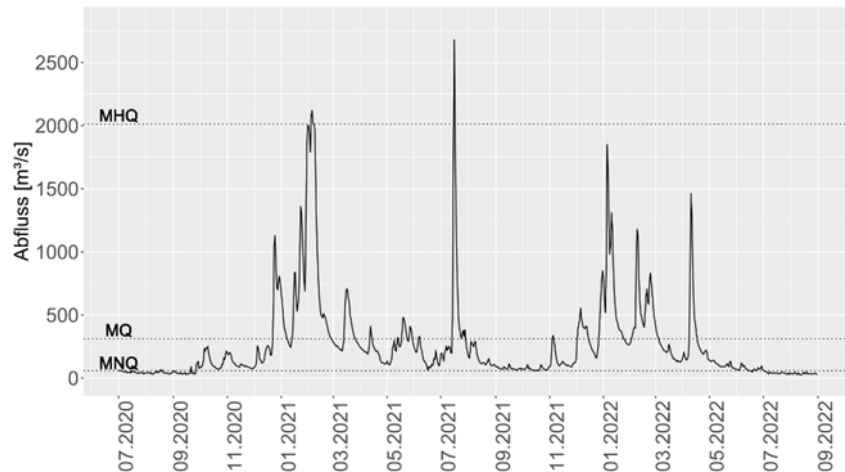


Abbildung 4: Abflussganglinie am Pegel Cochem für den Zeitraum Juli 2020 bis August 2022. Gestrichelte horizontale Linien zeigen MNQ, MQ und MHQ (https://undine.bafg.de/rhein/pegel/rhein_pegel_cochem.html, 03.03.2022). Aufgrund starker Niederschläge am 14. und 15.07.2021 kam es in mehreren Flusseinzugsgebieten zu extremen Hochwässern, am Pegel Cochem wurde in diesem Zeitraum ein maximaler Abfluss von ca. 2680 m³/s erreicht.

Tabelle 1: Kenngrößen der offiziellen Pegel an der Mosel (Datenquelle: UNDINE, BfG (<https://undine.bafg.de/>, Onlinezugriff, 03.03.2022))

Kenngrößen	Pegel Perl	Pegel Trier	Pegel Cochem
Einzugsgebietsgröße (km²)	11'522	23'857	27'088
Pegelnulldpunkt (m NHN)	138,5	121,0	77
Flusskilometer	241,8	195,3	51,6
MNQ (m³/s)	19,3	54	58,6
MQ (m³/s)	149	277	312
MHQ (m³/s)	1'060	1'830	2'010

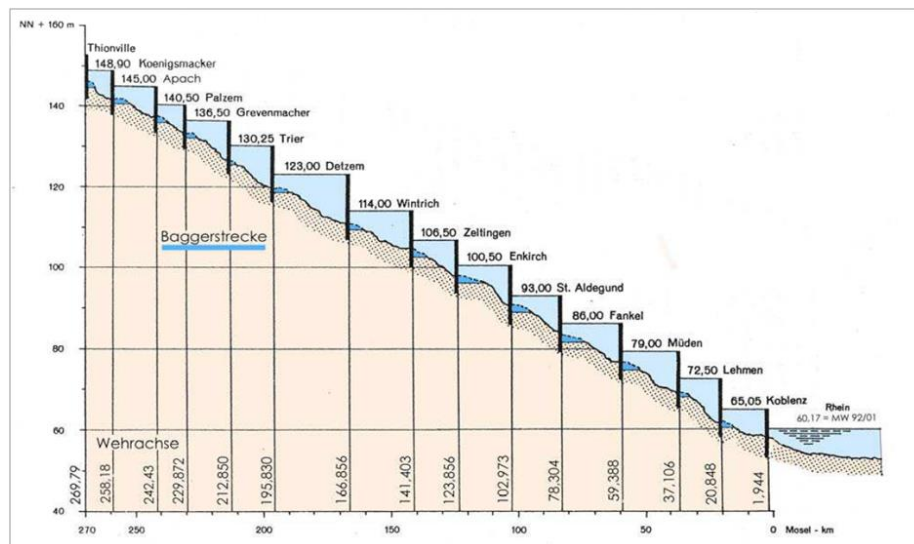


Abbildung 5: Längsschnitt der Mosel von Thionville bei Mosel-km 270 bis Koblenz bei Mosel-km 2 (WSD Südwest 2007). Im Projekt OGIMo wurde der Abschnitt ab Mosel-km 242 untersucht.

2.2 Hydrogeologie und Wasserhaushalt

Die Hydrogeologie im Untersuchungsgebiet ergibt sich aus den drei geologischen Teilbereichen (siehe Unterkapitel 2.1). Oberhalb der Saar-Mündung ist in Dolomit, Mergel und Kalksteinen des Keupers und des Muschelkalks ein karbonatischer Kluft-/Karstgrundwasserleiter ausgebildet. Die hydraulische Durchlässigkeit in diesem Bereich ist sehr variabel und wird mit Durchlässigkeitsbeiwerten (k_r -Werten) zwischen $<10^{-5}$ bis 10^{-3} m/s angegeben (HUEK250 v1.0.3, BGR & SGD 2019). In den quartären Flussterrassenablagerungen der Trierer Bucht sowie den größeren Mosel-Schleifen wie beispielsweise den Gleithängen bei Kenn, Detzem und Piesport liegen Porengrundwasserleiter mit Durchlässigkeitsbeiwerten zwischen 10^{-5} bis 10^{-3} m/s vor. Dagegen ist das Devon des Rheinischen Schiefergebirges durch seine geringe Durchlässigkeit von kleiner 10^{-5} m/s gekennzeichnet.

Die Lage der Grundwasserstellen (GWM), welche im Projekt beprobt wurden, sind in Abbildung 6 dargestellt. Die hydrogeologischen Eigenschaften der Bereiche, in denen die GWM ausgebaut sind, welche in OGIMo regelmäßig beprobt wurden, werden detailliert in Tabelle 2 aufgeführt.

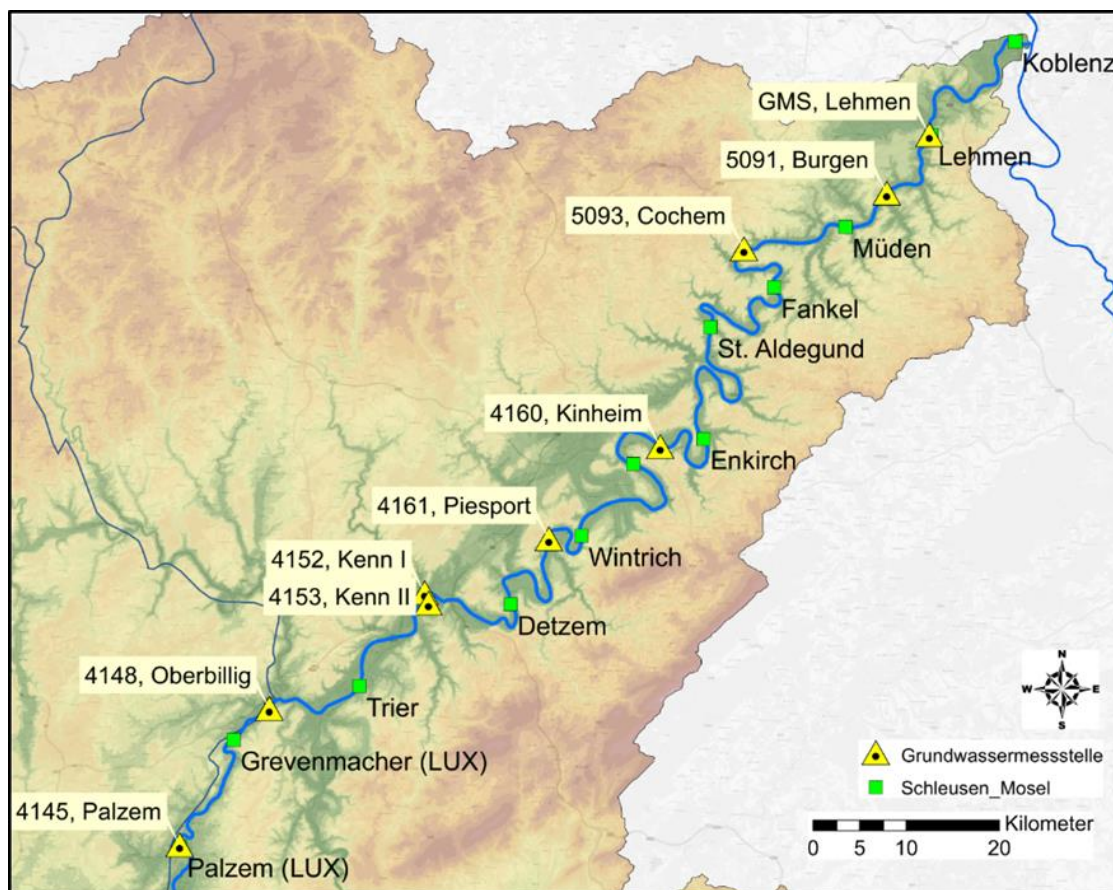


Abbildung 6: Detaildarstellung des Untersuchungsgebiets mit den im Projekt beprobten Grundwassermessstellen (gelbe Dreiecke) und den Schleusen (grüne Quadrate) entlang der Mosel. Hintergrundkarte: SRTM 90m, Jarvis et al 2008; OSM 2022).

Tabelle 2: Hydrogeologische Eigenschaften im Bereich der in OGIMo beprobten GWM entlang der Mosel, zur Lage der GWM vergleiche Abbildung 6. Daten aus HUEK250 v1.0.3, © BGR & SGD 2019). Betreiber der GWM: Landesamt für Umwelt, Mainz; Betreiber der GWM in Lehmen, WSV. Die Angaben zu den GWM am Detailstandort Lehmen finden sich in UnterUnterkapitel 4.1.3.

GWM	Stratigrafie	Verfestigung	Lithologie	k_f -Wert [m/s]
4145, Palzem	Keuper	Festgestein	Tonmergelstein, Dolomit	$<10^{-5}$
4148, Oberbillig	Muschelkalk	Festgestein	Kalkstein	$>10^{-4} - 10^{-3}$
4152, Kenn I 4153, Kenn II 4161, Piesport	Quartär	Lockergestein	Sand- u. Kies, karbonathaltig	$>10^{-5} - 10^{-3}$
4160, Kinheim 5091, Burgen	Devon	Festgestein	Ton- und Schluffstein, geschiefert	$<10^{-5}$
5093, Cochem GWM, Lehmen	Quartär	Lockergestein	Schluff, tonig, humos, Sand, kies	$>10^{-6} - 10^{-4}$

2.3 Ausbau zur Bundeswasserstraße und anthropogene Einflüsse

Hauptnutzung der Mosel als internationale Großschifffahrtsstraße und in Deutschland als BWaStr ist die Schifffahrt, sowohl für Transporte als auch zur touristischen Nutzung. Der Moselausbau zur BWaStr erfolgte in den Jahren 1958-1964. Während dieser Zeit wurde die Mosel auf 392 km für den Frachtverkehr schiffbar gemacht, in dem insgesamt 28 Stauanlagen an der Mosel gebaut wurden, davon 12 auf deutschem Gebiet. Die Breite der Mosel beträgt zwischen 85 bis 220 m, die Tiefe wird mit 3,4 bis 8,6 m angegeben (berechnet aus GIS-Daten der BfG; Peildaten des WSA Koblenz und Trier 2017-2019). Durch den Ausbau zur BWaStr ist eine Fahrrinnenbreite von 40 m und nach der Fahrrinnenvertiefung im Jahr 1999 eine ganzjährige Tiefe von mindestens 3 m sichergestellt (WSA Trier 2011). Die einzelnen Stauhaltungen sind zwischen 17 und 29 km lang (Schwille 1973, WSD Südwest 2007). Kommt es während hoher Wasserstände zum Überschreiten des Stauziels, stellen sich frei fließende Zustände entlang der Moselstrecke ein (WSA Trier 2011). Das Hochwassergeschehen hat sich durch den Moselausbau nicht verändert (WSD Südwest 2007).

Zwischen zwei Schleusen gibt es unterschiedliche Strömungsbereiche: Im Unterstrom einer Schleuse fließt der Fluss frei, dann beginnt der Einfluss der Stauregelung der Unterstrom gelegenen Schleuse. Dieser Punkt wird Stauwurzel genannt. Die Stauwurzel liegt bei Niedrigwasser weiter im Oberwasser von der Schleuse entfernt, bei hohen Wasserständen wandert sie talwärts Richtung Wehr (BfG 2007).

Im Einzugsgebiet der Mosel leben rund 4,2 Mio. Menschen, die mittlere Bevölkerungsdichte beträgt etwa 160 EinwohnerInnen pro Quadratkilometer (Ehlscheid et al. 2002). Die aktuelle Landnutzung im Einzugsgebiet lässt sich über den *Corine Land Cover*-Datensatz ableiten. Etwa 7,5 % der Fläche sind von urbanen Gebieten eingenommen. Der flächenmäßig größte Teil, mit etwa 50,5 %, entfällt auf landwirtschaftliche Nutzflächen, 39 % sind bewaldete Gebiete. Feuchtgebiete und Wasserflächen machen etwa 0,4 % der Fläche aus (Corine Land Cover Datensatz. European Union, Copernicus Land Monitoring Service 2022, European Environment Agency (EEA)). An den Steilhängen des Moseltals wird in großem Umfang Weinbau betrieben. Die landwirtschaftliche Nutzung im Einzugsgebiet der Mosel kann zu einem vermehrten Eintrag von Stickstoff führen, wodurch bei geringer Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung eine Belastung des Grundwassers mit Nitrat entstehen kann. Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln kann ebenfalls zum Eintrag von organischen Spurenstoffen in Oberflächen- und Grundwasser führen. Punktuelle Einleitungen und Verunreinigungen entlang der Mosel können aus den kommunalen und industriellen Kläranlagen stammen. Laut Drewes et al. (2018) liegt der Abwasseranteil in der Mosel in Abhängigkeit vom Abfluss bei 5-20%. Insgesamt sind laut Bewirtschaftungsplans 2016-2021 des Bearbeitungsgebiets Mosel-Saar (IKSMS-CIPMS 2015) 178 Kläranlagen entlang der Mosel gelegen. Diffuse Verunreinigungen sind Stickstoff- und Phosphorverbindungen und Schwermetalle. Diese Einträge sind gleichmäßig über das Einzugsgebiet verteilt (Bewirtschaftungsplan 2016 – 2021, IKSMS-CIPMS 2015).

Nach Ehlscheid et al. (2002) ist die Nutzung von Uferfiltrat durch erhöhte Gehalte an Chlorid, Calcium und Nitrat im Bereich der Mosel stark eingeschränkt. Gründe für die hohen Gehalte sind der Bergbau (Sulfat) und die Salzindustrie (Calciumchlorid) an der Meurthe bei Lothringen in Frankreich (Beisel et al. 2011) sowie die Herstellung von Natriumkarbonat aus der Sodaindustrie bei Nancy (Fleig et al. 2008). Es werden laut Bewirtschaftungsplan 2016 – 2021 dennoch jährlich etwa 8,6 Millionen m³ Oberflächenwasser zur Trinkwassergewinnung entnommen (IKSMS-CIPMS 2015).

2.4 Detailstandort Lehmen

Nahe der Ortschaft Lehmen, bei Moselkilometer 20,8 befindet sich die Schleuse Lehmen (Abbildung 7). Die Schleuse Lehmen wurde in den Jahren 1958 bis 1964 im Rahmen der Schiffbarmachung der Mosel errichtet. Dieser Schleusenstandort wurde im Verlauf des Projektes genutzt, um exemplarisch zu untersuchen, ob die an Schleusenstandorten vorliegenden künstlichen Gradienten zwischen Oberwasser und Unterwasser zu einer verstärkten Interaktion zwischen OW und GW führen und ob sich diese Interaktion auch in den Daten der Hydrochemie belegen lässt.

Alle Schleusen entlang der Mosel sind identisch aufgebaut, es gibt eine Schleusenkammer, eine Bootschleuse und ein Sektorwehr mit 2 bis 3 Wehrfeldern. Zur rechten Flussseite hin angeschlossen ist ein Wasserkraftwerk und eine Fischtreppe. Die Schleusenkammer in Lehmen ist, wie bei allen Schleusen entlang der Mosel, 170 m lang, 12 m breit und bietet eine ständige Tiefe von 4 m (WSD Südwest 2007). Die Fallhöhe in Lehmen beträgt 7,65 m. Aufgrund der steigenden Bedeutung der Transportschifffahrt (mehr als 15 Mio. Tonnen Fracht pro Jahr) und der damit einhergehenden Steigerung der Anzahl der Schiffe sollen alle Schleusen entlang der Mosel erweitert werden und eine zweite Schleusenkammer erhalten. Im Jahr 2011 gab es dazu eine Umweltverträglichkeitsuntersuchung (UVU), um den Einfluss und die Umweltauswirkungen der Erweiterung der Schleuse zu untersuchen. Erste Arbeiten, wie der Bau des Vorhafens, begannen 2016.

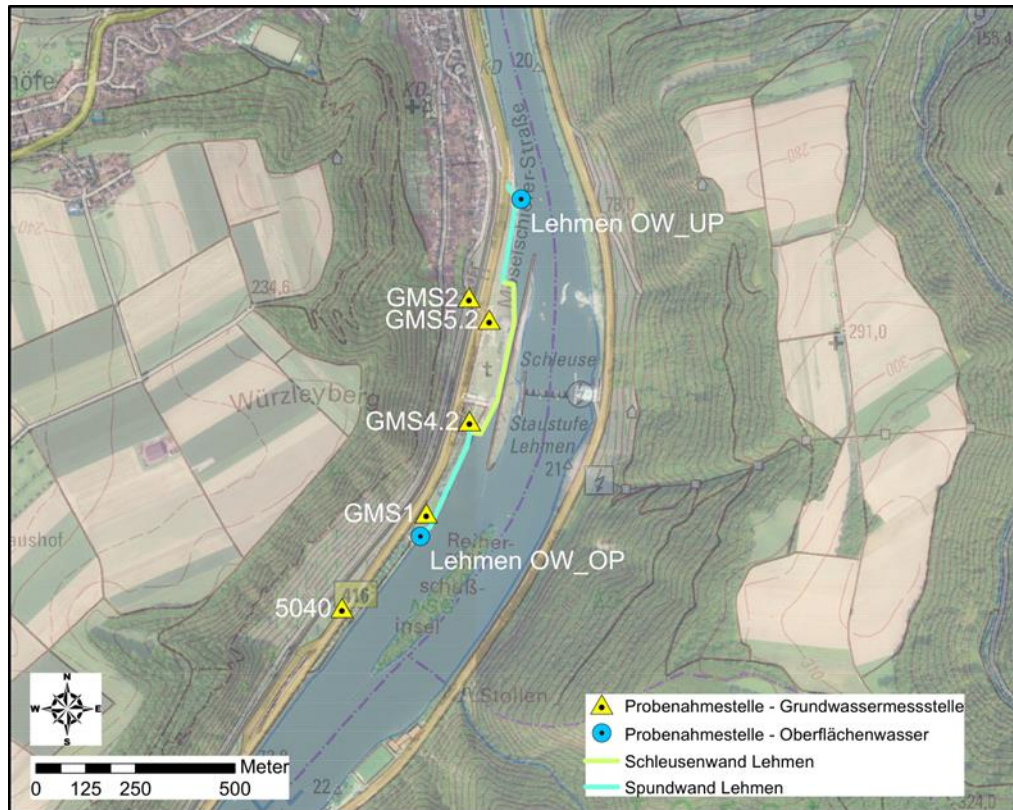


Abbildung 7: Standort Schleuse Lehmen. Die gelben Dreiecke markieren den Standort der beprobten GWM, die blauen Kreise markieren die Probenahmestellen für OW. Zusätzlich als Linien sind die Spund- und Schleusenwände eingezeichnet. Digitales Orthophoto und Digitale Topographische Karte 1:25 000: Geobasisdaten: © GeoBasis-DE / BKG 2023.

Alle Schleusen entlang der Mosel sind identisch aufgebaut, es gibt eine Schleusenkammer, eine Bootschleuse und ein Sektorwehr mit 2 bis 3 Wehrfeldern. Zur rechten Flussseite hin angeschlossen ist ein Wasserkraftwerk und eine Fischtreppe. Die Schleusenkammer in Lehmen ist, wie bei allen Schleusen entlang der Mosel, 170 m lang, 12 m breit und bietet eine ständige Tiefe von 4 m (WSD Südwest 2007). Die Fallhöhe in Lehmen beträgt 7,65 m. Aufgrund der steigenden Bedeutung der Transportschifffahrt (mehr als 15 Mio. Tonnen Fracht pro Jahr) und der damit einhergehenden Steigerung der Anzahl der Schiffe sollen alle Schleusen entlang der Mosel erweitert werden und eine zweite Schleusenkammer erhalten. Im Jahr 2011 gab es dazu eine Umweltverträglichkeitsuntersuchung (UVU), um den Einfluss und die Umweltauswirkungen der Erweiterung der Schleuse zu untersuchen. Erste Arbeiten, wie der Bau des Vorhafens, begannen 2016. Weitere Arbeiten sind derzeit jedoch sistiert.

Die Staustufe Lehmen liegt geologisch im Rheinischen Schiefergebirge, das Ausgangsgestein besteht aus quarzitischem Sandstein und tonig-schluffigem Schiefergestein aus dem Devon. Überlagernd haben sich Schotterterrassen während des Quartärs ausgebildet. Darüber liegt Auelehme mit unterschiedlicher Mächtigkeit. Die hydrogeologischen Begebenheiten werden nach BAW (2012) durch vier zu differenzierende Schichten bestimmt: Unterhalb einer dünnen, humosen Deckschicht befindet sich aufgeschüttetes Material, welches beim Bau der Schleuse angefallen ist. Die vorherrschende Korngröße ist sandig-schluffig. Diese Schicht ist etwa 0,1 – 0,8 m mächtig. Darunter befindet sich Auelehm mit einer Mächtigkeit zwischen 2 und 5 m, der zu unterschiedlichen Anteilen aus feinem Sand, Schluff und Ton besteht. Eine weitere Lage ist durch die Schotterterrassen mit einer Mächtigkeit zwischen 7 und 10 m gegeben, die sich während des Quartärs an der Basis zum Ausgangsgestein entwickelt haben. Dieses Lockermaterial

besteht zu unterschiedlichen Teilen aus Sand und Kies, wobei die Kornfraktion Kies dominiert. Die unterste Lage stellt das Ausgangsgestein aus devonischen Schiefen dar. Die genannten Lagen haben unterschiedliche hydrogeologische Eigenschaften, als wichtige Maßzahl ist hier der Durchlässigkeitsbeiwert k_f zu nennen. Die k_f -Werte der unterschiedlichen Schichten liegen zwischen $2 \cdot 10^{-3}$ im Inselterrassenschotter und $5 \cdot 10^{-9}$ m/s im Auelehm (Tabelle 3, aus BAW 2012).

Tabelle 3: Durchlässigkeitsbeiwerte für die unterschiedlichen hydrogeologischen Einheiten am Standort Lehmen (BAW 2012).

	k _f -Wert [m/s]	
	Unterer Wert	Oberer Wert
Auffüllung	$5 \cdot 10^{-6}$	$4 \cdot 10^{-4}$
Auelehm	$5 \cdot 10^{-9}$	$8 \cdot 10^{-7}$
Inselterrassenschotter	$3 \cdot 10^{-5}$	$2 \cdot 10^{-3}$
Flusssedimente	$9 \cdot 10^{-4}$	$6 \cdot 10^{-3}$

3 Grundlagen

Im Folgenden werden die für die Bearbeitung des OGIMo-Projektes relevanten Grundlagen in kurzer Form dargestellt. Diese stehen in Zusammenhang mit den angewandten Methoden und der darauf aufbauenden Ergebnisdarstellung und Interpretation (Kapitel 4ff.).

3.1 Stoffeintrag und -transport: Oberflächenwasser

Das Oberflächenwasser wird vornehmlich durch Niederschlag im Einzugsgebiet gebildet. Entsprechend stellt der sog. (Land-) Oberflächenabfluss die wichtigste Komponente des OW-Gesamtabflusses dar. Weiterhin – insbesondere in niederschlagsarmen Situationen – kann der Grundwasserzustrom zum OW-Gewässer eine wichtige Komponente darstellen (effluente Verhältnisse, engl. „*gaining conditions*“). Mit dem Grundwasserzustrom werden Stoffe in das GW transportiert. Die Verbindung zwischen OW und GW kann in kleineren, perialpinen Einzugsgebieten den Stoffeintrag und -transport in das OW und damit auch seine quantitativen und qualitativen Eigenschaften bestimmen (Winter 1998; Kirchner 2003; von Freyberg et al. 2018). Das Ausgangsgestein im Einzugsgebiet und der dort ausgebildete Boden sind eine wichtige Quelle von Stoffen, welche Einfluss auf den Charakter des Oberflächenwassers insbesondere in anthropogen unbeeinflussten Systemen haben (Barthold et al. 2011). Zusätzlich kommt die Bodenbewirtschaftung, am Beispiel der Mosel vornehmlich landwirtschaftliche Nutzung (Weinbau) und damit assoziierte Düngung, als anthropogene Stoffquelle für beispielsweise Nitrat oder Pflanzenschutzmittel hinzu. Quellen von anorganischen und organischen Stoffen können daneben u. a. Kläranlagen und Deponien sein (HLNUG 2018). Die Vegetation und biologische Aktivität im Wurzelraum beeinflussen die stoffliche Zusammensetzung des Bodenwassers (Hinsinger et al. 2009). Stoffeinträge aus der Atmosphäre sowie direkte Einleitungen aus Landwirtschaft (u. a. Pestizide, Industrie (Industriechemikalien) und Städten (u. a. Arzneimittel) verteilen sich entsprechend der Fließzeiten und dem Ort der Einleitung über das Gewässernetz (McDonnell et al. 2010; Morgenstern et al. 2010). Massive Überschwemmungen, wie z. B. durch das Hochwasserereignis im Juli 2021 an der Mosel und den Nebengewässern Sauer, Kyll, Salm, und Lieser erfolgt, führten zu vorübergehenden starken Verschlechterungen der chemischen und biologischen Wasserqualität. Dabei spielten auch Verunreinigungen durch z. B. Heizöl, Unrat, Düngemittel und Pflanzenschutzmittel sowie ungeklärte Abwässer eine wichtige Rolle (SGD Nord 2022).

Die saisonale Isotopenzusammensetzung des Niederschlags kann im OW eines Flusses wiedergefunden werden (Ingraham 1998). Die zur isotopischen Fraktionierung führende Verdunstung bewirkt eine Änderung der Isotopenverhältnisse, tritt insbesondere im Sommer bei niedrigerem Abfluss und hoher Verdunstungsrate auf und ist eher typisch für längere Flussläufe (Reckerth et al. 2017). Bestimmte Abflussereignisse wie Hochwasser in Folge einer Schneeschmelze tragen ebenfalls eine charakteristische Isotopenzusammensetzung. Dieses isotopisch eindeutig zuordenbare OW lässt sich im GW nachweisen, wie das Beispiel Lehmen zeigt (Unterkapitel 5.2).

3.2 Stoffeintrag und- transport: Grundwasser

Je nach Art des Gesteins können grundsätzlich drei Arten von GWL unterschieden werden: Poren-, Kluft- und Karst-Grundwasserleiter. Bezogen auf OGIMo sind vornehmlich die durch die Mosel abgelagerten

sedimentären Alluvionen von Bedeutung. Vor diesem Hintergrund erfolgen nachfolgende Beschreibungen nur im Hinblick auf Poren-GWL.

Die in GWM messbaren Wasserstände sind entweder freie GW-Stände eines unbedeckten, freien GWL oder aber die Druckwasserstände eines gespannten GWL. Die Wasserbewegung im GWL folgt dem Druckgradienten von hohen zu niedrigen Potentialen. Sie findet in den durchflusswirksamen, verbundenen Porenräumen des Untergrundes statt. Der durchflusswirksame Porenraum wird mit dem Parameter „effektive Porosität“ n_e beschrieben (Tabelle 4).

Tabelle 4: Effektive, durchflusswirksame Porosität n_e in Abhängigkeit der Korngröße von Sedimenten (HLNUG 2008).

Lithologie	Korngröße [mm]	Effektive Porosität n_e [%]
Ton	≤ 0,002	< 5
Schluff	0,002 – 0,063	5 – 15
Sand	0,063 – 2,0	15 – 35
Kies	2,0 – 63,0	35 – 20
Steine	> 63,0	< 20

Das Grundwasser bewegt sich im Lockergestein in der Regel laminar, das heißt wirbelfrei. Für die laminare Wasserbewegung im Lockergestein formulierte Henry Darcy 1859 das nach ihm benannte Gesetz (Gleichung 1).

$$Q = k_f * F * \frac{\Delta h}{l} = k_f * F * I \quad (1)$$

In Gleichung (1) ist Q der Volumenstrom in m³/s, k_f der gesteinspezifische, nicht direkt messbare Durchlässigkeitsbeiwert [m/s], F die durchströmte Fläche [m²] und I der Gradient zwischen zwei Punkten.

Die Grundwasserfließgeschwindigkeit – auch Abstandsgeschwindigkeit (v_a) genannt - lässt sich nur anhand von sog. Markiersuchen direkt bestimmen, welche in OGIMo jedoch nicht erfolgten. Abschätzungen zur mittleren Abstandsgeschwindigkeit v_a zwischen zwei GWM erfolgten auf Grundlage von validen Annahmen und Literaturwerten für die Parameter Durchlässigkeitsbeiwert k_f und effektive Porosität n_e , in Kombination mit dem gemessenen hydraulischen Gradienten I nach Gleichung (2).

$$v_a = \frac{k_f * I}{n_e} \quad (2)$$

Die Berechnung der Abstandsgeschwindigkeit wurde ausschließlich für den Bereich zwischen GMS1 und GMS4.2 am Standort Lehmen (s. a. Abbildung 7 und Kap. 5.2) umgesetzt, da nur hier von einem Strompfad ausgegangen werden kann.

Mit der Wasserbewegung entlang des Druckgradienten ist der Stofftransport verknüpft. Nach Fetter (1994) finden während des Transports von gelösten Stoffen im Grundwasser Prozesse statt, bei denen diese Stoffe im GW akkumuliert, transformiert und/oder mineralisiert werden können. Neben der reinen Advektion, also die Bewegung eines gelösten Stoffes mit dem Wasserpaket, sind an dieser Stelle die Transportprozesse der hydrodynamischen Dispersion (molekulare Diffusion und mechanische Dispersion) sowie die Retardation von im Wasser gelösten Stoffen zu nennen. Die genannten Transportprozesse haben keinen Einfluss auf die Stoffmasse, welche sich im System Boden-Grundwasser befindet, sondern nur auf

die Stoffausbreitungsdynamik. Lediglich der Transportprozess des (in der Regel mikrobiell katalysierten) Abbaus hat Auswirkung auf die Stoffmenge und kann diese reduzieren.

In diesem Zusammenhang ist auch die hyporheische Zone als Grenzbereich zwischen Flussbett und Grundwasserleiter zu nennen (u. a. Hoehn & Cirpka 2006, Gooseff 2010). In dieser Zone befindet sich Fluss- und Grundwasser, welches zwischen dem Flussbett und dem umgebenden Grundwasserleiter über verschieden lange Fließwege auf einer Skala von wenigen Zentimetern bis einigen Hundert Metern zirkulieren kann (Stonedahl et al. 2010). Diese Zone stellt einen Bereich dar, wo komplexe biogeochemische Umsetzungsprozesse sowie Stoffwechselprozesse ablaufen, so dass sich die Hydrochemie der hyporheischen Zone deutlich von der des Flusswassers und Grundwassers unterscheidet (Fischer et al. 2005). Der hyporheische Fluss tritt neben dem Grundwasserzustrom auf, wobei letzterer um einige Größenordnungen höher ausfallen kann (Bhaskar et al. 2012). Durch Sedimentation kann es zur Kolmation der Gewässersohle kommen, sodass sich dadurch der Grundwasserzustrom auch deutlich abschwächen kann (Blaschke 2003).

3.3 Oberflächen-Grundwasser-Interaktion an Bundeswasserstraßen

Die OGI an BWaStr stellt aufgrund der anthropogenen bzw. wasserbaulichen Eingriffe (z. B. Schleusen, Kraftwerke, Sohlvertiefung, Uferschüttung und -verbauung) im Vergleich zu einem naturbelassenen Flusssystem eine Besonderheit dar. Ebenso führen die kontinuierlichen Instandhaltungsmaßnahmen, die zur Unterhaltung der BWaStr dienen, zu einer dauerhaften Beeinflussung des Flusssystems. Während ein naturbelassener Fluss in der Regel eine hohe Abflussdynamik im Oberlauf entsprechend der hydrologischen Bedingungen im Einzugsgebiet aufweist und dadurch auch der Sedimenthaushalt (mittels Erosion, Transport und Deposition) gesteuert wird (z. B. Phillips 2010), sind abnehmende Sedimentfrachten in einer BWaStr mit niedrigeren Abflüssen in Verbindung zu bringen (Hoffmann et al. 2022).

Einen großen Einfluss an BWaStr haben Staustufen, da diese Bauwerke die hydrologischen Eigenschaften des Flusses entscheidend beeinflussen. Als Folge des wasserbaulichen Eingriffs, den eine Staustufe darstellt, ist zunächst aus hydrologischer Sicht die monatliche und saisonale Abflussdynamik deutlich reduzierter. Schwankungen der Wasserstände im Fluss, ausgelöst durch Hochwasser und Niedrigwasser, können dadurch gedämpft auftreten. Zudem bestehen aufgrund des Aufstaus dauerhaft influente Verhältnisse im Bereich von Wasserkraftwerken und dem Oberwasser von Staustufen (Giebel & Laier 2000), an denen ein ständiges Fließen von Flusswasser in den Grundwasserleiter beobachtet werden kann (Strasser et al. 2017). Direkt nach einer Staustufe schließt sich ein Flussabschnitt an, wo bedingt frei fließende Verhältnisse herrschen. Dieses freie Fließen reicht bis zur sogenannten Stauwurzel (Punkt, an dem der Wechsel zwischen frei fließendem und stauendem Bereich ist). Dieser stellt somit den Einflussbereich der Staustufe dar, welcher bei Niedrigwasser weiter entfernt im Oberwasser der Staustufe liegt, sodass der Einflussbereich mit potentiell höheren Wasserständen durch Stau ebenfalls größer ist (BfG 2007). Dies kann zur Folge haben, dass es in diesen Bereichen ebenfalls zu influenten Verhältnissen kommen kann. Diese Zonen können einen dauerhaften Eintrittspfad für Stofffrachten aus dem OW in den Grundwasserkörper darstellen. Da Unterstrom der Staustufe niedrigere Wasserstände vorliegen als im Oberstrom, gibt es im Umfeld einer Staustufe einen gerichteten hydraulischen Gradienten vom Oberwasser zum Unterwasser der Staustufe.

Eine weitere Veränderung an BWaStr gegenüber naturbelassenen Flüssen ist durch Spund- und Dichtungswände zum Schutz von Bauwerken bzw. Sohl- und Uferdichtungen bei Kanälen gegeben. Diese Strukturen limitieren den Wasseraustausch zwischen dem Fluss, der Aue als natürlichen Retentionsraum

bei Hochwasser und dem Grundwasserkörper sowie die Orte der Exfiltration von Grundwasser in den Fluss bei Niedrigwasserphasen.

3.4 Eigenschaften der genutzten Tracer

Als Tracer im weiteren Sinne kann nahezu jedes Attribut des Wassers (z. B. Temperatur, hydrometrische Messungen wie die Analyse von Ganglinien) neben im Wasser transportiertem Material (z. B. gelöste Stoffe, Partikel, Organismen) verstanden werden (Abbot et al. 2016). Als sogenannte Umwelttracer befinden sie sich entweder bereits im zu untersuchenden System (z. B. spezifische elektrische Leitfähigkeit, Chlorid; aber auch stabile und instabile Isotopen wie z. B. $\delta^{18}\text{O}$, Radon, Tritium) oder werden als künstliche Tracer (z. B. Fluoreszenztracer wie Uranin und Rhodamin) für einen definierten Zeitraum oder kontinuierlich in das System eingebracht. Daraus können sich Rückschlüsse über die Herkunft, den Fließweg und die Verweilzeit des Transportmediums ergeben. Vor diesem Hintergrund stellt die Verwendung von Tracern bei der Quantifizierung von OGI einen seit langer Zeit etablierten Ansatz dar (Kalbus et al. 2006; Atkinson et al. 2014; Cook 2018). Im Folgenden sind einige Anwendungsbeispiele ausgewählter Tracer-Gruppen aus Forschung und wasserbaulicher Praxis kurz erwähnt:

- Farbtracer (z. B. Amidorhodamin G und Uranin) für Markierungsversuche in Verbindung mit hydraulischen Bohrlochtests an der Staustufe Hessigheim am Necker (Strasser et al. 2017).
- Elektrische Leitfähigkeit und stabile Wasserisotope zur Abschätzung von Verweilzeiten und Fließwegen von OW in den Grundwasserkörper (z. B. Donau, Deutschland in Stichler et al. 1986; Thur, Schweiz in Cirpka et al. 2007; Ahr, Italien in Engel et al. 2022).
- Tritium während Dispersionsversuchen zur Ermittlung von Fließzeiten, Fließgeschwindigkeiten und Kenngrößen eines Flusses (z. B. Mosel, Deutschland in Krause et al. 2009).
- Radon als Tracer zur Quantifizierung von Grundwasserzustrom in eine BWaStr (Elbe, Deutschland in Schubert et al. 2020b) und Ermittlung der zeitlichen Skala von Uferinfiltration (Frei und Gilfedder 2021).
- Gelöste Gase wie SF₆ (Gleeson et al. 2018) und Helium-4 (Popp et al. 2021) als Tracer zur Bestimmung des Grundwasserzustroms von Gebirgsflüssen und der Verweilzeit von Flusswasser im GWL und
- Spurenstoffe wie künstliche Süßstoffe (z.B. Acesulfam) und Arzneistoffe (z.B. Carbamazepin) sowohl als Tracer für OW (Engelhardt et al. 2014; Liu et al. 2014) als auch für GW (Glaser et al. 2020).

Im Folgenden wird näher auf die im OGIMo-Projekt verwendeten Tracer, ihre Herkunft und für das weitere Verständnis wichtige Eigenschaften eingegangen (Tabelle 5 und nachfolgender Unterkapitel 3.4). Um die Eignung der verwendeten Tracer hinsichtlich des Prozessverständnisses von OGI darzustellen, erfolgt eine abschließende Bewertung dieser Tracer im Rahmen einer Bewertungsmatrix (Unterkapitel 6.1).

Tabelle 5: Eigenschaften der im Projekt verwendeten Tracer (verändert nach Abbot et al. 2016). Die Klassifizierung der genannten Tracer-Eigenschaft in „Hoch“, „Mittel“ und „Niedrig“ ist als eine qualitative Einschätzung zu verstehen, die sich an Abbot et al. (2016) anlehnt, s. a. Abbildung 8.

Tracer	Chlorid	Radon	Tritium	$\delta D/\delta^{18}O$	Spurenstoffe
Räumliche Skala	Standort bis Einzugsgebiet	Standort bis Einzugsgebiet	Standort bis Einzugsgebiet	Standort bis Einzugsgebiet	Standort bis Einzugsgebiet
Spezifität	Hoch	Hoch	Mittel	Mittel	Hoch-mittel
Nachweisbarkeit	Hoch	Hoch	Hoch	Hoch	Hoch
Reaktivität					
1 Biologisch	Niedrig	Niedrig	Niedrig	Hoch	Bioreaktiv
2 Chemisch	Niedrig	Niedrig	Niedrig	Hoch	Adsorbiert
3 Physikalisch	Niedrig	Niedrig	Niedrig	Niedrig	Niedrig
Beeinflussung des Tracers	Keine	Ausgasung in die Atmosphäre + radioaktiver Zerfall	radioaktiver Zerfall	Evaporation, Kondensation, geographische und klimatische Herkunft, Transpiration	biologische Abbauprozesse
Herkunft	Umwelt/anthropogen	Umwelt	Umwelt/anthropogen	Umwelt	anthropogen
Abgebildete Prozesse / Nutzung	Effluente Verhältnisse, Niederschlagsherkunft	Effluente Verhältnisse, Altersdatierung	Influente Verhältnisse, Altersdatierung	Evapotranspiration, Abflusskomponentenbestimmung	Mikrobiologische Abbauprozesse, Influenta und effluente Verhältnisse

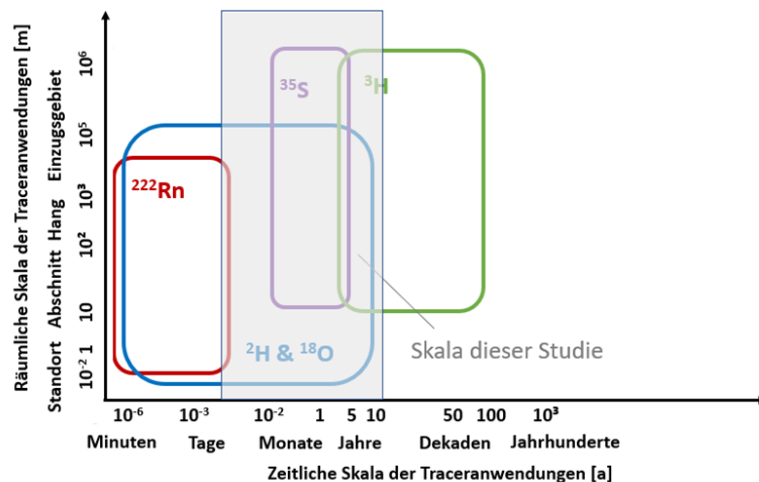


Abbildung 8: Übersicht der in dieser Studie verwendeten Tracer (ohne geochemische Tracer und Spurenstoffe) und ihrer räumlich-zeitlichen Anwendungsskala (nach Schubert et al. 2020a; Abbott et al. 2016; Aggarwal 2013; Newman et al. 2010). Spurenstoffe sind hier nicht gezeigt, da sie jeweils den geografischen Standort bzw. Abbau- und Transformationsprozess abbilden, aber nicht die räumliche und zeitliche Skala von Oberflächenwasser-Grundwasser-Interaktionen betreffen.

3.4.1 Elektrische Leitfähigkeit und Hauptionen

Die Anzahl an gelösten Stoffen im Wasser, die als geochemische Tracer genutzt werden, ist vielfältig und resultiert u. a. aus der Verwitterung des jeweils anstehenden Gesteins im Kontakt mit Grundwasser (Soulsby et al. 2003). Es werden häufig die spezifische elektrische Leitfähigkeit sowie mit unterschiedlicher Häufigkeit die Hauptionen von Calcium, Kalium, Magnesium, Natrium, Chlorid und Sulfat zur Bestimmung von Abflusskomponenten verwendet (Barthold et al. 2011). Insbesondere Chlorid wird aufgrund seiner Transporteigenschaften häufig als konservativer Tracer genutzt (Abbott et al. 2016). Im Hinblick auf das Einzugsgebiet der Mosel stellen der Bergbau für Sulfat, die Salzindustrie für Calciumchlorid sowie die Sodaindustrie für Natriumkarbonat anthropogene Quellen dar, die zu erhöhten Konzentrationen im OW führen können (Kapitel 2 und Unterkapitel 5.1).

Im OGIMo-Projekt wurden die elektrische Leitfähigkeit und die Hauptionen zur allgemeinen Beschreibung der Hydrochemie verwendet, während eine Prozessidentifikation in Bezug auf OGI an der Mosel über die nachfolgend beschriebenen Stoffe erfolgte.

3.4.2 Stabile Wasserisotope

Das Wasser-Molekül besteht aus den Elementen Wasserstoff und Sauerstoff, wobei jedes Element durch seine stabilen Isotope vertreten sein kann. Dabei kommen die Isotope ^1H und ^{16}O am häufigsten vor. Die Isotopenzusammensetzung des Wassermoleküls kann jedoch in Abhängigkeit von den Phasenübergängen des Wassers variieren, sodass im Wassermolekül u.a. auch die Isotope ^{18}O und ^2H (Deuterium) vorkommen. Beispielsweise verändern Verdunstung, Kondensation und Sublimation die isotopische Zusammensetzung des Wassers und spezifische Änderungen der Zusammensetzung machen diese hydrologischen Prozesse beschreibbar. Weitere steuernde Umweltfaktoren sind die Temperatur, die Kontinentalität sowie die Saisonalität (Kendall and McDonnell 2010). Weitere Forschungsbereiche liegen in der Bestimmung von unterschiedlichen Herkunftswässern, Fließwegen, Verweilzeiten sowie Interaktionen verschiedener Wässer in Hydrologie, Meteorologie und Agrarwissenschaften (Kendall and McDonnell 2010; Abbott

et al. 2016; Penna et al., 2018). Methodisch kommen dabei Mischungsmodelle zum Einsatz, über welche Massenbilanzen für jeden Tracer berechnet und daraus Anteile der einzelnen Herkunftswässer (sog. *End-member*) berechnet werden. Im Rahmen dieser Studie wurde beispielsweise ein Mischungsmodell erstellt, um eine quantitative Bestimmung der OW-Anteile im GW am Detailstandort Lehmen durchzuführen (Unterkapitel 5.2).

3.4.3 Tritium

Tritium (^3H) ist ein instabiles Wasserstoffisotop mit einer Halbwertszeit von ca. 12,4 Jahren. Es bildet sich hauptsächlich natürlich in der Atmosphäre durch Spallation (Zerlegung von Atomkernen in der Erdatmosphäre). Das Wasserstoffisotop verbindet sich mit dem in der Atmosphäre vorhandenen Sauerstoff zu tritiumhaltigen Wasser (HTO), was als Niederschlag in das Oberflächenwasser gelangt und am Wasserkreislauf teilnimmt. Tritium, welches durch anthropogene Aktivitäten entstand, wurde seit den 1960er Jahren durch oberirdische Bombentests freigesetzt (Carlston et al. 1960). Durch radioaktiven Zerfall ist die Tritium-Konzentration im Niederschlag in den letzten Jahrzehnten auf einen konstanten Hintergrundwert mit saisonalen Schwankungen zurückgegangen (Schmidt et al. 2019). Dieser Hintergrundwert liegt für die Klimastation Trier-Petrisberg, welche als repräsentative Klimastation für das Untersuchungsgebiet verwendet wird, bei ca. $0,85 \text{ Bq L}^{-1}$ (Median für 2020 – 2021). Während Flüsse, Seen und Meere meist eine Tritium-Konzentration ähnlich derjenigen des Niederschlags aufweisen, können Flüsse im Einzugsbiet von KKW erhöhte Tritium-Konzentrationen durch kontrollierte Abgaben an tritiumhaltigem Kühlwasser enthalten (Mundschenk & Krause 1991). Dieser Umstand hebt die Besonderheit des Untersuchungsgebiets Mosel für die Untersuchung von OGI mittels Tritium als Tracer hervor, da Tritium über das französische KKW Cattenom in die Mosel gelangt (Abbildung 9) und somit einen OW-Marker an der Mosel darstellt, welcher – bei Detektion im GW – die Infiltration von Moselwasser ins GW nachweist. Tritium bildet einen idealen Tracer, da es keinem biologischen Abbauprozesse unterliegt, chemisch und physikalisch stabil ist und sich als Bestandteil des Wassermoleküls wie Wasser verhält. Die Verwendung des Tracers liegt räumlich im Bereich der Abschnitts- bis Einzugsgebietskala und reicht zeitlich von etwa einem Jahr bis zu 100 Jahren (Abbildung 8). Weiterhin ist die Nachweisbarkeit als hoch einzustufen.

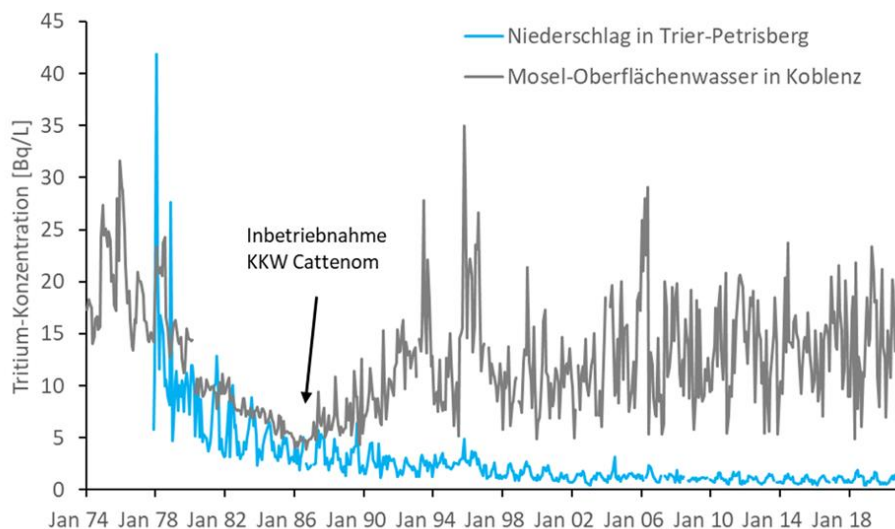


Abbildung 9: Zeitreihe der Tritium-Konzentration als Monatsmittelwert des Niederschlags bei Trier und der Mosel bei Koblenz. Seit der Inbetriebnahme des KKW Cattenom in Frankreich im November 1986 stiegen die Tritium-Konzentrationen der Mosel an und weisen aufgrund des Einleitungsprogramms des KKW deutliche jährliche Schwankungen auf (Datenquelle: BfG).

3.4.4 Radon

Das Edelgas Radon (^{222}Rn) ist ein natürliches Zerfallsprodukt der Uran-Zerfallsreihe und hat eine Halbwertszeit von ca. 3,8 Tagen. Es wird im Grundwasserleiter durch den Zerfall des Mutterisotops Radium (^{226}Ra) gebildet, welches in der Mineralmatrix des Grundwasserleiters vorkommt. Radon wird durch Emanationsprozesse aus dem Kristallgerüst freigesetzt und geht in das umgebende Grundwasser über. Als Bestandteil des Wassers unterliegt es den gleichen Advektion- und Dispersionsprozessen und wird mit dem Grundwasser transportiert. Im Grundwasserleiter kommt es zu einer kontinuierlichen Radonproduktion, wobei sich nach ca. 20 Tagen ein Gleichgewicht mit der Radium-Quelle einstellt. Eine Radonproduktion im Oberflächenwasser erfolgt nur durch in der Wassersäule befindliche Schwebstoffe bzw. durch Diffusion durch das das Flussbett bildende Sediment. Als Folge kommt es zu einem deutlichen Konzentrationsunterschied zwischen Grundwasser und Oberflächenwasser von mehreren Größenordnungen. Tritt Radon im OW in deutlich höheren Konzentrationen auf, kann dies auf einen Zustrom von Grundwasser hinweisen. Aufgrund dessen ist Radon ein häufig verwendeter Tracer, der im Bereich der Standort- bis Einzugsgebietsskala und einer zeitlichen Skala von bis zu ca. 20 Tagen eingesetzt wird (Abbildung 8), um Grundwasserzuströme in Oberflächengewässer zu lokalisieren und zu quantifizieren (Schmidt et al. 2010; Cook 2013; Atkinson et al. 2014; Gilfedder et al. 2019).

3.4.5 Organische Spurenstoffe

Organische Spurenstoffe werden vorwiegend in Folge ihrer Verwendung und Produktion in den Wasserkreislauf eingetragen. Einträge von Spurenstoffen können beispielsweise durch Niederschläge entstehen, wenn Pestizide von landwirtschaftlich genutzten Flächen in Gewässer gespült werden. Weitere Eintragsquellen sind kommunale und industrielle Kläranlagen, durch die viele Spurenstoffe nicht oder nur unvollständig entfernt werden. Zudem werden einige Spurenstoffe nicht vollständig (im Sinne einer Mineralisierung) abgebaut, sondern in (stabile) Transformationsprodukte (TPs) umgewandelt und ebenfalls in die Gewässer eingetragen. Je nach Eigenschaft eignen sich die Spurenstoffe als Indikatoren für verschiedene Fragestellungen. Persistente Stoffe können zum Beispiel als konservative Tracer für die Untersuchung der Wechselwirkung zwischen OW und GW (z. B. Nachweis von influenten Verhältnisse und Quantifizierung des Oberflächenwasseranteils) genutzt werden, während einige polare oder abbaubare Spurenstoffe zur Charakterisierung der vorherrschenden Redoxverhältnisse und Abschätzung von Aufenthaltszeiten geeignet sind. Für eine genaue Bewertung bei leicht abbaubaren Substanzen muss der gesamte Transformationsweg verstanden sein, um die richtigen Schlussfolgerungen aus den Ergebnissen ziehen zu können. Eine weitere Option ist die Verwendung von chiralen Spurenstoffen. Das Verhältnis der Stereoisomere (Enantiomere und Diastereomere) kann sich insbesondere durch stereoselektive enzymatische Abbaureaktionen verändern und ermöglicht einen sensitiven Nachweis biotischer Transformationsprozesse bei der Passage zwischen OW und GW (s. a. Kapitel 7).

Häufig genutzte Tracer sind Süßstoffe wie Acesulfam und Sucralose (Engelhardt et al. 2014; Epting et al. 2018; Schödl & Hilliges 2021;) und Arzneistoffe wie Carbamazepin (Glaser et al. 2020). Der Fokus der Nutzung dieser Stoffe als Tracer liegt auf der Herkunftsbestimmung von kommunalen Abwässern und zur Beschreibung von Fließwegen (Stumpf et al. 1999; Ternes et al. 1998; Riml et al. 2013; Liu et al. 2014). Einige dieser Spurenstoffe sind persistent, sodass sie über lange Zeiträume im eingebrachten System verbleiben können. Die biologische Abbaubarkeit einiger Arzneimittel (z. B. Tramadol) nimmt beispielsweise mit dem Redoxpotential ab (Cetecioglu et al. 2013), so dass sich hieraus unterschiedliche Stoffkonzentrationen im OW und GW ergeben können.

4 Methodik

In den folgenden Unterkapiteln wird das im Projekt OGIMo verwendete Untersuchungsschema und die Methoden und Techniken der Analytik im Detail vorgestellt. Neben der Erhebung von allgemeinen hydrologischen und hydrogeologischen Parametern zur Charakterisierung des OW und GW wurden Anionen, Kationen, Metall(oid)e und DOC gemessen. Zusätzlich wurden organische Spurenstoffe mittels *Target*- und *Non-Target*-Verfahren untersucht. Radon, Tritium sowie die stabilen Wasserisotope wurden mit dem Ziel verwendet, effluente oder influente Bedingungen im Untersuchungsgebiet zu identifizieren.

4.1 Standort der Probennahmen

Das OW der Mosel wurde im Rahmen von zwei Schiffsbefahrungen beprobt. Zusätzlich wurden die 16 größten Nebengewässer im deutschen Gebiet der Mosel beprobt, um den potentiellen Einfluss dieser Zuflüsse auf das OW der Mosel zu ermitteln. Zur Charakterisierung des GW wurden zwölf Grundwassermessstellen entlang der Mosel beprobt (Abbildung 10).

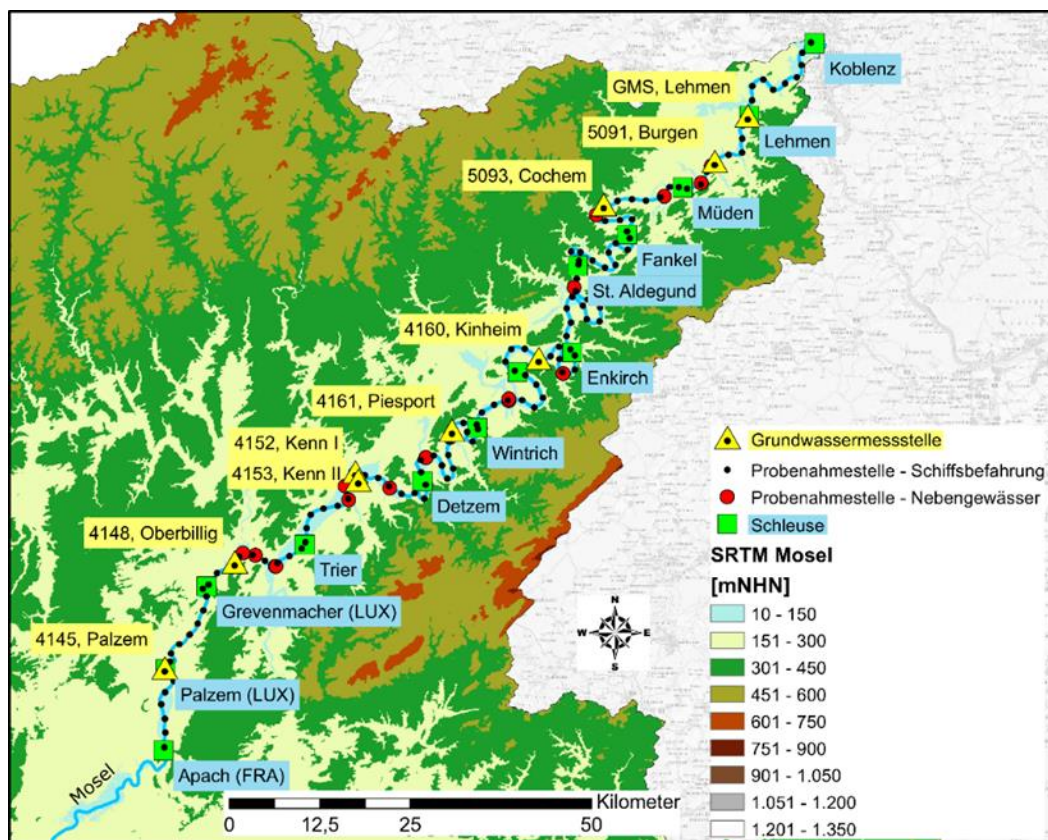


Abbildung 10: Das Untersuchungsgebiet mit der Lage der GWM, der Probenahmestellen des Oberflächenwassers während der Schiffsbefahrungen sowie die Probenahmestellen an den Nebengewässern. Zusätzlich gezeigt sind die Standorte der Schleusen der Mosel. Hintergrundkarte: SRTM 90m, Jarvis et al. 2008; Open Street Map 2022.

Zur hydrologischen Besonderheit der Mosel als BWaStr gehören die Staustufen. Die Staustufe Lehmen (bei Mosel-km 20,8) wurde als Detailstandort ausgewählt, um den Einfluss dieses anthropogenen

Bauwerks in Bezug auf OGI zu untersuchen. Hier liegen fünf GWM und zwei Probennahmepunkte für OW. Die Lage und Zeitpunkte aller OW- und GW-Probennahmen aufgetragen gegen die Moselkilometer sind in Abbildung 11 gezeigt.

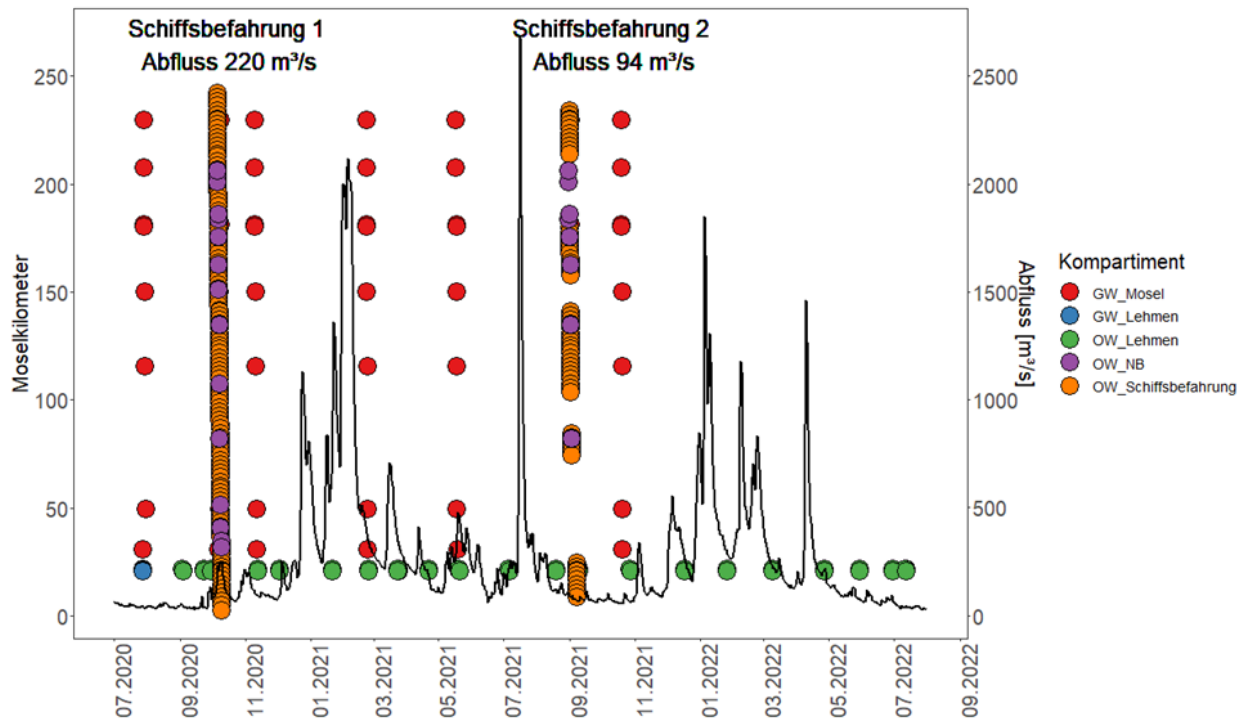


Abbildung 11: Probennahmezeitpunkte für die Schiffsbefahrung und die Beprobung an den GWM während der gesamten Projektlaufzeit. Die schwarze Linie zeigt den Abfluss am Pegel Cochem. Schiffsbefahrung 1 fand vom 05.10. – 09.10.2020, Schiffsbefahrung 2 zwischen dem 31.08. – 07.09.2021 statt. Acht GWM entlang der Mosel wurden im vierteljährlichen Rhythmus (rote Punkte) beprobt, wobei die GWM in Lehmen monatlich beprobt wurden.

4.1.1 Oberflächenwasser

Die Schiffsbefahrungen wurden mit dem BfG eigenen Messboot „TINCA“ durchgeführt. Die erste Schiffsbefahrung (SB 1) fand zwischen dem 05.10. und dem 09.10.2020 statt. Es wurden 242 Moselkilometer beginnend an der deutsch-französischen Grenze bei Perl/Apach (etwa Mosel-km 243,0) bis zur Mündung in Koblenz (Mosel-km 0,0) befahren. Während der zweiten Schiffsbefahrung wurden – basierend auf den Ergebnissen SB 1 – nur ausgewählte Teilbereiche untersucht. Die zweite Schiffbefahrung fand in der Zeit vom 31.08. bis 02.09.2021 und am 07.09.2021 statt.

Während der beiden Schiffsbefahrungen wurde mittels einer Pumpe (Bilge, mittlerer Förderstrom: ca. 0,7 L/min) kontinuierlich Moselwasser am Bug des Schiffs aus einer Wassertiefe von etwa 60-80 cm gepumpt und bei Erreichen des jeweiligen Probennahmepunktes in die analytspezifischen Probengefäße abgefüllt (Unterkapitel 4.2). Das Beprobungsintervall betrug 20 Minuten und entsprach dem Messzyklus der kontinuierlich stattfindenden Radon-Messung (Unterkapitel 4.2.5). Bei einer gleichbleibenden Fahrgeschwindigkeit von 6 km/h entsprachen 20 min Beprobungsintervall einer Flussstrecke von etwa 2 km. An jedem Probennahmepunkt wurde die genaue Position mittels GPS (Garmin GPSmap 62sc) aufgezeichnet.

Es wurde eine EXO Sonde Evo² (Fa. YSI, USA) für die Messung von physiko-chemischen Parametern (spezifische elektrische Leitfähigkeit, gelöster Sauerstoff, pH und Temperatur) des OW verwendet. Die

Sonde war auf gleicher Höhe wie der Probeneschlauch an einem Ausleger am Bug des Messboots befestigt. Das Intervall der Messsonde wurde auf 15 Sekunden eingestellt, um auch kleinräumige Variationen erfassen zu können. Im Nachgang wurden für jeden Messpunkt acht Datenpunkte der EXO-Sonde gemittelt (entspricht einer Messzeit von 120 Sekunden). Dieser Wert der physiko-chemischen Parameter wurde der an dieser Stelle gewonnenen Wasserprobe zugeordnet. Die Messzeit von 120 Sekunden entsprach bei einer Schiffsgeschwindigkeit von 6 km/h einer Strecke von 200 m und deckte das Zeitintervall für das Abfüllen aller Proben an einem Messpunkt ab.

Während SB 1 im Oktober 2020 wurden ebenfalls 16 Nebengewässer beprobt, welche auf deutschem Gebiet in die Mosel münden (Tabelle 6). Diese wurden zeitgleich während der Beprobung des OW des jeweiligen Moselabschnitts angefahren und beprobt. Da SB 2 im Jahr 2021 nur auf ausgewählten Streckenabschnitten erfolgte, wurden hier nur Nebengewässer beprobt, die in den entsprechenden Flussabschnitten münden.

Tabelle 6: Kenngrößen der Nebengewässer (www.geoportal.rpl.de und HAD, © BfG, <https://geoportal.bafg.de/mapapps/re-sources/apps/HAD/index.html?lang=de>, Zugriff am: 13.01.2023). SB = Schiffsbefahrung.

Nebengewässer	Mündung bei Moselkilometer	Fläche Einzugsgebiet [km³]	Probennahme-kampagne
Sauer	205,9	4259	SB 1
Albach	204	38	SB 1
Saar, links	200,8	7431	SB 1 & SB 2
Saar, rechts	200,8	7431	SB 1 & SB 2
Ruwer	185,7	237	SB 1 & SB 2
Kyll	183,6	834	SB 1 & SB 2
Feller Bach	175,2	49	SB 1 & SB 2
Salm	162,55	299	SB 1 & SB 2
Dhron	150,9	319	SB 1
Veldenzer Bach	134,9	30	SB 1 & SB 2
Lieser	134,75	402	SB 1 & SB 2
Kautenbach	107,25	60	SB 1
Alfbach	81,7	351	SB 1
Endertbach	51,15	74	SB 1
Flaumbach	40,45	203	SB 1
Elzbach	34,3	221	SB 1
Baybach	31,4	107	SB 1

4.1.2 Grundwasser

Aus praktischen als auch wirtschaftlichen Gründen wurde vor Projektbeginn geplant, nur Bestands-GWM innerhalb des Projektes zu untersuchen. Vor diesem Hintergrund erfolgte im ersten Schritt eine Recherche nach vorhandenen GWM und verfügbaren Grundwasserdaten in verschiedenen frei zugänglichen Datenbanken. Die kontaktierten Datenhalter sind Tabelle 7 zu entnehmen.

Tabelle 7: Übersicht der verwendeten Daten und deren Datenhalter.

Daten	Datenhalter
Stammdaten der GWM	Landesamt für Umwelt, Mainz (LfU)
Stammdaten der GWM	Struktur- und Genehmigungsdirektion Nord (SGD Nord)
Lage und Stammdaten der GWM	Umweltportal DataScout (MKUEM, RLP)
Daten zu GWM, Detailstandort Lehmen	Bundesanstalt für Wasserbau (BAW)
Daten zu GWM und Schleusen	Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung (WSA Mosel-Saar-Lahn)

Aus allen recherchierten GWM wurden GWM selektiert, die aufgrund Ihrer Lage einen potentiellen Bezug zur Mosel haben könnten, eine oberflächennahe Filterstrecke aufweisen und als repräsentativ für die jeweiligen Grundwasserleiter bewertet wurden. Die Lage der ausgewählten GWM ist in Abbildung 6 gezeigt. Die Entfernungen der GWM zur Mosel liegen zwischen 22 m und maximal 1100 m. Die GWM-Ausbautiefen liegen zwischen 7 m und 16 m unter Geländeoberkante und die Filterstrecken haben eine Länge von 0,5 m bis maximal 8 m (Tabelle 8).

Die Grundwasserbeprobungen wurden in Anlehnung an das Regelwerk DWA-A 909 (2011) durchgeführt. Nach Messung der Standrohrspiegelhöhe sowie der Tiefe einer jeden GWM wurde das GW als Pumpprobe unter Verwendung einer Unterwassermotorpumpe vom Typ MP1 (Fa. Grundfos) entnommen. Die Einbautiefe der Pumpe war abhängig vom Grundwasserstand und der Ergiebigkeit der GWM und variierte je nach gemessenem Abstich an den GWM zwischen 4 und 10 m, die Durchflussrate während der Probenahme lag zwischen 3-5 L/min. Die Entnahmemenge wurde an die Ergiebigkeit des Grundwasserleiters angepasst, sodass ein Trockenfallen der Unterwassermotorpumpe verhindert wurde. Das GW wurde luftblasen- und verwirbelungsfrei durch eine Durchflussmesszelle an den Messsonden für die Messung der Vor-Ort-Parameter (pH, spezifische elektrische Leitfähigkeit, Temperatur und Sauerstoffgehalt) vorbeigeleitet, diese wurden mit einem Multiparameter Taschenmessgerät MultiLine Multi 3630 IDS mit dazugehörigen Messsonden (Fa. WTW) gemessen. Nachdem drei Messstellenvolumina aus der GWM gefördert wurden und eine Messwertkonstanz erreicht wurde, wurden die Vor-Ort-Parameter final notiert und die Proben in analytischspezifische Probenbehälter abgefüllt (Unterkapitel 4.2).

Tabelle 8: Stammdaten der in OGIMo beprobten GWM (inkl. der GWM am Detailstandort Lehmen, s. a. Unterkapitel 4.1.3), ihre wichtigsten Kenngrößen. GOK: Geländeoberkante, FOK: Filteroberkante, FUK: Filterunterkante.

Messstelle	Lotrechte Entfernung zur Mosel [m]	Breitengrad	Längengrad	Messpunkthöhe [m NHN]	Tiefe	FOK [m u. GOK]	FUK
		WGS84					
4145, Palzem	78	49.56950	6.36422	142,56	10,2	3,2	10,2
4148, Oberbillig	53	49.70389	6.49068	132,57	8,2	2,2	8,2
4152, Kenn	114	49.82047	6.71623	126,19	8,5	2,5	8,5
4153, Kenn II	1100	49.81099	6.72270	126,91	9,0	2,0	9,0
4161, Piesport	232	49.87589	6.89968	128,03	7,5	2,5	7,5
4160, Kinheim	43	49.96778	7.06259	107,16	9,4	3,4	9,4
5093, Cochem	68	50.16062	7.18060	84,72	8,5	6,5	8,5
5091, Burgen	22	50.21758	7.39370	76,64	7,0	3,0	7,0
GWM 5040	45	50.26982	7.45175	74,70	13,0	11,4	11,9
GMS1, Lehmen	22	50.27199	7.45462	74,64	15,7	6,2	14,2
GMS4.2, Lehmen	39	50.27409	7.45607	74,62	16,1	6,7	14,7
GMS5.2, Lehmen	62	50.27639	7.45669	74,98	15,2	8,2	14,2
GMS2, Lehmen	116	50.27696	7.45596	74,47	13,0	10,5	12,5

4.1.3 Grundwasser- und Oberflächenwasser-Beprobungspunkte am Detailstandort Lehmen

Am Standort Lehmen wurden im Jahr 2009 mehrere GWM im Rahmen der Untersuchungen für die Schleusenerweiterung im direkten Umfeld der Schleuse ausgebaut (Abbildung 7). Insgesamt vier dieser GWM (GMS1, GMS4.2, GMS5.2 und GMS2) wurden in OGIMo beprobt. Eine weitere GWM (5040) ist älteren Datums, das genaue Ausbaudatum konnte jedoch nicht in Erfahrung gebracht werden. Drei der zuvor genannten GWM (GWM 5040, GMS1 und GMS4.2) liegen im Bereich des Oberwassers der Schleuse. Eine GWM (GMS5.2) ist im Unterwasserbereich der Schleuse positioniert. GMS2 liegt ebenfalls im Unterwasserbereich, jedoch ist diese GWM etwa 120 m von der Mosel entfernt positioniert. Die Filterstrecken aller GWM erschliessen Terrassenschotter.

OW wurde im Bereich des Oberwassers und des Unterwassers der Schleuse beprobt. Die Beprobung im Bereich der Staustufe Lehmen fand in einem monatlichen Intervall statt (Abbildung 11, Juli 2020 bis August 2022, insgesamt 22 Beprobungen; Ausnahme GWM 5040: diese GWM wurde nur zweimalig beprobt).

Weiterhin wurden ausgewählte Punkte mit hochauflösend messenden Datenloggern ausgerüstet, um ggf. auftretende kurzfristige Reaktionen des Grundwassers auf hydraulische, aber auch hydrochemische Änderungen im OW detektieren zu können. Die eingesetzten Logger der Fa. Solinst (Typ: Levellogger 5) sind mit Sensoren zur Messung des Absolutdrucks (i.e. Wasserstand), der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit sowie der Temperatur ausgestattet. Eine nachträgliche Luftdruckkompensation der Absolutdrücke in Relativdrücke erfolgte unter Verwendung von eigenen Luftdruckmessungen mittels eines Barologgers (Typ: Barologger 5, Fa. Solinst) sowie einer loggereigenen Software. Die Logger wurden in den GWM GMS1, 4.2, 5.2 und 2 sowie im Oberwasserbereich, etwa auf Höhe GMS 4.2, installiert. Messungen erfolgten mindestens in einem 30 min Intervall. Die Logger waren im Zeitraum 05.02.2021 bis 27.10.2021 sowie 24.01.2022 bis 29.09.2022 in den GWM sowie im OW positioniert.

4.1.4 Sedimentbeprobung

In Ergänzung zu den Radon-Messungen im Grundwasser wurden die Radon-Konzentration aus der Radium-Konzentration der Sedimentmatrix von Flusssedimenten abgeleitet (Unterkapitel 4.2.5). Dadurch wurde es möglich, den aus der Radon-Konzentration des Grundwassers abgeleiteten *End-member* zu verifizieren. Die Sedimentprobennahme erfolgte im Zuge der zweiten Schiffsbefahrung. Es wurden Sedimentproben ($n = 13$) mittels Sedimentgreifer aus den oberen 20 cm des Flussbetts nahe dem rechten Flussufer an ausgewählten Abschnitten genommen. Es handelte sich um Sedimentproben mit überwiegend tonigen bis sandig-schluffigen Korngrößenanteilen. Die Standorte der Sedimentbeprobungen orientierten sich an den Probennahmepunkten der Schiffsbefahrung.

4.2 Analytik

Die Analytik der Wasserproben beinhaltete die Messung der Vor-Ort-Parameter, Kationen, Anionen, Metall(oid)e, DOC, organischer Spurenstoffe, stabile Wasserisotope, Radon und Tritium. Alle Parameter wurden, soweit nicht gesondert aufgeführt, in den Laboren der BfG gemessen. Eine Übersicht aller in OGIMO bestimmten Parameter zeigt nachfolgende Tabelle 9.

Tabelle 9: Übersicht der im OGIMO-Projekt gemessenen Parameter. Die untersuchten Spurenstoffe werden in Unterkapitel 4.2 bzw. in der zugehörigen Publikation von Hermes et al. (2018) aufgeführt.

Parameter	Messverfahren
Vor-Ort-Parameter	
pH, elektr. Leitfähigkeit, O ₂ , Karbonathärte, Gesamthärte	Vor-Ort-Messung
Anionen	
F ⁻ , Cl ⁻ , Br ⁻ , NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , PO ₄ ³⁻	Ionenchromatographie
HCO ₃ ⁻	Berechnet aus Karbonathärte
Kationen	

Parameter	Messverfahren
Na ²⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺	Optische Emissionsspektrometrie
DOC	Nichtdispersive Infrarotsensoren - TOC-Analysator
Metall(oid)e ¹	
u. a. Fe, Mn	Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma - ICPMS
zusätzliche Elemente	
Al, Ba, S, Si, Sr	Optische Emissionsspektrometrie
Stabile Isotope	
δ ¹⁸ O und δ ² H	Cavity ring down Spektrometer
Instabile Isotope	
Radon	mobile Radonmonitore
Tritium	Flüssigszintillationszähler
Organische Spurenstoffe (darunter Arzneimittel, Pestizide und Transformationsprodukte)	Flüssigchromatographie mit Massenspektrometrie-Kopplung, <i>target</i> - und <i>non-target</i> -Verfahren

4.2.1 Hauptionen und Metall(oid)e

Für die Messung der Anionen wurden je 15 mL Wasser mit einem 0,45 µm Cellulose-Acetat-Spritzenvor-satzfilter (Minisart NML, Sartorius, GER) im Gelände filtriert und in 15 mL Vials gefüllt. Die Proben wurden bis zur Messung bei 4 °C gelagert und mit einem Ionenchromatograph 881 Compact IC pro – Anion – MCS der Firma Metrohm (Metrohm, GER) gemessen. Mit diesem System wurden Anionen nach dem Ver-fahren der DIN EN ISO 10303-1-D 20 (2002) gemessen. Die Bestimmungsgrenzen waren für Bromid 0,03 mg/L, für Chlorid, Fluorid, Nitrat und Sulfat 0,10 mg/L und für Orthophosphat 0,15 mg/L. Die Mess-genauigkeit betrug ±10 % bei einer Dreifachbestimmung des Messwerts.

Für die Bestimmung der Kationen und Metall(oid)e wurden im Gelände von jeder Wasserprobe 50 mL mit einem 0,45 µm Cellulose-Acetat-Vorsatzfilter (Minisart NML, Sartorius, GER) filtriert, in mit 1,3%iger HNO₃-Säure geleachte Vials gefüllt und danach mit 1 mL HNO₃ zur Konservierung und Stabilisierung der Lösung angesäuert. Die Proben wurden bis zur Messung bei 4 °C aufbewahrt. Die Gehalte der Kationen wurden mit der optischen Emissionsspektroskopie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-OES) mittels Optima 8300 (PerkinElmer, USA) bestimmt.

¹ Gemessene Metall(oid)e: Fe, Mn, Zn, Al, P, S, Cr, Ni, Cu, Ti, Va, Co, As, Se, Mo, Ag, Cd, Sn, Sb, Ti, Pb, U

Die Gehalte der Metall(oid)e wurden mit einem ICP-QQQ (8800, Agilent, USA) in Anlehnung an DIN EN ISO 17294-2 analysiert. Für den internen Standard wurden ICP-Einzelstandards (Certipur, Merck, GER) verwendet. Die Bestimmungs- und Nachweisgrenze der gemessenen Elemente wurde für jedes Element separat berechnet.

Die Wiederfindung der Elementkonzentrationen wurde bei einer Abweichung von maximal ± 10 % anhand der Referenzmaterialien SPS-SW1 (Surface Water Level 1, Campro Scientific, GER), SLRS-6 (River Water Certified Reference Material for Trace Metals and other Constitutens, NRC, CAN) und SRM 1640a (Trace Elements in Natural Water, NIST, USA) kontrolliert.

4.2.2 Ionenbilanz

Die Analyse der anorganischen Hauptinhaltsstoffe wurde nach der Messung plausibilisiert. Dazu wurde die Ionenbilanz berechnet (Gleichung 3; aus Appelo & Postma (1999)).

$$\text{Ionenbilanz } [\%] = \frac{(\text{Summe Kationen} + \text{Summe Anionen})}{(\text{Summe Kationen} \pm \text{Summe Anionen})} * 100 \quad (3)$$

Angaben in [meq/L]

Bei der Berechnung dieser Bilanz wurden die Kationen Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium, Eisen und Mangan sowie die Anionen Hydrogenkarbonat, Chlorid, Nitrit, Sulfat und Phosphat berücksichtigt. Messungen unterhalb der Bestimmungsgrenze wurden zur Berechnung mit dem Wert Null angegeben. Ionensummenfehler bis 10 % wurden toleriert und die Analyse als vertrauenswürdig bewertet. Bei insgesamt drei Proben war die Abweichung größer als 10 %, diese Proben wurden verworfen.

4.2.3 DOC

Die Proben für die DOC-Messung wurden im Gelände mit einem 0,45 μm Cellulose-Vorsatzfilter filtriert (Minisart NML, Sartorius, GER). Es wurden 40 mL Wasser in 50 mL Vials abgefüllt und mit 200 μL HCl zur Konservierung angesäuert, danach wurden die Proben bis zur Messung tiefgefroren aufbewahrt. Die DOC Proben wurden nach dem Deutschen Einheitsverfahren DEV H3 gemessen, verwendet wurde das Analysengerät DIMA-TOC 2000 (DIMATEX, GER). Die DOC-Messung erfolgte nach dem Prinzip der thermisch-katalytischen Oxidation mit nachgeschalteter NDIR-Detektion. Der Messbereich lag zwischen 0,5 und 250 mg/L Kohlenstoff. Falls nicht anders angegeben, lag die Bestimmungsgrenze bei 0,5 mg/L DOC.

4.2.4 Stabile Wasserisotope

Die Wasserproben wurden unfiltriert in 50 ml HDPE-Flaschen abgefüllt. Zur Verhinderung einer isotopischen Fraktionierung durch Verdunstung wurde auf eine vollständige Befüllung der Probenflaschen geachtet. Die stabilen Wasserisotope wurden mit einem Laserspektrometer L2130-i (Picarro, USA) gemessen. Anfänglich wurden die ersten Proben an der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in Hannover gemessen und nach Etablierung der Messmethodik ausschließlich im Referat G4 gemessen. Die Messunsicherheit des Instruments lag bei ± 0.5 ‰ für $\delta^2\text{H}$ und ± 0.25 ‰ für $\delta^{18}\text{O}$. Die Messergebnisse sind als Promille-Einheit (‰) relativ zur internationalen Referenz des Vienna Standard Mean Ocean Water (VSMOW) dargestellt. Für die Rohdaten erfolgte eine Driftkorrektur gemäß van Geldern & Barth (2012) und die statistische Auswertung mit dem Open-source Programm R.

Da sich die Isotopenzusammensetzung einer Wasserprobe durch Verdunstung deutlich verändern kann, erfolgte eine Plausibilisierung der Isotopenverhältnisse. Die ursprüngliche Isotopenzusammensetzung unterliegt einer Isotopenfraktionierung, die durch Abweichungen von der globalen meteorischen Wasserlinie

(GMWL) und der lokalen meteorischen Wasserlinie (LMWL) nachweisbar ist. Die GMWL ist nach Craig (1961) definiert (Gleichung 4):

$$\delta^2H = 8\delta^{18}O + 10 \quad (4)$$

Aus der GMWL lässt sich der Deuterium excess (DE, dt.: Deuterium Überschuss) nach Dansgaard (1964) wie folgt ableiten (Gleichung 5):

$$DE = 8\delta^{18}O - \delta^2H \quad (5)$$

Die LMWL gilt für das vorliegende Untersuchungsgebiet und wurde aus monatlichen Isotopendaten der Station Trier-Petrisberg (Referenzzeitraum: 1978 - 2013) erstellt. Sie lautet wie folgt (Gleichung 6):

$$\delta^2H = 7,6\delta^{18}O + 3,78 \quad (n = 431, R^2 = 0,96) \quad (6)$$

Aus der obigen LMWL lässt sich der *Line conditioned (LC) excess* nach Landwehr und Coplen (2006) berechnen (Gleichung 7):

$$LC - excess = \delta^2H - a\delta^{18}O - b \quad (7)$$

wobei a der Steigung und b dem y-Achsen-Abschnitt der LMWL entspricht. Da die Kenngrößen DE und LC-Excess auf Verdunstungsprozesse hinweisen können, werden sie als Kriterium der Qualitätskontrolle herangezogen.

4.2.5 Radon

Radon wurde sowohl kontinuierlich in-situ während der ersten und zweiten Schiffsbefahrung als auch diskret aus 6 L-Probekanismen für GW und Nebengewässer gemessen. Zur Radon-Messung während der Schiffsbefahrung wurde das kontinuierlich gepumpte Wasser über einen Zerstäuber des RAD7 Aqua-Systems geleitet und das dann im Gasstrom befindliche Radon mittels zweier RAD7 Alpha-Monitore gemessen (Fa. Durrige, UK). Beide Instrumente waren synchron geschaltet, um die Gesamt-Messunsicherheiten zu verringern. Die Unsicherheiten betragen ca. 20 %. Je größer das Messintervall, desto größer ist auch die Anzahl der detektierbaren Radon-Zerfälle und desto kleiner wird dadurch die Messunsicherheit. Als guter Kompromiss zwischen akzeptabler Messunsicherheit und tolerierbarer Messdauer wurde ein Messintervall von 20 min gewählt. Die gesamte Beprobung des OW während der Schiffsbefahrung war hierauf abgestimmt (Unterkapitel 4.1). Die gemessene Radon-Konzentration stellte einen über den Streckenabschnitt von 2 km integrierten Wert dar (Schubert et al. 2020). Bei diesen Daten handelte es sich um Radon-in-Luft-Konzentrationen, die in einem nächsten Schritt in Radon-Konzentrationen im Wasser wie folgt umgerechnet wurden (Gleichung 8):

$$Rn_{Wasser} = Rn_{Luft} * 0,405^{-0,0502 * T_{Wasser}} + 0,105 \quad (8)$$

Rn_{Luft} ist die Radon-Konzentration in der Luft innerhalb des Radonmonitors und Rn_{Wasser} ist die Radon-Konzentration im Wasser unter Berücksichtigung des temperaturabhängigen Verteilungskoeffizienten. T_{Wasser} ist die gemittelte Temperatur innerhalb des 20-minütigen Radon-Messintervalls für die ein Temperatursensor EL-USB-TC (Lascar Electronics, USA) verwendet wurde.

Die Radon-Messung des GW und der Nebengewässer erfolgte ebenfalls mit Hilfe eines RAD7 Alpha-Detektors, allerdings als diskrete Probe mittels eines 6L-Behälters (Schmidt & Schubert 2007). Die Wasserprobe wurde durch entgasungsfreies Abfüllen an der GWM oder als Schöpfprobe aus dem Nebengewässer gewonnen. Das Messintervall lag bei 15 min bei einer Messdauer von 4 Stunden. Die ermittelten

Radon-Konzentrationen in Luft wurden ebenfalls in Radon-Konzentrationen in Wasser umgerechnet. Die Messunsicherheiten einer Wasserprobe beliefen sich auf ca. 20 – 30 %.

Als weitere Möglichkeit zur Bestimmung der Radon-Konzentration im Grundwasser lässt sich die Berechnung aus der Radium-Konzentration (^{226}Ra) des den GWL aufbauenden Sedimentes heranziehen (Mullinger et al. 2009). Radium aus der Sedimentmatrix zerfällt kontinuierlich zu Radon. Nach einem Zeitraum von ca. 2-3 Wochen nach der Sedimententnahme stellt sich ein säkulares Zerfallsgleichgewicht zwischen Radium und Radon ein. Anschließend wurden mittels Gammadetektoren die diskreten Gammaemissionen des kurzlebigen Radon-Nachfolgeprodukts ^{214}Pb zur Bestimmung der Radium-Konzentration herangezogen. Die Radon-Konzentration wurde in Bezug auf die Bodencharakteristik korrigiert (Trockensedimentdichte: 1800 bis 2000 kg m^{-3} ; Emanationskoeffizient: 0,18 und 0,25; Sedimentporosität: 0,37 and 0,5) (Schubert et al. 2020). Alle Radon-Konzentrationen sind in der Einheit Bq/L angegeben.

4.2.6 Tritium

Die unfiltrierten Proben aus den 1 L HDPE-Flaschen wurden zunächst destilliert und elektrolytisch angereichert. Die Tritium-Analyse wurde durch Flüssigszintillation mittels der Messinstrumente TriCarb 3180 TR/SL und Quantulus (Perkin Elmer, USA) durchgeführt. Die Ergebnisse sind in der Einheit Bq/L und mit einer 2-sigma analytischen Unsicherheit angegeben. Um die Verweilzeit von OW im GW in Lehmen hydrochemisch abschätzen zu können, wurden Ereignissen relativ hoher bzw. niedriger Tritium-Konzentrationen in der Mosel und der darauffolgende Konzentrationsverlauf als Folge influenter Verhältnisse im GW benutzt. Die Verweilzeit lässt sich dabei nach Kirchner (2016) als Verhältnis der Konzentrationsamplituden von Tritium für OW (A_{OW}) und GW (A_{GW}) für dieses Ereignis berechnen (Gleichung 9):

$$t_{ow} = \frac{A_{ow}}{A_{GW}} \quad (9)$$

4.2.7 End-member mixing zur Quantifizierung influenter Verhältnisse entlang der Mosel

Die stabilen Wasserisotope ^{18}O und ^2H und Tritium sind Bestandteil des Wassermoleküls und können daher als Tracer benutzt werden, um Mischungsprozesse des Wassers abzubilden und verschiedene Herkunftswässer zu quantifizieren (Klaus & McDonnell 2013). Dabei wird die sog. *End-member mixing analysis* (EMMA) unter Verwendung eines Massenbilanzmodells genutzt, um die Anteile der jeweiligen Herkunftswässer abzuschätzen. Eine wichtige Voraussetzung stellt dabei ein genügend großer Kontrast der Isotopenzusammensetzung beider *End-member* dar. Im folgenden wird ein 2-Komponenten-Mischungsmodell nach Pinder & Jones (1969) verwendet, um den Anteil Flusswasser im GW zu bestimmen (Gleichung 10):

$$F_{Fluss} = 1 - F_P = \frac{C_{GW} - C_{Fluss}}{C_P - C_{Fluss}} \quad (10)$$

C_{GW} , C_{Fluss} , und C_P sind Tracerkonzentrationen (z. B. Tritium) von Grundwasser GW, Flusswasser F zu einem Zeitpunkt vor der Grundwasserentnahme (ca. 6 Monate) und die niedrigste Tracerkonzentration P im GW innerhalb der Datenreihe. F_{Fluss} stellt den Anteil des Flusswassers im Grundwasser dar. Der zeitliche Versatz von einigen Monaten wurde gewählt, um die Fließzeit des infiltrierten Flusswassers in den GWL abzubilden und wurde für den Standort Lehmen ermittelt (Schmidt et al. 2022). Die Unsicherheiten innerhalb des 2-Komponenten-Mischungsmodells wurden mittels Gauß'scher Fehlerfortpflanzung abgeschätzt (Genereux 1998).

4.2.8 Das Modell Finiflux zur Abschätzung von Grundwasserzustrom entlang der Mosel

Als Tracer zur Abschätzung des Grundwasserzustroms in die Mosel wurde Radon verwendet (Unterkapitel 3.4). Um die Massenbilanz für den stationären Zustand in der Mosel zu berechnen, wurde das *Finite-Element-Modell* FINIFLUX genutzt (Frei und Gilfedder 2015). Das Modell löst die Massenbilanzgleichung für Radon auf der Abschnittsskala mit Hilfe eines Petrov-Galerkin Finite-Elemente-Schemas. Die Modelloptimierung erfolgte mittels PEST-Algorithmus (Doherty und Hunt 2010). Eine ausführliche Modellbeschreibung findet sich bei Frei und Gilfedder (2015).

Da die repräsentative Radon-Konzentration des Grundwasser-*End-members* die größte Unsicherheit bei der Modellierung des Grundwasserzustroms darstellt (Cook 2013; Frei et al. 2020), wurden zwei Szenarien mit unterschiedlichem Grundwasser-*End-member* c_{GW} erstellt:

- (1) c_{GW} leitete sich von der regionalen Radon-Konzentration des Grundwassers ab und wurde parallel zu jeder Schiffsbefahrung gemessen, um die räumliche und zeitliche Variabilität zu berücksichtigen (Mullinger et al. 2009) (Unterkapitel 4.1.3)
- (2) c_{GW} leitete sich von der Radon-Konzentration regionaler Sedimentproben ab (Unterkapitel 4.1.5). Die für diese Szenarien verwendeten Radon-Konzentrationen sind als räumlich gewichteter Mittelwert angegeben.

Das Finite-Element-Modell FINIFLUX verwendete Abflussdaten, die durch das hydrodynamischen 1D-Modell HYDRAX (Oppermann et al. 2015) simuliert und als FINIFLUX-Modellinput für jeden Probenahmeort der Schiffsbefahrungen genutzt wurden. Das HYDRAX-Modell berücksichtigte die Zuflüsse der größten Nebenflüsse Saar und Sauer und zeigte eine gute Übereinstimmung zwischen den simulierten Abflüssen bei Cochem mit den gemessenen Abflüssen für die erste Schiffsbefahrung (Pearson-Korrelationskoeffizient: 0,9; MAE: $12,7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) und die zweite Schiffsbefahrung (Pearson-Korrelationskoeffizient: 0,93; MAE: $26,3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). Die gemessenen Abflüsse der Mosel wurden von der WSV und die Daten der Nebengewässer über das LfU bereitgestellt. Aus dem Vergleich der gemessenen und modellierten Radon-Konzentrationen wurden die statistischen Kennwerte *Spearman's rho* und der mittlere absolute Fehler (MAE) berechnet und als Maß der Modellgüte verwendet.

4.2.9 Organische Spurenstoffe

Die Proben für die Analytik von organischen Spurenstoffen wurden im Gelände in 100 mL Braunglasflaschen abgefüllt. Die anschließende Lagerung bis zur Messung erfolgte bei 4 °C. Zur Vorbereitung der Messungen wurden die Proben zeitnah nach der Probenahme mit einer 10 mL Glasspritze (Fa. Hamilton Europe, Giarmata, ROU) entnommen, über einen 0,45 µm Spritzenvorsatzfilter (25 mm, CHROMAFIL-CA) filtriert und in ein 12 mL Braunglasvial umgefüllt. Die Spritze wurde zwischen jeder Probe je zweimal mit Methanol und Reinstwasser gespült, bevor die jeweils nächste Probe (10 mL) ebenfalls zum Spülen verworfen wurde. Die ersten zwei Milliliter jeder filtrierten Probe wurden verworfen, um den Filter zu spülen. Die Proben wurden anschließend bis zur Messung wieder bei 4 °C gelagert. Zur quantitativen Messung von über 150 organischen Spurenstoffen (darunter Pflanzenschutzmittel, Arzneistoffe, Industriechemikalien und Transformationsprodukte, Details nachzulesen in Hermes et al., 2018)) wurden 980 µL Probe mit 20 µL methodenspezifischem internem Standard (IS) (92 isotopenmarkierte Standards; Konzentration je Substanz 0,01 mg/L) in 1,5 mL Klarglasvials gemischt und mit der Methode nach Hermes et al. (2018) gemessen. Die Datenauswertung mittels Clusteranalyse in Unterkapitel 5.1.2 erfolgte mit dem Open-source Programm R auf Grundlage von Beckers et al. (2020). Detektierte Substanzen wurden anhand ihrer relativen Konzentrationsänderung in Cluster eingeteilt, um Stoffe mit gleichem oder ähnlichem Ursprung/Verhalten im Flussverlauf zu gruppieren.

5 Ergebnisse und Diskussion

5.1 Hydrochemische Charakterisierung des Oberflächen- und Grundwassers entlang der Mosel

Im OGIMo-Projekt wurde zur großmaßstäblichen Untersuchung von OGI während zweier Schiffsbefahrungen das Oberflächenwasser der Mosel zu unterschiedlichen Abflussbedingungen entsprechend der Methodik (Kapitel 4) beprobt. Es wurden insgesamt 188 OW-Proben gewonnen (Tabelle 10). Der Abfluss während der ersten Schiffsbefahrung (SB 1) im Oktober 2020 lag bei 220 m³/s mit insgesamt 43 mm Niederschlag an der DWD-Station Trier-Petrisberg. Während der zweiten Schiffsbefahrung (SB 2) im August 2021 war der Abfluss mit 94 m³/s geringer, die Niederschlagshöhe betrug 4,5 mm. Beide Abflusswerte lagen zwischen dem am Pegel Cochem beobachteten mittleren Abfluss (MQ, 312 m³/s) und mittleren Niedrigwasser-Abfluss (MNQ, 58,6 m³/s). Zusätzlich wurde während beider Schiffsbefahrungen die 16 größten Nebengewässer der Mosel beprobt.

Die Grundwassermessstellen entlang der Mosel (Unterkapitel 2.2) wurden vierteljährlich zwischen Juli 2020 und Oktober 2021 beprobt sowie parallel zu den Schiffsbefahrungen. Insgesamt wurden 117 GW-Proben gewonnen (Tabelle 10).

Tabelle 10: Anzahl der OW- und GW-Proben, der Nebengewässer und der Grundwassermessstellen im Zeitraum Juli 2020 bis August 2022.

Kompartiment	Probenahmestelle	Anzahl Proben (n)
OW	Obermosel	35
	Untermosel	153
	Nebengewässer	26
GW	4145, Palzem	7
	4148, Oberbillig	5
	4152, Kenn I	7
	4153, Kenn II	5
	4161, Piesport	6
	4160, Kinheim	7
	5093, Cochem	6
	5091, Burgen	6
	GWM, Lehmen	66
	5040, Lehmen	2

5.1.1 Oberflächenwasser

Zur generellen Beschreibung der Gesamtlösungsinhalte des Oberflächenwassers während der SB 1 und 2 wird der Summenparameter spezifische elektrische Leitfähigkeit (LF) verwendet (Abbildung 12).

Aufgrund der unterschiedlichen Abflussbedingungen während der beiden Schiffbefahrungen traten Unterschiede in den Absolutwerten der LF auf, der generelle Verlauf der LF und damit auch der Gesamtlösungsinhalt zeigt nach dem Zustrom der Saar bei Mosel-km 200 jedoch nur eine geringe Variabilität (Abbildung 12A). Oberhalb der Saar wies die Mosel während SB1 ($Q = 220 \text{ m}^3/\text{s}$) eine durchschnittliche Leitfähigkeit von $1800 \text{ } \mu\text{S}/\text{cm}$ auf (SB2: $1450 \text{ } \mu\text{S}/\text{cm}$ bei $Q = 94 \text{ m}^3/\text{s}$). Durch die wesentlich geringere LF der Saar ($630 \text{ } \mu\text{S}/\text{cm}$) und der zuströmenden Menge an Wasser (etwa 31 % des Gesamteinzugsgebiet der Mosel, Busch 1995), kam es nach der Einmündung der Saar zu einer Verringerung der LF der Mosel auf etwa $1200 \text{ } \mu\text{S}/\text{cm}$ (SB 2: $1000 \text{ } \mu\text{S}/\text{cm}$). Diese LF blieb bis zur Mündung der Mosel in den Rhein bei Koblenz weitgehend konstant (Abbildung 12B).

Zusätzlich zu ausgewählten physikochemischen Parametern (pH, spezifische elektrische Leitfähigkeit, Sauerstoffkonzentration) sind ausgewählte Kationen (Calcium, Magnesium, Natrium und Kalium), Anionen (Hydrogenkarbonat, Chlorid, Sulfat und Nitrat) und die DOC-Gehalte des OW der Mosel, der Saar und der Nebengewässer aufgrund der generell niedrigen Variabilität als Mittelwerte in Tabelle 11 gezeigt. In Abbildung 13 sind die Äquivalentkonzentrationen der Hauptionen in einem Piper-Diagramm für die Mosel (SB 1 und SB 2) gemeinsam mit den Nebengewässern dargestellt. Sowohl das Wasser der Mosel als auch der Nebengewässer ist nach Furtak & Langguth (1967) überwiegend als „Erdalkalisches Wasser“ einzustufen. Dominantes Kation in den Oberflächenwässern ist im Wesentlichen Calcium. Bei den Anionen überwiegt vornehmlich Chlorid in der Mosel, Hydrogencarbonat in den Nebengewässern.

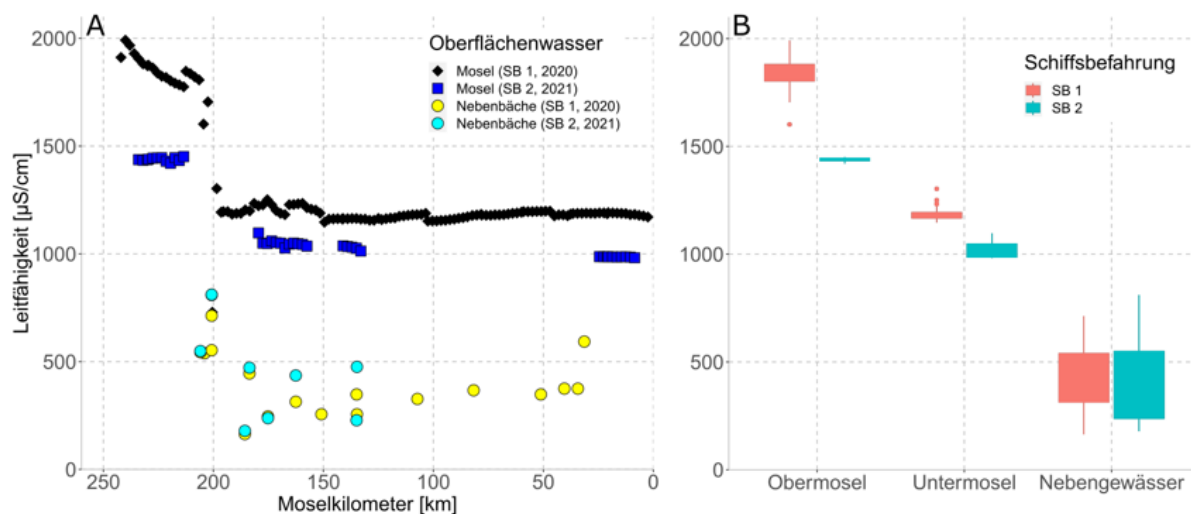


Abbildung 12: Leitfähigkeit der Mosel und der Nebengewässer während SB 1 (2020) und SB 2 (2021). Deutlich zu erkennen ist der Einfluss der Saar auf die Mosel bei Moselkilometer 200. B: Boxplot der Leitfähigkeit der Mosel und ihrer Nebengewässer während SB 1 und 2.

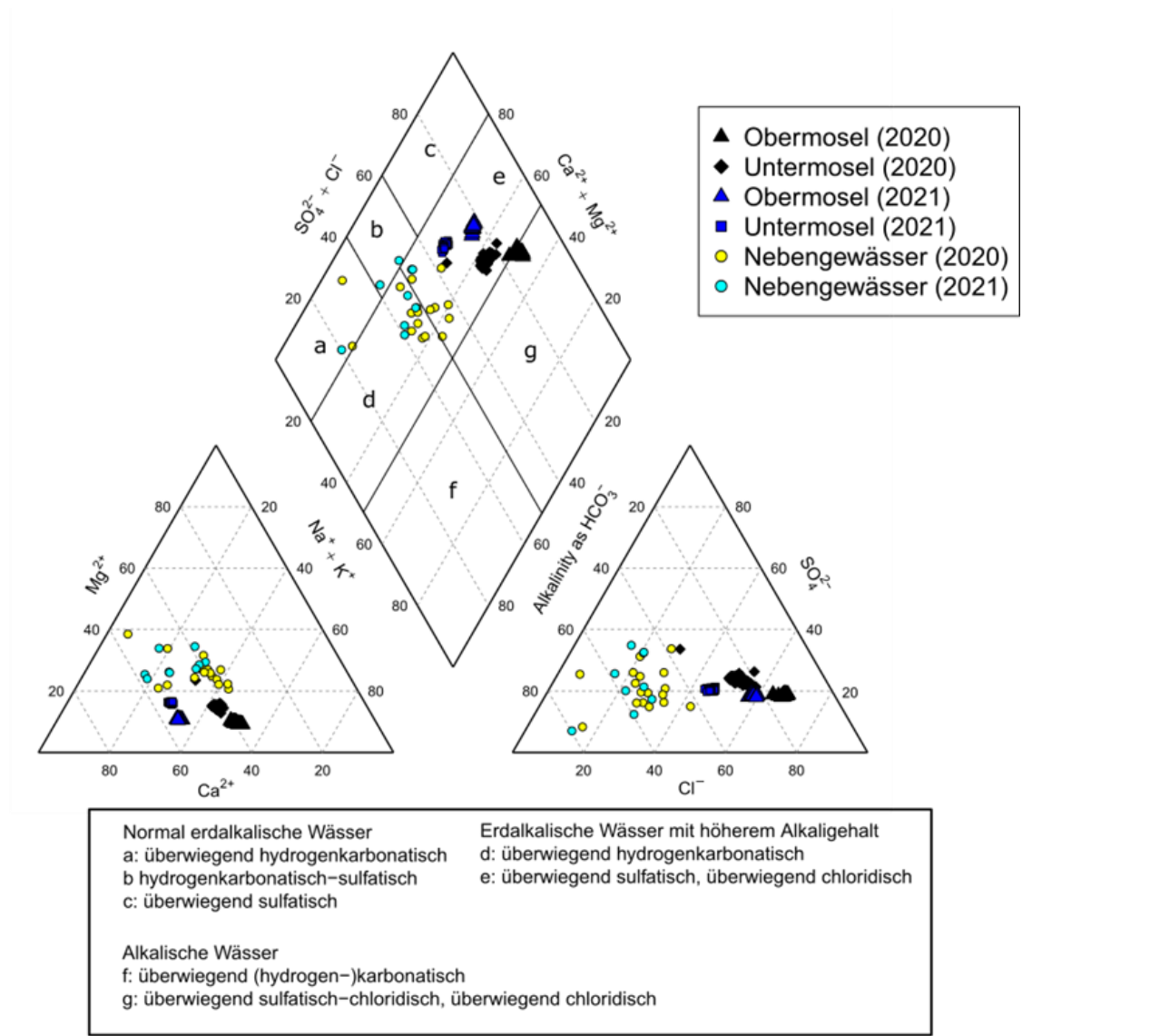


Abbildung 13: Piper-Diagramm des Oberflächenwassers der Mosel und der Nebengewässer. Klassifizierung nach Furtak & Langguth (1967).

Tabelle 11: Mittelwerte ausgewählter physikochemischer Parameter, Hauptionen sowie DOC des Oberflächenwassers während der Schiffsbefahrung 1 und 2 inklusive der Nebengewässer. Die Daten des Grundwassers entlang der Mosel sind ebenfalls gezeigt. Die Lokation „GMS Lehmen“ beinhaltet den Mittelwert aller Daten der GWM Lehmen.

		pH	Leitfähigkeit [μS/cm]	O ₂	DOC	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻
	Einheit					[mg/L]							
SB 1 (2020)	Obermosel	7,6	1839	8,4	3,3	143,1	21,2	205,7	9,5	167,0	454,7	171,4	4,5
	Untermosel	7,7	1181	8,0	3,4	101,0	22,1	114,5	8,7	187,0	230,7	143,4	5,9
	Saar	7,5	630	8,5	3,4	56,7	20,6	42,8	9,1	176,1	60,3	93,9	9,8
	Nebengewässer	7,9	398	10,0	3,8	36,2	13,4	25,8	5,5	130,0	36,9	42,0	8,6
SB 2 (2021)	Obermosel	8,1	1439	8,8	3,8	152,8	18,2	104,8	6,3	202,0	296,9	128,8	7,0
	Untermosel	7,9	1022	9,9	3,4	111,9	20,1	64,8	6,1	210,0	167,2	100,5	12,5
	Saar	8,1	810	8,5	3,5	85,9	27,1	42,6	7,1	241,3	61,9	131,9	10,8
	Nebengewässer	8,0	466	9,9	3,2	47,1	16,0	23,0	4,4	158,0	33,4	57,6	12,3
GWM	4145, Palzem	6,9	835	3,1	1,2	111,2	42,2	8,1	5,6	460,0	23,1	57,9	23,5
	4148, Oberbillig	7,1	857	2,4	2,5	130,5	36,7	10,5	1,8	491,3	26,8	76,3	3,3
	4152, Kenn	7,1	1113	4,8	0,6	166,8	39,6	21,3	1,1	326,8	37,4	278,4	55,6
	4153, Kenn II	7,1	914	4,0	0,5	110,1	33,6	33,0	8,8	411,9	70,2	48,4	39,1
	4161, Piesport	6,3	637	0,3	7,4	64,4	24,4	15,0	3,1	367,4	32,5	5,0	1,3
	4160, Kinheim	6,1	260	4,8	0,6	19,9	14,2	13,8	0,7	112,9	12,0	26,4	5,6
	5093, Cochem	6,5	617	5,8	1,0	32,5	8,2	73,6	3,7	116,5	129,5	17,1	8,0
	5091, Burgen	6,8	1717	3,9	1,0	179,2	40,8	120,8	1,0	514,1	245,1	67,4	116,4
	GMS, Lehmen	7,3	995	0,6	1,0	103,4	19,3	65,9	5,6	235,5	159,8	86,9	3,7
	5040, Lehmen	7,4	696	5,8	0,8	78,1	30,2	24,3	2,2	354,4	20,8	72,1	29,8

Weiterhin lässt sich das OW im Vergleich zum GW in Bezug auf stabile Wasserisotope charakterisieren (Abbildung 14). Das Isotopenverhältnis aller Proben deckte sich gut mit dem durch die *Local Meteoric Water Line* (LMWL) und durch die *Global Meteoric Water Line* (GMWL) vorgegebenen Isotopenverhältnis. Während insbesondere die Mosel-Proben der ersten Schiffsbefahrung deutlich niederschlagsbeeinflusst waren und damit der Isotopenzusammensetzung der LMWL entsprachen, zeigte sich für die weiteren Proben von Flusswasser, Nebengewässern und Grundwasser eher eine Übereinstimmung mit der GMWL. Der *LC-excess* deutet an, dass die Isotopenzusammensetzung dieser Proben nur geringfügig durch Verdunstungseffekte beeinflusst war und sich daher keine Unsicherheiten im Isotopenverhältnis durch verdunstungsgesteuerte Fraktionierung ergaben. Eine weiterführende Charakterisierung entsprechend der Tritium- und Radon-Konzentrationen erfolgt im Unterkapitel 5.3.

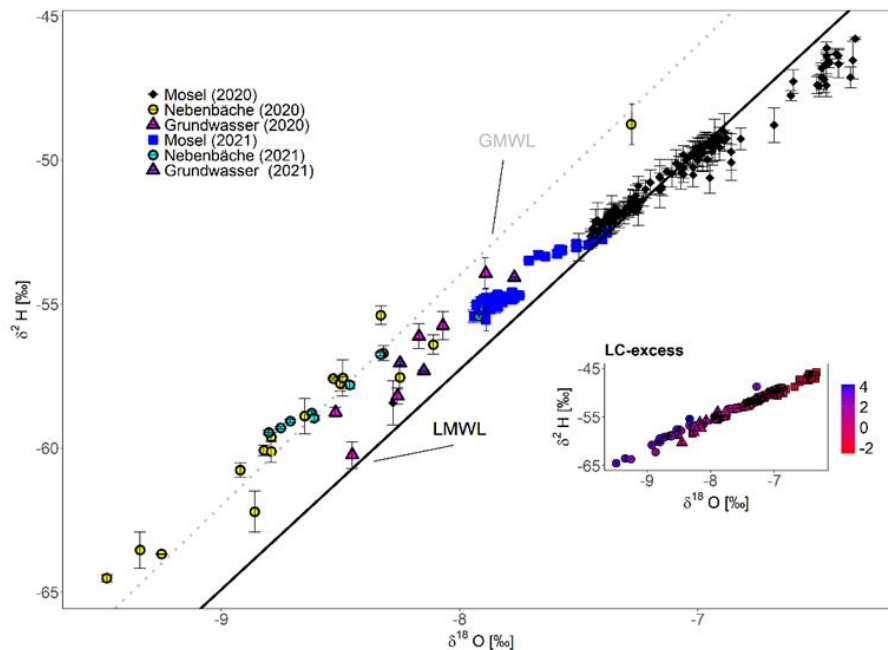


Abbildung 14: Bi-plot aus $\delta^{18}\text{O}$ und $\delta^2\text{H}$ für die Mosel, Nebengewässer und Grundwasser beprobt während der ersten (Oktober 2020) und zweiten (August/September 2021) Schiffsbefahrung. Die Isotopendaten sind im Vergleich zur GMWL und der LMWL. Die LMWL wurde aus den monatlichen Isotopendaten des Niederschlags bei Trier-Petrisberg (1978 – 2013) gebildet. Die eingebettete Abbildung zeigt den LC-excess nach Landwehr und Coplen (2006).

5.1.2 Summarische Betrachtung von Spurenstoffen entlang der Mosel

Um den Status quo der Spurenstoffe entlang der gestauten, grenzüberschreitenden Bundeswasserstraße Mosel und ausgewählter Nebenflüsse zu ermitteln, wurden 127 Wasserproben der Mosel sowie 16 Nebenflüsse auf über 150 organische Spurenstoffe nach Hermes *et al.* 2018 untersucht. Es konnten 86 Substanzen quantifiziert werden. Das Substanzspektrum zeigt keine moselspezifischen Substanzen, sondern Spurenstoffe, die über kommunale Kläranlagen eingeleitet werden. Im Vergleich zum Rhein sind die Konzentrationen in der Mosel im Durchschnitt um Faktor zwei bis drei höher. Dies war aufgrund des niedrigeren Abflusses, der Stauhaltung und dem höheren Abwasseranteil auch zu erwarten. Beispielhaft dargestellt ist die elektrische Leitfähigkeit und der Konzentrationsverlauf von Carbamazepin (CBZ) im Längsverlauf der Mosel in Abbildung 15. Aus der Abbildung ist ersichtlich, dass die Konzentration von Carbamazepin zwischen Moselkilometer 242 und 200 im Mittel bei 70 ng/L liegt. Der Einfluss der Saar mit 300 ng/L CBZ ist auch in den Proben aus der Mosel erkennbar. Im weiteren Verlauf liegt die mittlere Konzentration bei 110 ng/L. Die meisten Nebengewässer weisen geringere Konzentrationen an CBZ auf als die durchschnittliche Konzentration der Mosel.

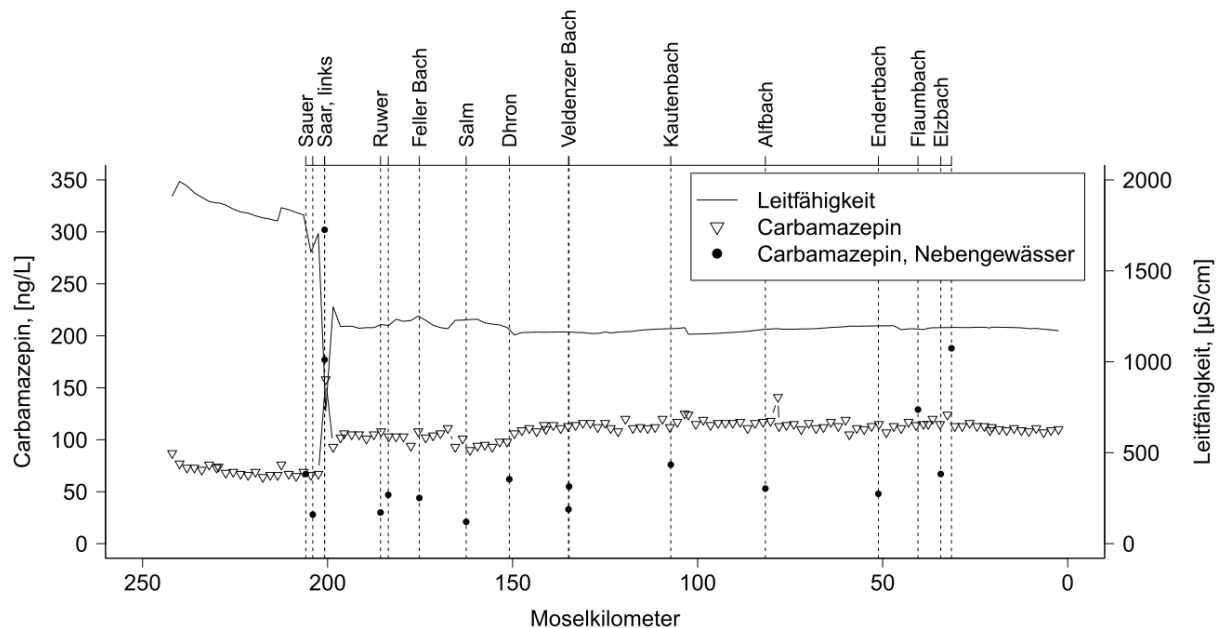


Abbildung 15: Längsverlauf der elektrischen Leitfähigkeit und der Konzentration von Carbamazepin in der Mosel (n=127) und den beprobten Nebengewässern (n=16).

Eine Cluster-Analyse der quantifizierten Spurenstoffe des OW, welche im Rahmen der ersten Schiffsbefahrung gewonnen wurden, zeigt, analog zu den Ergebnissen der Leitfähigkeit, eine Zweiteilung der Mosel (Tabelle 12 und Abbildung 17). Dadurch lassen sich Stoffe in Gruppen zusammenfassen, die einen ähnlichen Verlauf von relativen Konzentrationsänderungen in Moselfließrichtung haben. Zwei Cluster kennzeichnen die Obermosel (Moselkilometer 242 – 200). Cluster A beinhaltet Spurenstoffe, die einen Konzentrationsanstieg in Folge des Zuflusses der Saar auszeichnen (Stoffe mit deutlich höheren Konzentrationen in der Saar). Cluster B kennzeichnet die Spurenstoffe, die unterhalb der Saarmündung eine niedrigere Konzentration (Stoffe mit deutlich geringeren Konzentrationen in der Saar) aufweisen.

Die Spurenstoffe im Bereich der Untermosel, unterhalb der Saarmündung bei Mosel-km 200 bis zur Mündung bei Koblenz (Moselkilometer 0), lassen sich durch drei Cluster beschreiben. Cluster C beinhaltet Spurenstoffe, bei denen die Konzentration im Verlauf der Mosel abnimmt. Für einige der Substanzen in diesem Cluster ist bekannt, dass sie durch photochemische (z. B. Diclofenac) oder biologische (z. B. Metoprolol und Ibuprofen) Transformationsprozesse abgebaut werden können. Dementsprechend lässt sich dieses Cluster insbesondere durch einen Abbau dieser Stoffe entlang der Fließstrecke erklären. Die Spurenstoffe von Cluster D zeigen eine höhere Variabilität im Vergleich zu Cluster C bis Flusskilometer 130 bis 140 und dann eine relativ konstante Konzentration im Verlauf der Untermosel. Diese Stoffe sind weniger gut abbaubar oder es besteht ein Gleichgewicht zwischen Transformation und Eintrag aus Kläranlagen. Cluster E repräsentiert Spurenstoffe, deren Konzentrationen im Verlauf der Untermosel ansteigt. Weitere Einträge aus Kläranlagen könnten diesen Anstieg dieser Substanzen verursachen. In dieses Cluster fallen allerdings auch Transformationsprodukte, wie z. B. Valsartansäure deren Konzentrationen aufgrund ihrer Bildung entlang der Fließstrecke zunehmen können (Abbildung 16).

Ausgewählte Beispiele von Spurenstoffen zu diesen Clustern finden sich in Tabelle 12. Anhand dieser Klassifizierung stellt sich die Saarmündung als entscheidend für die Konzentrationsdynamik der hier ausgewählten Spurenstoffe heraus.

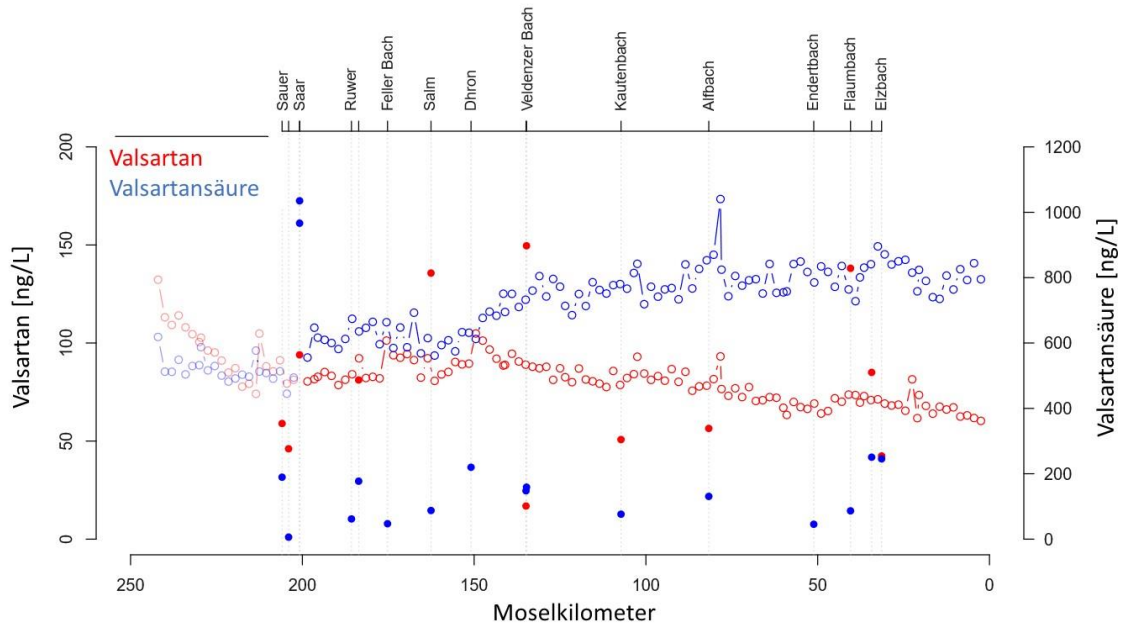


Abbildung 16: Konzentrationen von Valsartan (rot) und seines Haupt-TPs Valsartansäure (blau). Offene Kreise: Proben entlang der Mosel; gefüllte Kreise: Proben der Nebenflüsse. Valsartan wird zu Cluster C gezählt, da seine Konzentration abnimmt. Die Konzentration seines Haupt-TPs Valsartan-Säure nimmt zu und wird daher zu Cluster E gezählt.

Tabelle 12: Zuordnung einzelner, ausgewählter Spurenstoffe zu den Clustern (s. a. Abbildung 17).

	Moselabschnitt	Clusterverhalten	Stoffe (Beispiele)
Cluster A	Obermosel	Konzentration nimmt nach dem Zufluss der Saar zu	Acyclovir, Benzotriazol, Diclofenac, lomeprol, Sitagliptin, Venlafloxin, Carbamazepin, Ibuprofen, Metoprolol, Sulfamethoxazol
Cluster B		Konzentration nimmt nach dem Zufluss der Saar ab	Acetaminophen, Atenolol, Flecainid und Transformationsprodukte, Oxazepam, Tramadol und Transformationsprodukte
Cluster C	Untermosel	Konzentration nimmt ab	Acetaminophen, Atenolol, Diclofenac, Ibuprofen, Metoprolol, Naproxen, Valsartan
Cluster D		Konzentration variiert, bleibt aber gleich	Cetirizin, Fexofenadin, Flecainid, Gabapentin, Oxazepam, Tramadol
Cluster E		Konzentration nimmt zu	Benzotriazol, Gabapentin-lactam, Carbamazepin, Oxypurinol, Sulfamethoxazol, Valsartansäure und Transformationsprodukte

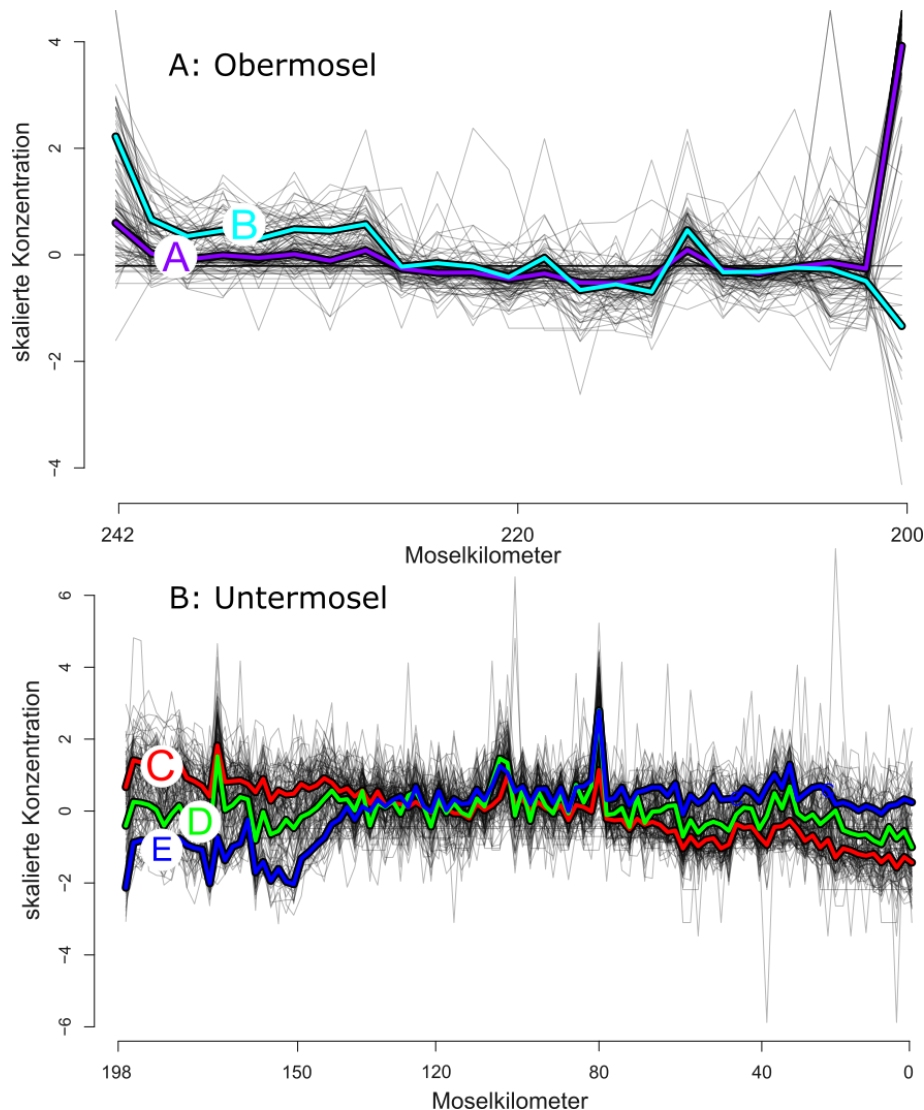


Abbildung 17: Relative Konzentrationsänderung und Resultate der Cluster-Analyse der Spurenstoffdaten des OW, basierend auf der OW-Beprobung während SB 1 im Oktober 2020.

Abschliessend ist darauf hinzuweisen, dass nicht alle existierenden Zuflüsse der Mosel, sondern nur die in Tabelle 6 gelisteten Nebengewässer beprobt wurden. Weitere Zuflüsse durch Kläranlagen oder kleinere Gewässer wurden nicht einbezogen. Unterschiedliche Spurenstoff-Zusammensetzungen aus den Abwässern aus Frankreich und Deutschland sind möglich, aber können nur schwer differenziert werden. Bei den Ergebnissen sollte zudem berücksichtigt werden, dass die Probenahme im fließenden Gewässer stattfand und nicht gewährleistet werden konnte, dass immer dasselbe Wasserpaket beprobt wurde (Unterkapitel 6.4). Daher sind die gezeigten Ergebnisse eher als Tendenz zu interpretieren.

5.1.3 Grundwasser

Die verschiedenen Grundwasserproben an Standorten entlang der Mosel zeigen generell eine geringe Variabilität im Lösungsinhalt. Die spezifische elektrische Leitfähigkeit als Indikativparameter für den Gesamtlösungsinhalt an den jeweiligen GWM ist in Abbildung 18 gezeigt. Die im Zuge der GW-Beprobungen an den GWM entlang der Mosel ermittelten Vor-Ort-Parameter, die Hauptionen sowie die DOC-Gehalte werden aufgrund der generell niedrigen Variabilität in Tabelle 11 (Unterkapitel 5.1.1) als Mittelwerte angegeben.

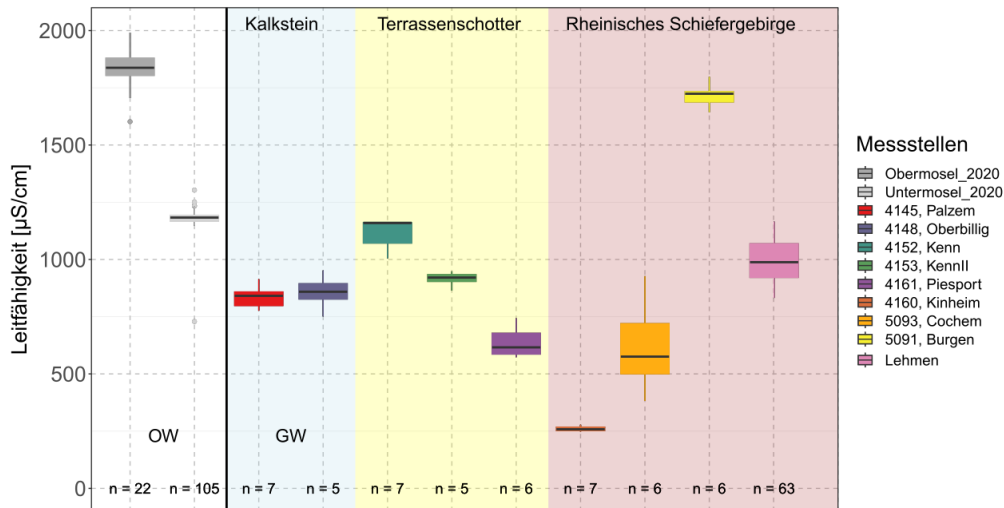


Abbildung 18: Boxplots der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit des GW und des OW (SB 1). Der Boxplot für Lehmen beinhaltet die Daten von allen GWM (GMS 1, GMS 2, GMS 4.1 und GMS 5.2). Die Filterstrecken der GWM in Lehmen liegen im quartären Terrassenschotter.

Die niedrigsten Leitfähigkeiten des GW (minimal 260 $\mu\text{S/cm}$) sind in Kinheim zu finden, die höchsten in Burgen (1700 $\mu\text{S/cm}$, GWM 5091). Alle anderen LF-Werte bewegen sich innerhalb dieses Wertebereichs. In Burgen wurden ebenso die höchsten Calcium- und Magnesium-Gehalte sowie hohe Natrium- und Chlorid-Konzentrationen gemessen. Zusätzlich wurde Nitrat im Mittel mit 116 mg/L bestimmt. Diese, sich deutlich von den anderen GWM unterscheidenden, vergleichbar hohen Konzentrationen sind vermutlich auf eine anthropogene Beeinflussung zurückzuführen. Die GWM 5091 steht im Unterstrom eines Campingplatzes. Ob dieser im kausalen Zusammenhang mit den beschriebenen auffälligen Werten bei GWM 5091 steht, konnte jedoch nicht geklärt werden. Die Mosel als Ursache (z. B. für die erhöhten Chlorid-Konzentrationen) kann jedoch aufgrund der unauffälligen Tritiumgehalte ausgeschlossen werden (Abbildung 23). Eine weitere Besonderheit stellt das Grundwasser in Piesport dar. Es zeigt sehr geringe Tritiumwerte, ist sauerstoffarm (Sauerstoffgehalt im Mittel bei 0,3 mg/L) bei gleichzeitig überdurchschnittlich hohem DOC-Gehalt von 7,5 mg/L.

Die beprobten Grundwässer sind nach Furtak & Langguth (1967) vornehmlich als „Erdalkalische Wässer“ einzustufen, die Streuung ist allerdings größer als beim OW (Abbildung 19). Die Spannweite reicht von „Normal erdalkalisches Wasser“ (dominante Ionen: Calcium und Hydrogencarbonat) bis zu „Erdalkalisches Wasser, überwiegend chloridisch“ (dominant hier im Wesentlichen auf Kationenseite Calcium und auf Anionenseite neben Hydrogencarbonat vor allem Chlorid, bei Kenn I neben Hydrogencarbonat Sulfat). Ausnahme bildet das GW im Bereich der GWM Cochem, welches nach Furtak & Langguth (1967) als „Alkalisches Wasser“ zu klassifizieren ist. Hier bildet Natrium das dominante Kation und Chlorid das dominante Anion.

Im Hinblick auf die Identifizierung von influenten Bedingungen entlang der Mosel sind insbesondere die Tritium-Konzentrationen hilfreich (Abbildung 20). Die höchsten Konzentrationen wurden erwartungsgemäß im OW gemessen und beliefen sich auf Mittelwerte von 54 Bq/L in der Obermosel und 20 Bq/L in der Untermosel. Im Gegensatz dazu besitzen die meisten beprobten Grundwässer eine Tritium-Konzentration von ungefähr 1 Bq/L und sind somit in der Größenordnung vergleichbar mit der atmosphärischen Hintergrundkonzentration. Eine Ausnahme hiervon zeigt sich bei den GWM im Bereich der Staustufe Lehmen. Hier wurde eine mittlere Tritium-Konzentration von 13 Bq/L ermittelt. Da andere Tritiumquellen ausgeschlossen werden können, belegen diese Ergebnisse influente Bedingungen in den durch die Stauhaltung beeinflussten GWM in Lehmen an, während die anderen GWM entlang der Mosel keine Beeinflussung von Oberflächenwasser aufweisen.

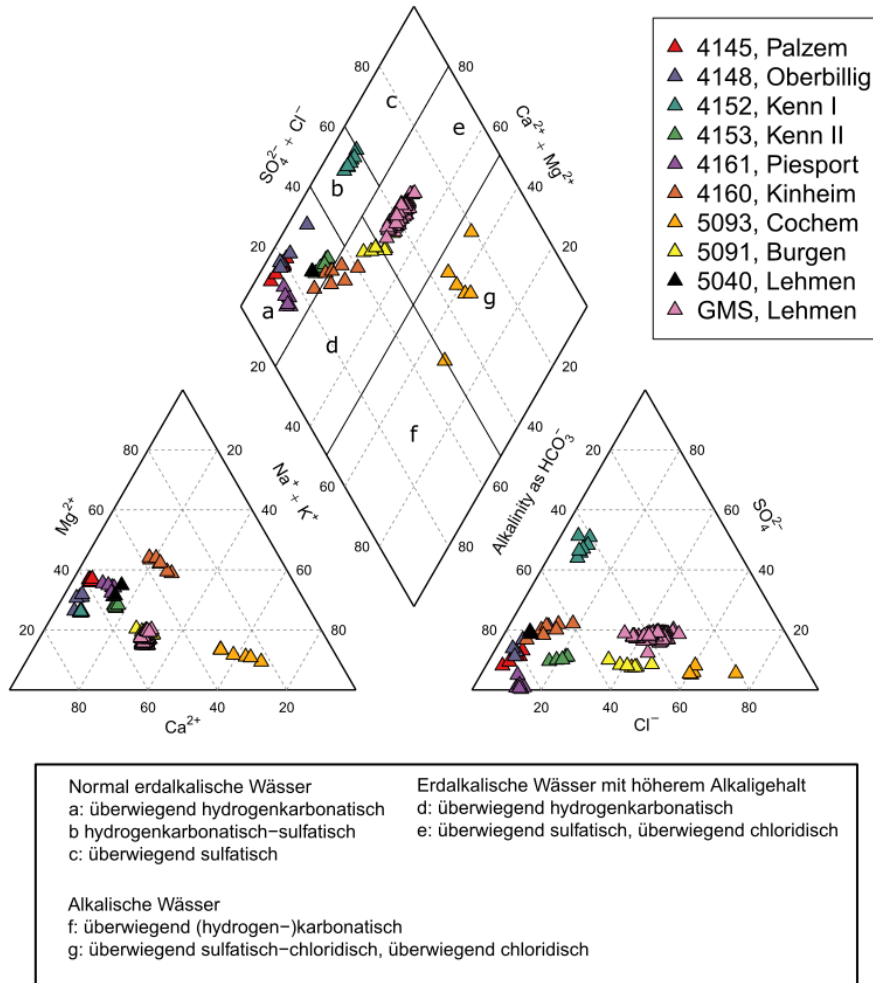


Abbildung 19: Piper-Diagramm des Grundwassers entlang der Mosel. Klassifizierung nach Furtak & Langguth (1967).

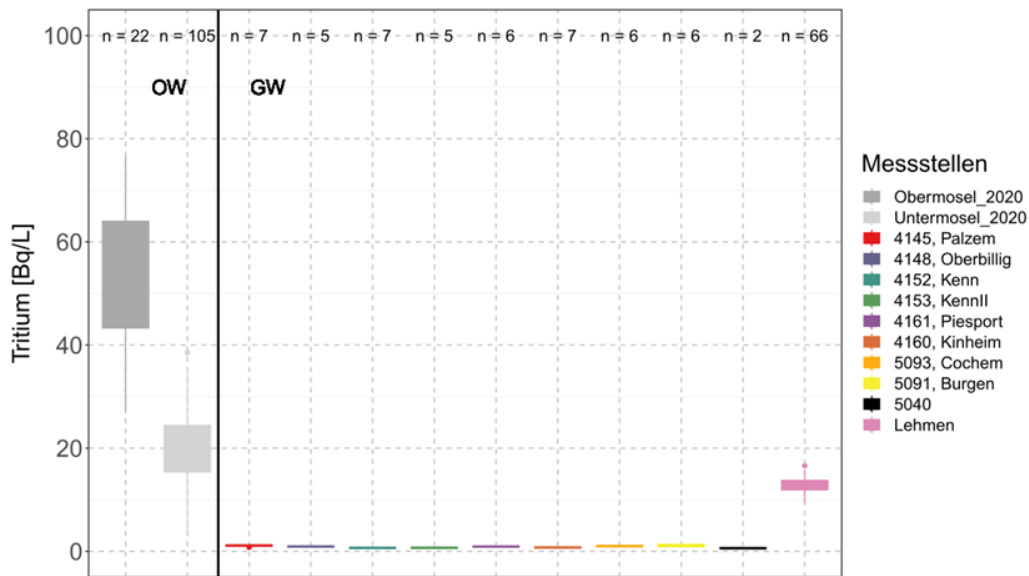


Abbildung 20: Boxplots der Tritium-Konzentration des GW und des OW (SB 1). Der Datensatz „GWM, Lehmen“ fasst die Daten aller in Lehmen vorhandenen GW-Proben zusammen.

5.2 Detailstandort Staustufe Lehmen

5.2.1 Grundwasserstand, -fließrichtung und -fließgeschwindigkeit im Bereich der Staustufe Lehmen

Wie bereits beschrieben, diente der Schleusenstandort Lehmen insbesondere der exemplarischen Untersuchung der Frage, ob die an Schleusenstandorten vorliegenden künstlichen Gradienten zwischen Oberwasser und Unterwasser zu einer verstärkten Interaktion zwischen OW und GW führen und ob sich diese Interaktion auch in der Hydrochemie belegen lässt. Hierfür erfolgte die Beprobung der vier GWM GMS1, GMS4.2, GMS5.2 und GMS2 (von Süd nach Nord, Abbildung 7) im monatlichen Intervall.

Der hydraulische Gradient ist vom Oberwasser (Messpunkt OW_OP) in Richtung GMS 1 gerichtet, beträgt im Mittel aber nur etwa 5 Zentimeter. Der hydraulische Druckunterschied zwischen GMS1 und der unterstromig positionierten GMS4.2 ist dagegen mit etwa 4 m sehr steil (Abbildung 21 und 22). Dies ist insofern auffällig, als dass GMS4.2 noch im Bereich des Oberwassers verortet ist, sich jedoch zeigt, dass die GWM deutlich vom Oberflächenwasser-Stand der Mosel im Unterwasser beeinflusst ist. Zwischen GMS4.2 und GMS5.2 beträgt der Höhenunterschied weitere 2,5 m.

Ausgehend von den beschriebenen Hydraulikdaten bzw. dem Gradienten zwischen den Messpunkten lässt sich ableiten, dass OW im Bereich des Oberwassers – falls überhaupt – dem Grundwasserleiter im Bereich von GMS1 nur in geringem Maße zuströmt, das Grundwasser unterhalb von GMS1 uferparallel Richtung GMS4.2 strömt und anschließend das Schleusenbauwerk in Richtung GMS5.2 um- bzw. nachfolgend dem Oberflächenwasser im Bereich Unterwasser zuströmt.

Auf Höhe von GMS4.2 besteht grundsätzlich zwar der größte Potentialunterschied zwischen OW und GW, jedoch finden sich hier wasserbauliche Elemente (Spund- und Schleusenwand, Abbildung 7), so dass ein OW-Zustrom trotz des großen Potentialunterschieds zwischen OW und GMS4.2 grundsätzlich als stark eingeschränkt angenommen werden kann. Laut mündlicher Information des WSV-Baubovollmächtigten vom WSA Mosel-Saar-Lahn, besteht allerdings zwischen den beiden Elementen (Einbau 2016) eine 1 m breite, nicht verbaute Öffnung. Dies ist konsistent zu den hydrochemischen Daten die an der GMS4.2 eine größere Beeinflussung des GW durch OW im Vergleich zu den anderen GWM (GMS1 und GMS5.2) aufzeigen.

Im Rahmen des geplanten Ausbaus der zweiten Schleusenkammer wurden von der BAW umfangreiche Untersuchungen am Standort Lehmen durchgeführt. Daten zum Wasserstand mit 14-tägiger Auflösung liegen beginnend 2009 bis zum Ende des Jahres 2021 vor (Abbildung 21).

Die langjährigen Wasserstandmessungen geben das oben beschriebene Strömungsbild ebenfalls wieder und zeigen, dass die Grundwasserstände der GMS4.2, GMS5.2 und auch der GMS2 deutlich durch den Pegelstand im Unterwasser (Wasserstand_UP) gesteuert werden. Weiterhin ist ersichtlich, dass die etwas weiter westlich gelegene GWM GMS2 ein geringeres hydraulisches Potential (etwa 15 cm Wassersäule) aufweist als GMS5.2. Dies bestätigen auch die eigenen hochaufgelösten Grundwasserstandmessungen (Abbildung 22). Auf Grundlage dieser Daten ist grundsätzlich zu schlussfolgern, dass zwischen GMS2 und der moselnäheren GMS5.2 eine Grundwasserscheide existiert, diese jedoch nicht dauerhaft hydraulisch wirksam zu sein scheint. Hierfür sprechen einerseits die direkte Reaktion des GW-Standes bei GMS2 auf Potentialänderungen im Unterwasser sowie der Nachweis von Tritium bei GMS2.

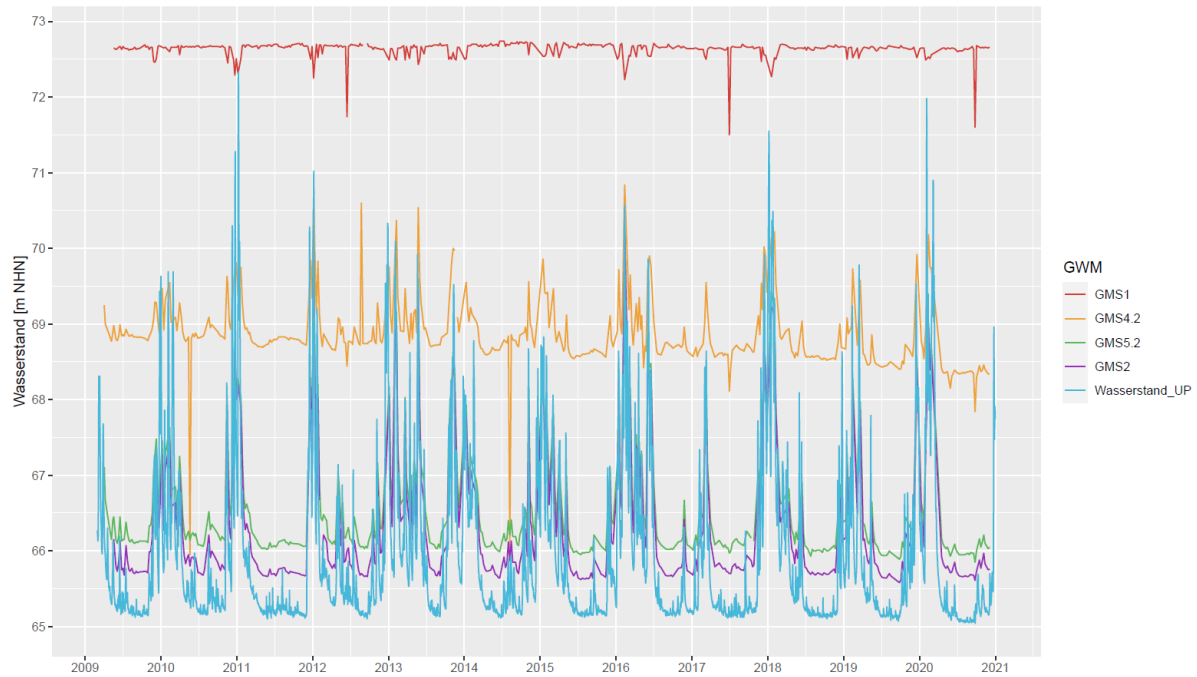


Abbildung 21: Wasserstand der GWM am Standort Lehmen in der Zeit 2009 bis 2021 (ohne OP), Datenquelle: BAW (2012).



Abbildung 22: Grundwasserstandganglinien von GMS1, GMS4.2, GMS5.2 und GMS2. Deutlich ist der grundsätzlich identische Ganglinienverlauf bei GMS4.2, 5.2 und 2 erkennbar, welcher direkt vom Pegelstand im Unterwasser der Staustufe abhängig ist (vergleiche Abbildung 28/Abbildung 29). GMS2 weist dabei ein geringeres Druckpotential auf als die moselnäher gelegene GMS5.2 (zur Lage der GWM siehe Abbildung 7).

Abbildung 23 zeigt das für die Staustufe Lehmen resultierende Strömungsfeld bei der Umströmung der Schleuse Lehmen auf der linken Uferseite:

- (1) diffuser, nicht klar lokalisierbarer OW-Zustrom im Oberstrom der GMS1
- (2) uferparallel strömendes GW von GMS1 in Richtung GMS4.2 bei quantitativ geringfügigem Zustrom von OW im Bereich von GMS4.2 (s. a. nachfolgend); Gradient zwischen GMS1 und GMS4.2 dabei etwa 50 % des gesamten beobachteten Gradienten zwischen Oberstrom und Unterstrom
- (3) Umströmung der Schleuse bei deutlich abflachendem Gradienten
- (4) Exfiltration von GW in Richtung Mosel Unterstrom des Unteren Vorhafens (nicht lokalisierbar)

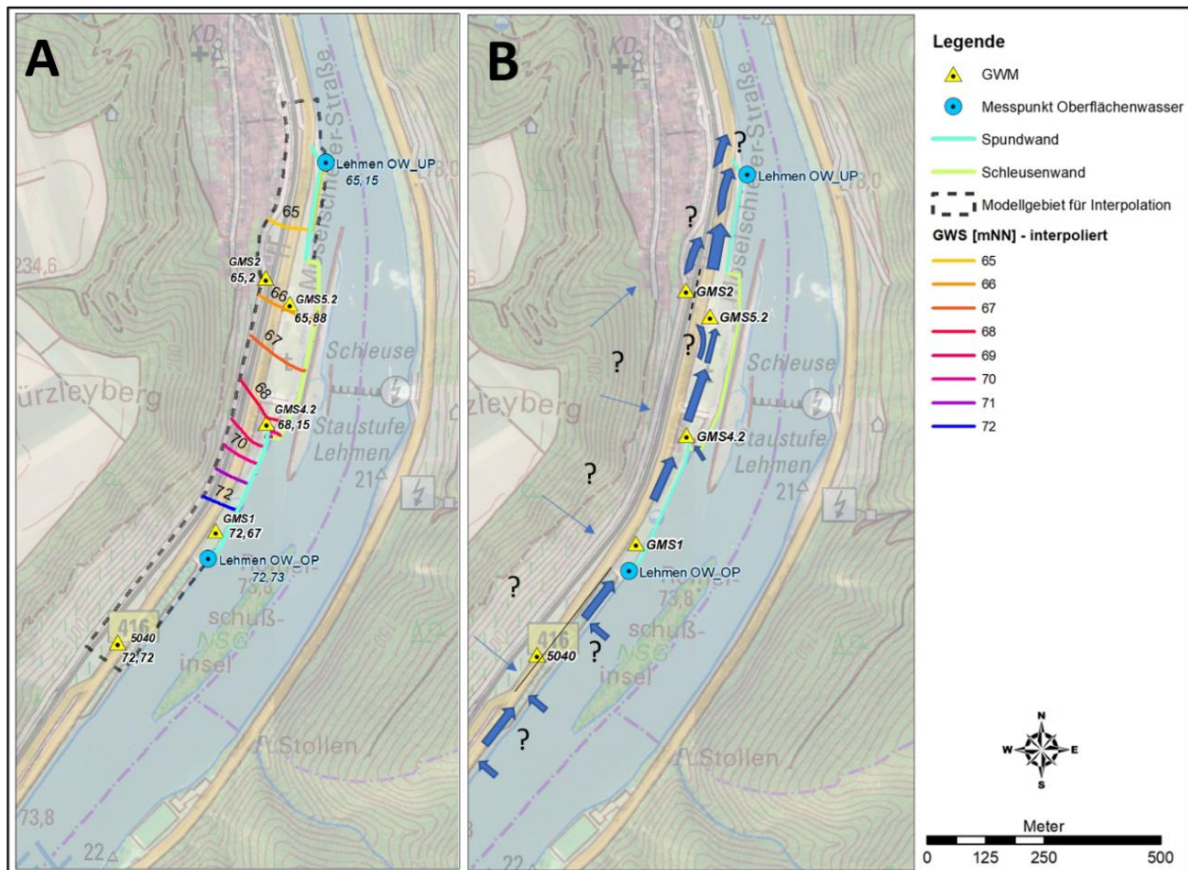


Abbildung 23: (A) Grundwassergleichen am linken Ufer der Staustufe Lehmen für den Stichtag 12.07.22 inklusive Angabe der Wasserstände an den Messpunkten am Stichtag. Das Modellgebiet (gestrichelte schwarze Linie) wurde zur Erstellung der Isolinien definiert. Es ergibt sich ein steiler Gradient zwischen GMS1 und GMS4.2, welcher in Richtung GMS5.2 abflacht. Spundwände und die Schleusenwand sind als Linien eingezeichnet. Aufgrund der Öffnung im Übergangsbereich zwischen Spund- und Schleusenwand ergibt sich auch eine Stromlinie vom OW in Richtung GMS4.2. Nicht berücksichtigt: Zustrom von Hangwasser vom westlich gelegenen Würzleyberg in Richtung Vorflut. (B) Schematische Darstellung der Wasserbewegungen bei der Umströmung der Staustufe Lehmen. Fragezeichen bedeuten, dass der genaue Sachverhalt bzw. eine Stromrichtung nicht belegt werden konnte.

Wie in Unterkapitel 3.2 erläutert, erfolgt die Abschätzung der Grundwasserfließgeschwindigkeit anhand des Gesetzes von Darcy für den Bereich zwischen GMS1 und GMS4.2, da hier von einem uferparallelen Strompfad ausgegangen werden kann. Bei allen GWM am Standort Lehmen ist die Filterstrecke im Inselterrassenschotter (sandiger Kies) ausgebaut, die effektive Porosität n_e wird mit 10 % angesetzt. Da die Inselterrassenschotter heterogen aufgebaut sind, ist die Angabe einer oberen ($3 \cdot 10^{-5}$ m/s) und unteren ($2 \cdot 10^{-3}$ m/s) Grenze des Durchlässigkeitsbeiwertes k_f sinnvoll. Auf dieser Grundlage ergeben sich zwei Werte zur Abstandsgeschwindigkeit. Innerhalb dieser Grenzen wird der wahre Wert vermutet. Aufgrund der geringen Variabilität der gemessenen Grundwasserstände kann eine

Darstellung der Ergebnisse für einen Stichtag gewählt werden. Die berechneten Abstandsgeschwindigkeiten (Tabelle 13) werden für den Stichtag 12.07.2022 angegeben. Die Fließzeiten zwischen GMS1 und GMS4.2 liegen, basierend auf den getroffenen Annahmen, zwischen minimal 8 und maximal 551 Tagen.

Tabelle 13: Abschätzung der Abstandsgeschwindigkeit zwischen den GWM GMS1 und GMS4.2 für den Stichtag 12.07.2022.

Pfad GMS1 zu GMS4.2	
Distanz [m]	254
$v_{a \text{ (min)}}$ [m/d]	0,46
$v_{a \text{ (max)}}$ [m/d]	30,8
minimale Fließzeit [d]	8
maximale Fließzeit [d]	551

5.2.2 Weiterführende Betrachtung der GW-Situation anhand ausgewählter physiko-chemischer und hydrochemischer Parameter

Wie in Unterkapitel 5.1 bereits erläutert, zeigen die GWM an der Staustufe Lehmen als einzige untersuchte GWM einen direkten OW-Einfluss an (Indikativparameter Tritium). Auch die Hauptlösungsinhalte des GW in Lehmen wurden dort bereits beschrieben, sodass zusammenfassend festgestellt werden kann, dass (1) alle GWM am Standort Lehmen einen vergleichbaren Chemismus aufweisen und die Streuung bei den Konzentrationen der Hauptlösungsinhalte gering ist und (2) das GW an der Staustufe Lehmen hydrochemisch grundsätzlich dem OW ähnelt, im Vergleich zum OW aber geringfügig geringere Konzentrationen der Hauptlösungsinhalte aufweist. Zur weiterführenden Beschreibung von Strömung und Transport am Standort Lehmen werden nachfolgend weitere Indikatoren beschrieben.

5.2.2.1 Eingrenzung der Grundwasserfließgeschwindigkeit mittels Tritium und $\delta^{18}\text{O}$

Die monatliche Dynamik von Tritium aus Monatsmischproben in der Mosel und aus Einzelproben im GW ist in Abbildung 24 dargestellt. Es ist deutlich zu erkennen, dass die Tritium-Konzentrationen in der Mosel starken Schwankungen unterworfen waren und zum Ende des kalendarischen Jahres grundsätzlich höhere Konzentrationen von teilweise mehr als 20 Bq/L vorlagen. Die Zeiträume mit niedrigeren Konzentrationen von 10 Bq/L traten jeweils von Januar bis März sowie im Juli auf. Im Gegensatz dazu zeigte sich die Tritium-Konzentration im GW deutlich konstanter und pendelte in einem Bereich von 9,5 und 16,6 Bq/L. Da die Tritium-Konzentration im GW die Konzentrationsschwankungen in der Mosel in gedämpfter Form wiedergibt, konnten hieraus graphisch Verweilzeiten des OW im Grundwasserleiter abgeleitet werden. Die Abschätzung von Verweilzeiten erfolgte anhand von Ereignissen vergleichbar hoher bzw. niedriger Tritium-Konzentrationen in der Mosel und dem darauffolgenden Konzentrationsverlauf als Folge influenter Verhältnisse im GW (Abbildung 24). Für die Ereignisse #1, #2, #3 und #4 ergab sich ein durchschnittlicher zeitlicher Versatz von etwa 90 bis 150 Tagen, abhängig von der zugrunde gelegten GWM. Der Vergleich der Konzentrationsamplituden von Tritium im OW und GW für diese Ereignisse ergab eine berechnete Verweilzeit von OW im GW mit Bezug auf GMS4.2 von ca. 90 bis 120 Tagen.

Einen weiteren Vergleich erlaubt die Betrachtung der Verweilzeiten bezogen auf die Dynamik des $\delta^{18}\text{O}$ -Isotopenverhältnisses (Abbildung 25), die einen zeitlichen Versatz von 60 bis 75 Tagen zeigen und damit etwas kürzere Verweilzeiten, als die aus der Tritium-Dynamik abgeleiteten Verweilzeiten. Insgesamt stimmten die betrachteten Methoden (Tritium, $\delta^{18}\text{O}$) in ihrer zeitlichen Größenordnung gut überein.

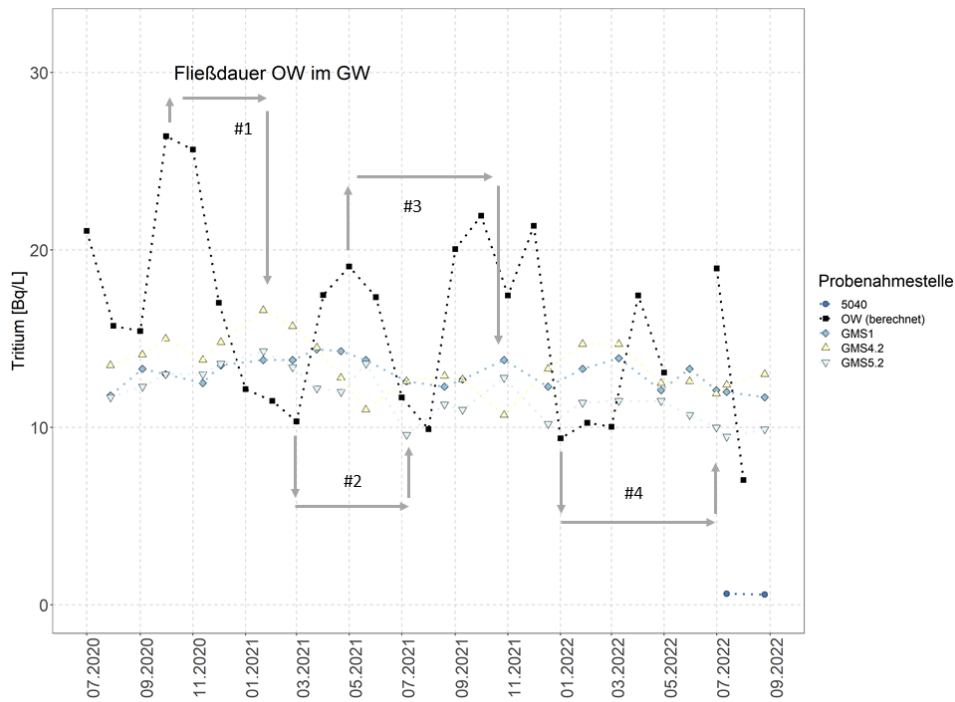


Abbildung 24: Zeitlicher Verlauf der Tritium-Konzentration im Oberflächenwasser (berechnet auf der Basis von Monatsmischproben aus Wincheringen und Koblenz) und Grundwasser in Lehmen (GWM GMS 1, 4.2 und 5.2) für die Jahre 2020 bis 2022. Die Pfeile zeigen die potenzielle Fließdauer von Oberflächenwasser der Mosel in das Grundwasser an. Als verfolgbare Ereignisse #1, #2 und #3 wurden relativ hohe bzw. niedrige Tritium-Konzentrationen in der Mosel gewählt.

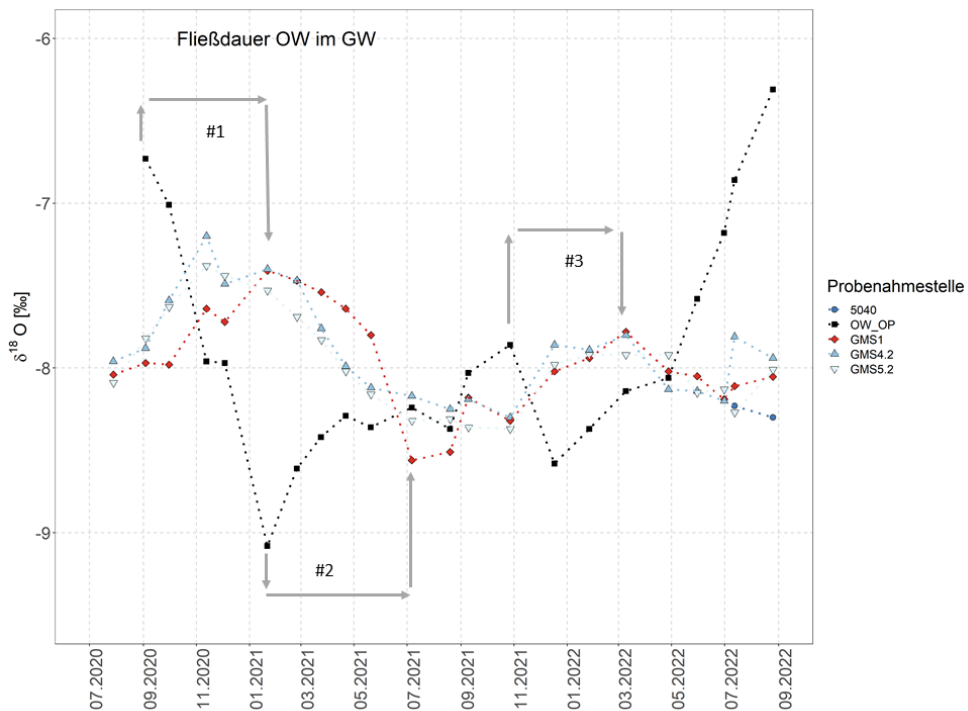


Abbildung 25: Zeitlicher Verlauf des $\delta^{18}\text{O}$ -Isotopenverhältnisses im Oberflächenwasser und Grundwasser in Lehmen (GWM GMS 1, 4.2 und 5.2) für die Jahre 2020 bis 2022. Die Pfeile zeigen die potenzielle Fließdauer von Oberflächenwasser der Mosel in das Grundwasser an. Als verfolgbare Ereignisse #1, #2 und #3 wurden relativ hohe bzw. niedrige Isotopenverhältnisse in der Mosel gewählt.

5.2.2.2 Milieubedingungen im Bereich der Staustufe Lehmen

Grundsätzlich ergaben die im Zuge der monatlichen GW-Beprobungen durchgeführten Sauerstoff-Messungen, dass das GW im Bereich Lehmen geringe Sauerstoffgehalte von < 1 mg/L aufweist (Abbildung 26). Im Hinblick auf redoxsensitive Ionen, wie z. B. Nitrat, konnte jedoch kein zehrendes Milieu festgestellt werden. Entsprechend fanden sich auch nur geringe Konzentrationen von Mangan und Eisen im GW. Eine Ausnahme bildet hier GMS4.2, welche durchgängig Mangan-Konzentrationen > 100 $\mu\text{g/L}$ aufwies. Bei hohen Grundwasserständen konnten daneben bei GMS5.2 höhere Sauerstoffkonzentrationen bis etwa 4 mg/L gemessen werden. Es wird vermutet, dass dieser nur bei GMS5.2 festgestellte Zusammenhang wahrscheinlich mit einem westlichen Zustrom von Grundwasser zur GMS5.2 bei höheren Grundwasserständen zusammenhing. Weitere Ausführungen zu den Milieubedingungen in Lehmen siehe Unterkapitel 5.2.2.4.

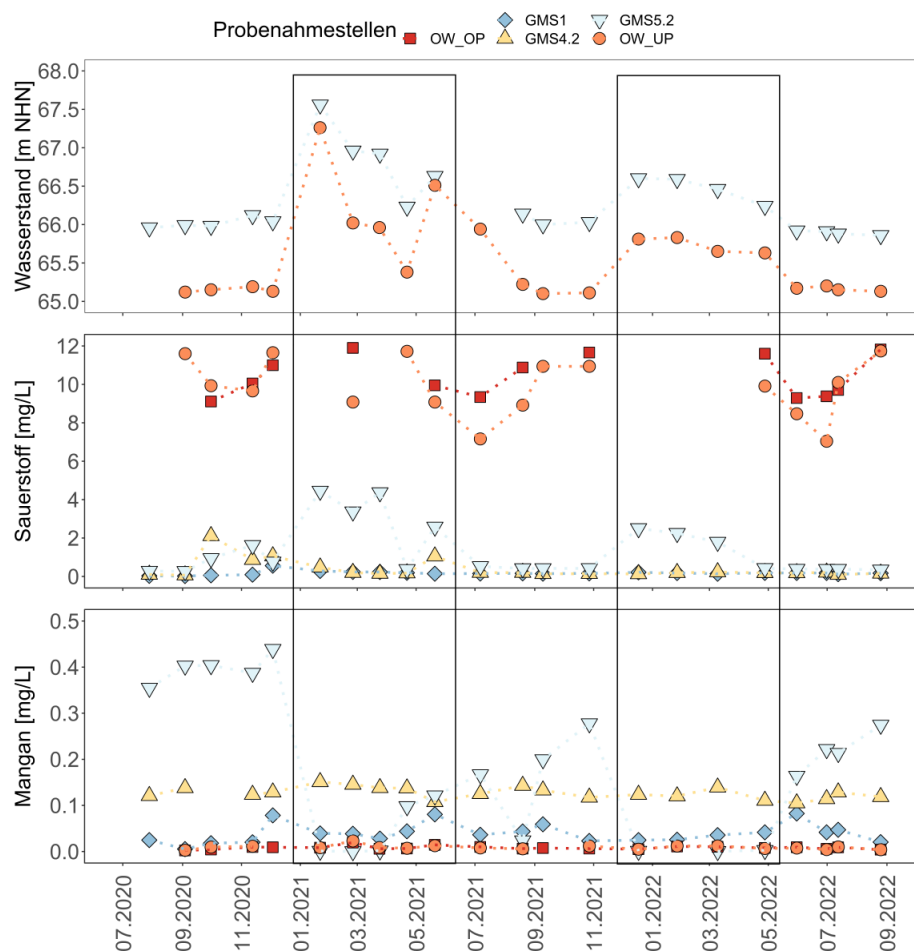


Abbildung 26: Sauerstoff und Mangan im GW an der Staustufe Lehmen; oben: Wasserstand GMS5.2 und OW_UP. Mitte: Sauerstoffkonzentration von Oberflächen- und Grundwasser. unten: Mangankonzentration von Oberflächen- und Grundwasser. Die Rechtecke markieren hohe Wasserstände mit hohen Sauerstoffkonzentrationen bei GMS5.2, welche mit hohen GW-Ständen einhergehen.

5.2.2.3 Zeitliche Dynamik des stofflichen Austauschs zwischen OW und GW an der Staustufe Lehmen

Wie in den vorhergehenden Abschnitten bereits beschrieben, konnte anhand der Untersuchungen kein Bereich klar identifiziert werden, an dem OW dem GWL im Oberstrombereich der Staustufe Lehmen zuströmt. Es ist vielmehr davon auszugehen, dass der OW-Zustrom, der durch das im GW von Lehmen nachgewiesene Tritium belegt werden konnte, eher diffus über längere Strecken Oberstrom

der Staustufe erfolgt und das dem GW zugeströmte OW sich dann über eine längere Wegstrecke uferparallel in Richtung Unterstrom bewegt.

Dass der OW-Zustrom zum GW eher diffus und somit zeitlich gepuffert erfolgt und eine im OW gemessene Konzentrationsspitze länger anhaltend sein muss, um im GW sichtbar zu werden, lässt sich anhand der Konzentrationsganglinien der als konservativ zu wertenden Parameter Chlorid, Tritium sowie dem Antiepileptikum Carbamazepin (CBZ) zeigen (Abbildung 27). Etwas geringer, aber dennoch deutlich, zeigen sich die Konzentrationsunterschiede im OW bei den Stoffen CBZ und Chlorid. Würde ein aktiver relevanter Zustrom von OW in den GWL im Nahbereich der Staustufe erfolgen, so müsste davon ausgegangen werden, dass sich entsprechende Konzentrationsspitzen auch im GW zeigen. Dies ist jedoch nicht der Fall. Zwar zeigen sich z. B. im CBZ-Verlauf einzelne Konzentrationsspitzen mit bis zu etwa 80 ng/L bei GMS1. Dass dieses Maximum jedoch mit dem Zustrom von OW in den GWL im direkten Zusammenhang steht, kann anhand der vorliegenden Daten nicht abgeleitet werden, da diese Konzentrationshöhe in der Zeit der Messungen ab 08.2020 nie im OW nachgewiesen wurde. Ein weiterer Beleg für die eher diffus erfolgende OW-Infiltration in den GWL kann aus den generellen Konzentrationshöhen abgeleitet werden, denn die im GW ermittelten Konzentrationen der betrachteten konservativen Stoffe liegen im Bereich des Medians der jeweiligen OW-Konzentration. Dies lässt sich nur mit einem diffusen, Konzentrationsspitzen puffernden Stoffaustausch zwischen OW und GW erklären.

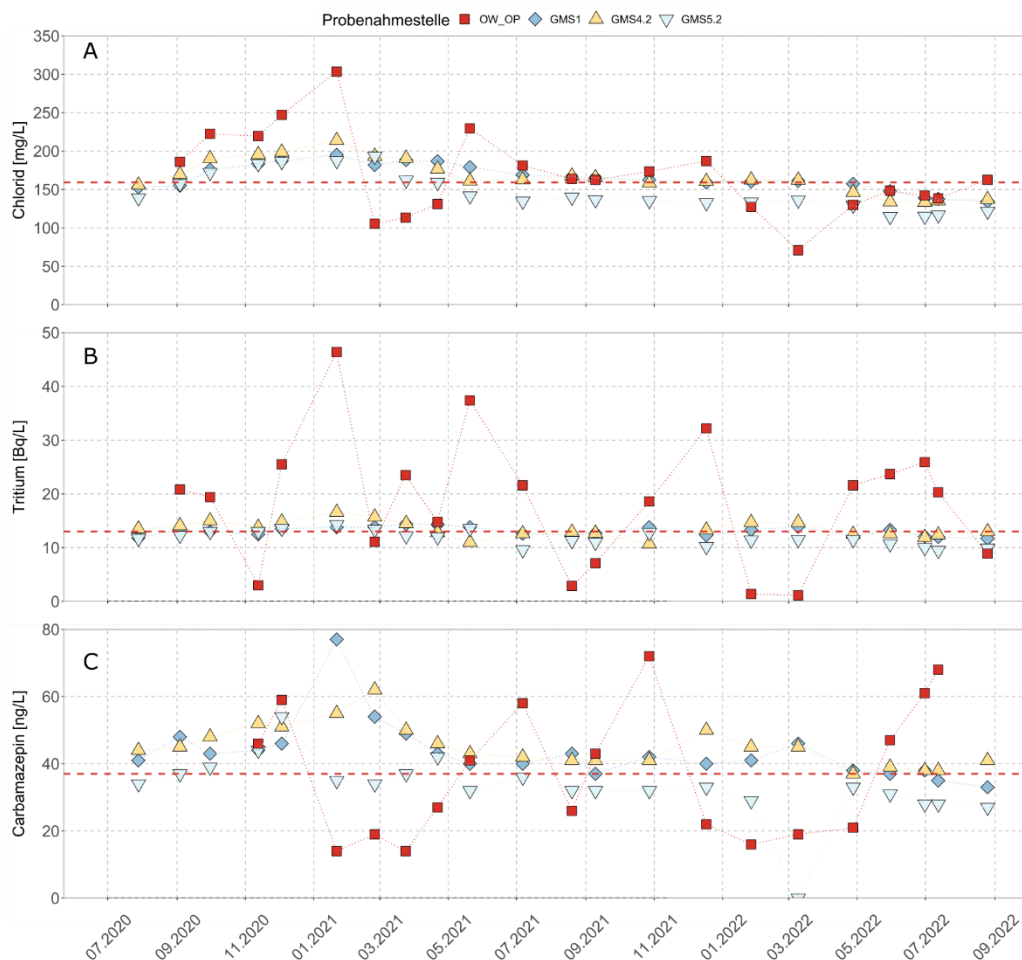


Abbildung 27: Chlorid (A), Tritium (B) und Carbamazepin (C) als Ergebnis der Stichtagsproben von OW und GW am Standort Lehmen; rote gestrichelte Linie: Median der OW-Konzentration des jeweiligen Stoffes.

5.2.2.4 Nutzung von Spurenstoffen zur ergänzenden Beschreibung der GWM

Tramadol (Tram) sowie dessen Transformationsprodukte (TPs) O-Desmethyltramadol (O-DT), N-Desmethyltramadol (N-DT) und NO-Didesmethyltramadol (NO-DDT) wurden sowohl im OW als auch im GW am Standort Lehmen im Zuge der Spurenstoff-Target-Analytik bestimmt. Der Eintrag von Tramadol sowie dessen TP in die aquatische Umwelt erfolgt vornehmlich über Abläufe kommunaler Kläranlagen. Sowohl Tramadol als auch die Transformationsprodukte weisen in konventionellen Kläranlagen nur eine geringe Abbaubarkeit auf. Im Oberflächengewässer können die Stoffe via Photodegradation sowie biotisch abgebaut werden (Rúa-Gómez & Püttmann 2013, Lopez *et al.* 2015). Oberleitner *et al.* (2020) beschreiben daneben eine effektive Reduktion („high removal efficiencies“) bis zu 70 % von Tramadol und den Tramadol-TPs O-DT und N-DT an Uferfiltrationsstandorten, wobei einer der untersuchten Standorte eher aerobe und der andere Standort eher anaerobe Milieubedingungen aufwies. Ob Abbau- oder Sorptionsprozesse für die Reduktion verantwortlich zeichnen, wurde in Oberleitner *et al.* (2020) nicht weiter untersucht. Eine N-Desmethylierung findet bevorzugt im aeroben statt, wohingegen für die O-Desmethylierung anaerobe Bedingungen vorliegen müssen (Rühmland *et al.* 2015).

Abbildung 28 zeigt die Konzentrationsverläufe von Tramadol, den oben genannten Tramadol-TPs sowie die Sauerstoffkonzentrationen für OW und den GWM am Detailstandort Lehmen. Während Tramadol und die Tramadol-TPs O-DT und NO-DDT im OW vergleichbare Konzentrationen von 20 bis 100 ng/L aufweisen, lag N-DT im OW durchweg im Bereich von 10-20 ng/L. Eine Konzentrationsdynamik wie bei Tramadol, O-DT und NO-DDT ist bei N-DT nicht erkennbar. Die Konzentrationsverhältnisse des Tramadols und seinen TP untereinander sind mit den Konzentrationsverhältnisse eines verdünnten Kläranlagenablaufes vergleichbar (1 [Tram] : 1 [O-DT] : 1 [NO-DDT] : 0.3 [N-DT]) (Rühmland *et al.* 2015). Die Sauerstoffkonzentration des Moselwassers liegt dabei im OW durchgängig im Bereich von 8 bis 10 mg/L.

Im GW zeigen sich deutlich geringere Konzentrationen von Tramadol, O-DT und NO-DDT. Nur die Konzentration von N-DT ist mit der Oberflächenwasserkonzentration vergleichbar. Würden sich diese Substanzen in der Grundwasserpassage konservativ wie z. B. Chlorid oder Carbamazepin verhalten, wäre mit ähnlichen Mediankonzentration im GW wie im OW zu rechnen. Durch die positive Ladung am Tramadol und seinen TP sollte aber eine Sorption während der Bodenpassage zu erwarten sein (Hermes *et al.* 2019). Diese Sorption sollte sich auch auf N-DT auswirken. Aufgrund der höheren N-DT Konzentrationen ist aber von einer N-Desmethylierung von Tramadol auszugehen, welche üblicherweise im aeroben stattfindet (Rühmland *et al.* 2015), ähnlich verhält es sich mit O-DT, welches auch unter aeroben Bedingungen zu NO-DDT abgebaut wird. Die Sauerstoffkonzentration des Grundwassers lag während der Probenahme bei weniger als 1 mg/L. Dies deutet auf unterschiedliche Redoxprozesse während der Grundwasserpassage hin. Auch erkennbar an den Konzentrationsunterschieden von Valsartansäure (OW: 900 ng/L; GSM1: 3 ng/L), welches unter aeroben Bedingungen abbaut, als auch das unter anaeroben (sulfatreduzierend) Bedingungen abbauende Oxipurinol (OW: 200 ng/L; GSM1: 4 ng/L) (Burke *et al.* 2018).

Im Vergleich zu GSM 1 sind die Konzentrationen von Tramadol und NO-DDT in GSM 4.2 und GSM 5.2 um ca. Faktor 3 höher, die Konzentration von N-DT ist nur um Faktor 1.5 erhöht. Sorptionseffekte sind während der GSM 4.2 Grundwasserpassage noch geringer als in GSM 1. Es kann eher von einer verstärkten OW Infiltration ausgegangen werden, mit Abbau von Tramadol und O-DT unter aeroben Bedingungen zu N-DT und NO-DDT. Da es sich bei Tramadol um ein chirales Schmerzmittel handelt, wäre hier eine Analytik zur Bestimmung der Enantiomerenverhältnisse hilfreich, um Sorption und Verdünnung von Biotransformation zu differenzieren. Inwiefern Sorptionprozesse eine Möglichkeit für das Entfernen/Verschwinden von Tramadol und seinen TP während der Grundwasserpassage sein könnte, könnte mithilfe einer Bodenanalyse überprüft werden. Tonminerale sind ein Hauptsorbens von positiv geladenen Verbindungen.

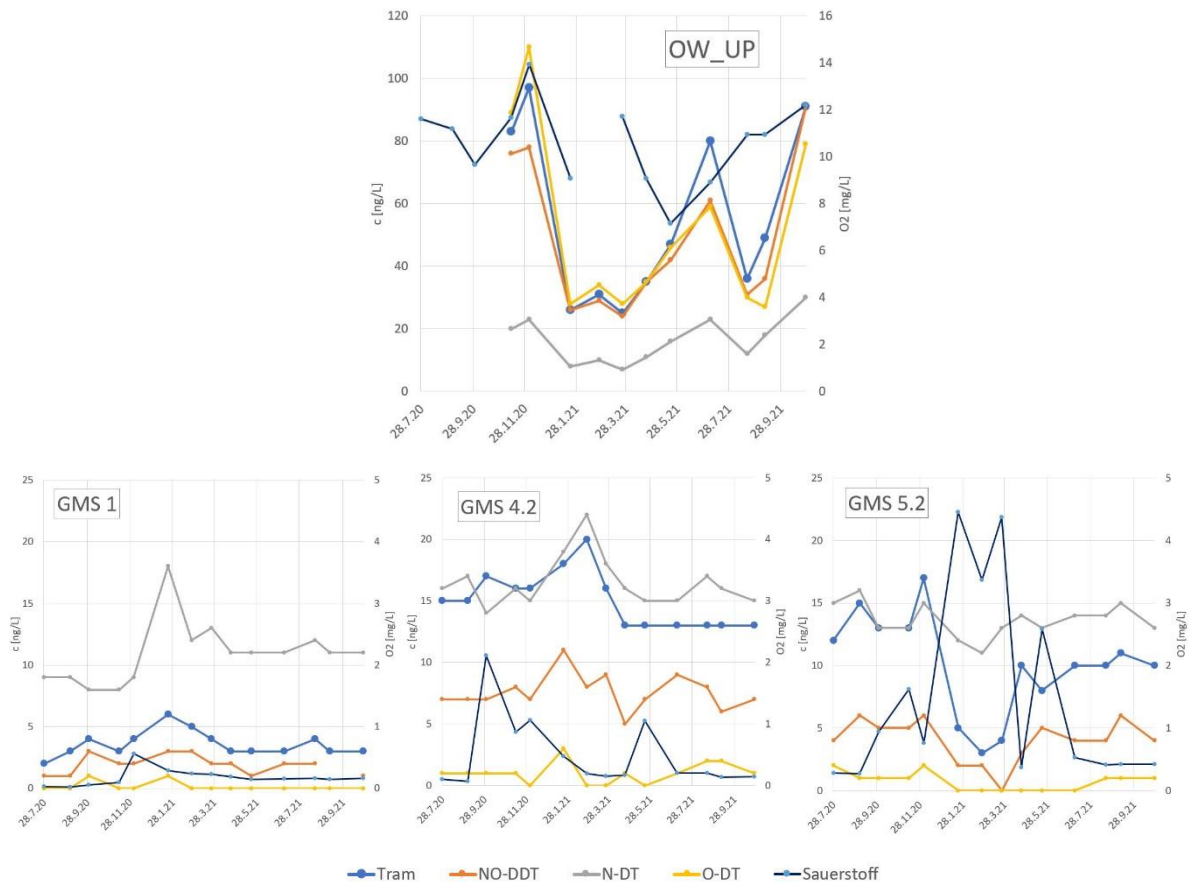


Abbildung 28: Konzentrationsverläufe von Tramadol (Tram) und seinen Transformationsprodukten O-Desmethyltramadol (O-DT), N-Desmethyltramadol (N-DT) und NO-Didesmethyltramadol (NO-DDT) gemeinsam mit Sauerstoff im OW (oben) sowie in GMS1 (unten links), GMS4.2 (unten mittig) und GMS5.2 (unten rechts).

5.2.3 Quantifizierung der influenten Verhältnisse

Die Ergebnisse der Abschätzung von OW-Anteilen im GW in Lehmen unter Nutzung des „End-member-mixing“-Modells (Kap. 4.2.7) ist in Abbildung 29 dargestellt. Die durchschnittlichen OW-Anteile in den GWM waren über den betrachteten Zeitraum vergleichbar und betrugen $45 \pm 23 \%$ an GMS1, $49 \pm 22 \%$ an GMS4.2 und $50 \pm 17 \%$ an GMS5.2. Jedoch zeigte sich eine ausgeprägte Dynamik mit wechselnden OW-Anteilen mit einer Spanne von $31 \pm 23 \%$ bis $93 \pm 6 \%$ an GMS1, $31 \pm 17 \%$ bis $93 \pm 5 \%$ an GMS4.2 und $29 \pm 19 \%$ bis $87 \pm 13 \%$ an GMS5.2. Die höheren OW-Anteile stimmten zeitlich mit erhöhten Tritium-Konzentrationen in der Mosel überein (Abbildung 29). Werden diese Ergebnisse im Zusammenhang mit den ermittelten Verweilzeiten (Unterkapitel 5.2.2) betrachtet, so lassen sich diese OW-Anteile im GW als relativ „junges“ Wasser von wenigen Monaten klassifizieren. Dieser Aspekt ergänzt die zeitliche Skala zur oben genannten Vermutung, dass der Bereich, bei dem OW dem GW zuströmt, Oberstrom der Staustufe stattfindet und dann uferparallel im Grundwasserleiter in Richtung Staustufe strömt.

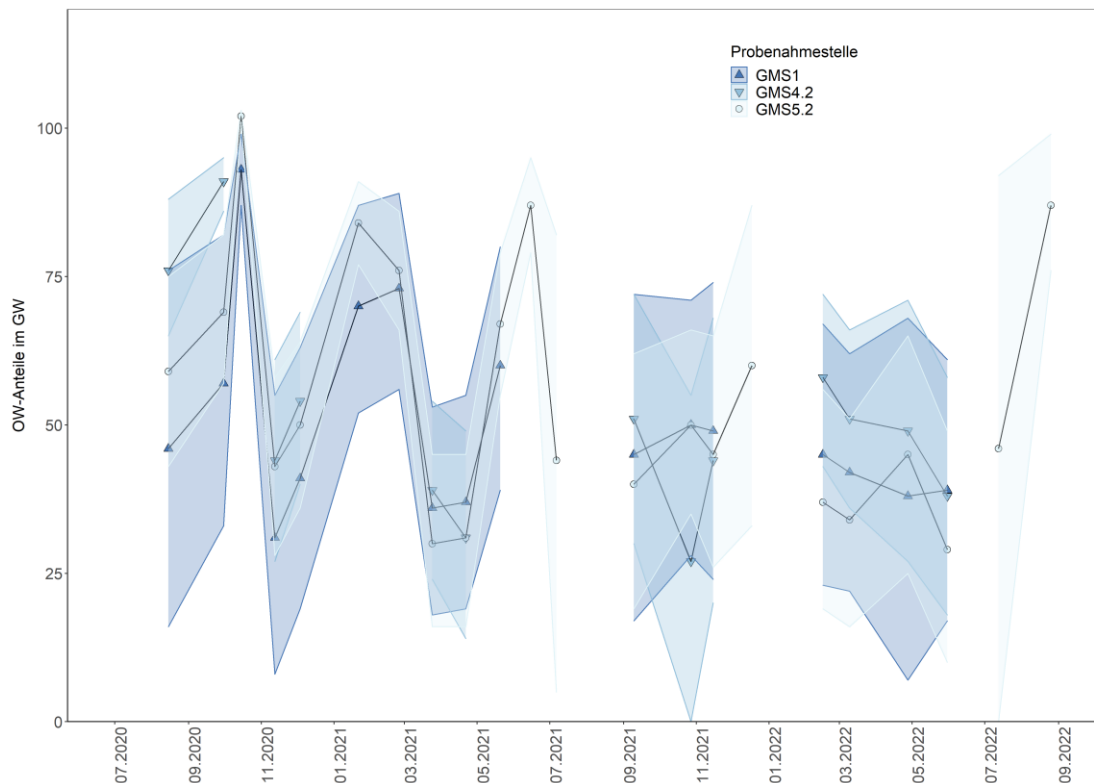


Abbildung 29: Zeitlicher Verlauf der Anteile an Oberflächenwasser im Grundwasser an den Standorten GMS1, GMS4.2 und GMS 5.2 in Lehmen für den Zeitraum Juli 2020 bis August 2022. Die farbigen Flächen stellen die Unsicherheiten des verwendeten 2-Komponenten-Modells (s. Kap. 4.2.7) als Minimum- und Maximum-Anteile dar. Datenlücken ergeben sich durch fehlende Tritium-Monatsmischproben.

5.3 Oberflächen-Grundwasser-Interaktionen (OGI) entlang der Mosel

Im folgenden Unterkapitel wird allgemein auf die Charakterisierung von OW und GW und im Speziellen auf die Tracer Radon, zur Erkennung von effluenten Verhältnissen und Tritium, zur Charakterisierung von influenten Verhältnissen entlang der Mosel eingegangen.

5.3.1 Charakterisierung von OW und GW mit Hilfe von $\delta^{18}\text{O}$, Tritium und Radon

Die Isotopenverhältnisse von $\delta^{18}\text{O}$ für Grundwasser, Oberflächenwasser und Nebengewässer sind in Abbildung 30 für 2020 und 2021 gezeigt. Das OW stellte mit mittleren $\delta^{18}\text{O}$ -Verhältnissen von $-7,1\text{‰}$ für 2020 und $-7,8\text{‰}$ für 2021 den isotopisch schwersten Wassertyp der untersuchten Wässer dar. Die Nebengewässer (2020: -8.65‰ ; 2021: -8.61‰) und Grundwässer (2020: -8.21‰ ; 2021: -8.15‰) stellten die isotopisch leichtesten Wassertypen dar und unterschieden sich anhand der mittleren Isotopenverhältnisse nur geringfügig. Der Verlauf der Isotopensignaturen entlang der Mosel zeigt, dass die Isotopenverhältnisse im Oberlauf in 2020 und 2021 größere Unterschiede in der isotopischen Zusammensetzung des Flusswassers aufwies als im Unterlauf, der deutlich durch die Isotopenzusammensetzung der Saar geprägt war. Die $\delta^{18}\text{O}$ -Dynamik des OW war stark durch große Nebengewässer und die zeitlich-räumliche Variabilität während der Schiffsbefahrung gekennzeichnet. Aufgrund dieser zeitlich-räumlichen Variabilität leitet sich ab, dass die stabilen Wasserisotope als Tracer nur eine geringe Eignung hinsichtlich der Identifizierung von GW-Zustrom zur Mosel besitzen.

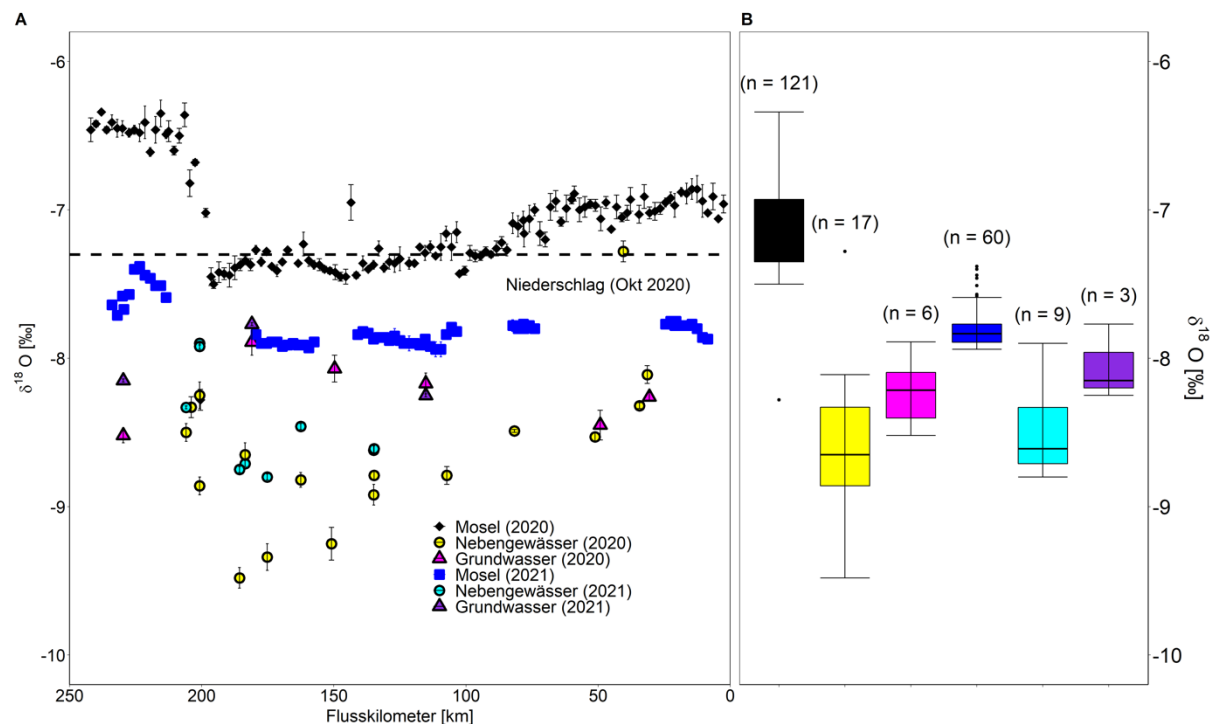


Abbildung 30: A) $\delta^{18}\text{O}$ -Isotopenverhältnis entlang der Mosel, der Nebengewässer und im Grundwasser während der ersten Schiffsbefahrung im Oktober 2020 und während der zweiten Schiffsbefahrung im August/September 2021. B) $\delta^{18}\text{O}$ -Isotopenverhältnis als Boxplot für Mosel, die Nebengewässer und das Grundwasser (jeweils für 2020 und 2021).

Die Tritiumkonzentrationen von Grundwasser, Oberflächenwasser und Nebengewässer sind in Abbildung 31 für SB 1 (2020) und SB 2 (2021) dargestellt. Während das Moselwasser eine mittlere Tritiumkonzentration von 22 ± 15 Bq/L (in 2020, $n = 127$) und 19 ± 19 Bq/L (in 2021, $n = 61$) aufwies, betrug sie im Niederschlag etwa 0,75 Bq/L (Median). Auch die Nebengewässer (Median: von 0,71 bis 1,3 Bq/L) und die Grundwässer (Median: 0,65 bis 1,12 Bq/L) wiesen eine Tritium-Konzentration im Bereich des Niederschlags auf. Die Konzentrationsdynamik war grundsätzlich durch höhere Konzentrationen in der Obermosel und niedrigere nach der Saar-Mündung im Unterlauf geprägt. Es wurden maximale Konzentrationen von bis zu 77 Bq/L im Oberlauf im Oktober 2020 und 38 Bq/L im Unterlauf im August/September 2021 erreicht. Grundsätzlich wurde die Tritiumkonzentration durch die Tritium-Einleitungen des KKW Cattenom gesteuert, die sehr variabel waren. Die Tritiumabnahme entlang des Flussverlaufes ist durch den Dispersionseffekt und Verdünnung erklärbar.

Der Vergleich der Radonkonzentrationen von Grundwasser, Oberflächenwasser und Nebengewässer sind in Abbildung 32 für 2020 und 2021 dargestellt. Die Radonkonzentrationen im Grundwasser (Median: 15 ± 11 Bq/L, $n = 9$) waren mindestens zwei Größenordnungen höher als die des Oberflächenwassers (Median: $0,2 \pm 0,1$ Bq/L, $n = 167$) und der Nebengewässer (Median: $0,1 \pm 0,4$ Bq/L, $n = 26$). Hinsichtlich der räumlichen Variabilität war die Radonkonzentration in der Mosel in Bereichen mit dolomitischen Gesteinen, Kalkstein und Mergel (km 242 bis 204: $0,3$ Bq/L $\pm 0,1$ Bq/L) und in quartären Sedimenten (km 204 bis 173: $0,2 \pm 0,03$ Bq/L) etwas höher als in devonischen Sedimentgesteinen des Rheinischen Schiefergebirges (km 173 bis 0: $0,1 \pm 0,1$ Bq/L). Diese Beobachtung deckt sich damit, dass die Radonkonzentration im Grundwasser in den Grundwasserleitern auf dolomitischem Gestein (Median: $35 \pm 0,6$ Bq/L) höher war als weiter flussabwärts (Median: 13 ± 5 Bq/L). Die höchsten Radonkonzentrationen des OW betrug im Bereich Detzem bei Mosel-km 163 etwa 0,4 Bq/L (bei mittlerem Durchfluss im Oktober 2020) und 0,5 Bq/L (bei weniger als mittlerem Durchfluss im August/September 2021).

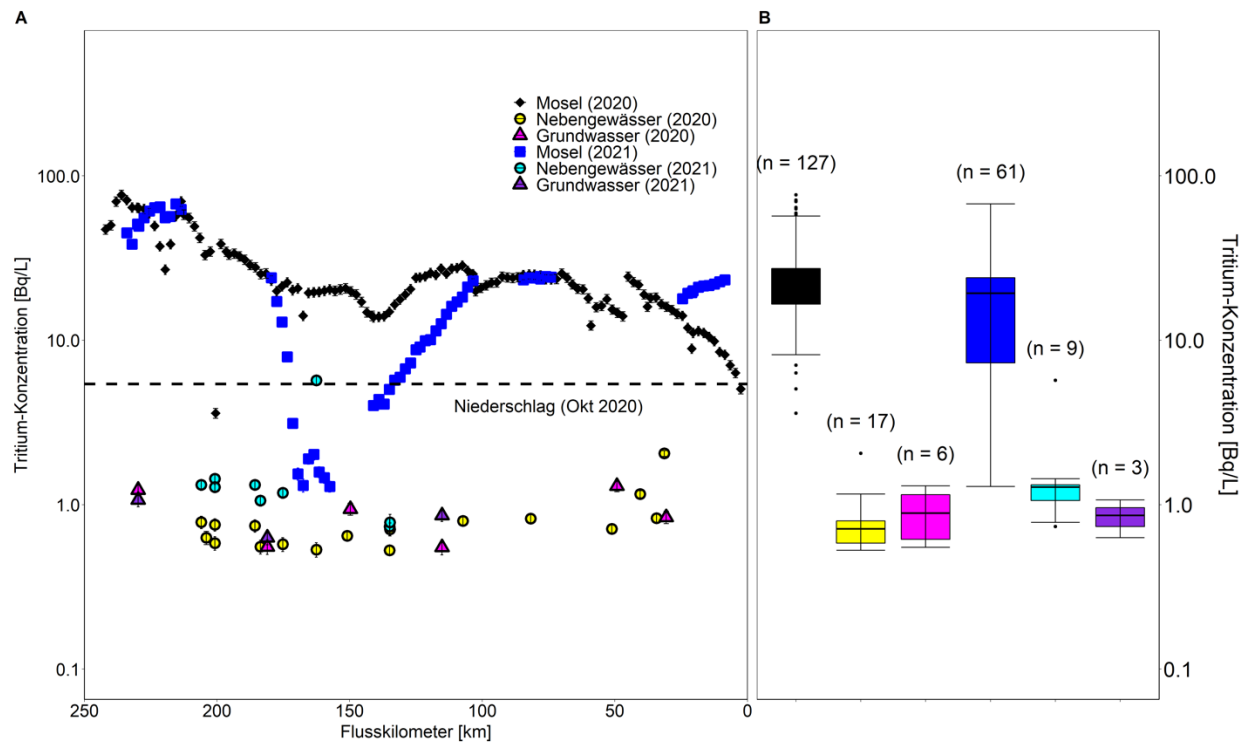


Abbildung 31: A) Tritium-Konzentration entlang der Mosel, der Nebengewässer und im Grundwasser während der ersten Schiffsbefahrung im Oktober 2020 und während der zweiten Schiffsbefahrung im August/September 2021. B) Tritium-Konzentration als Boxplot für Mosel, die Nebengewässer und das Grundwasser (jeweils für 2020 und 2021).

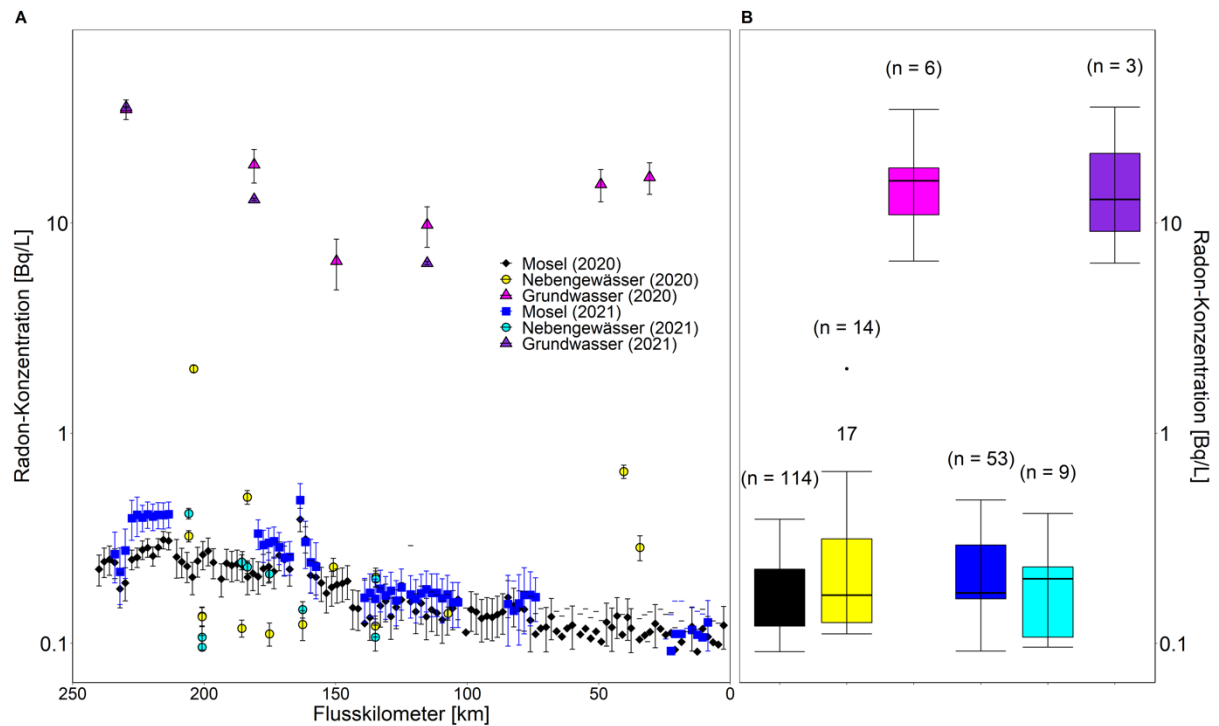


Abbildung 32: A) Radonkonzentration gemessen entlang der Mosel, der Nebengewässer und im Grundwasser während der ersten Schiffsbefahrung im Oktober 2020 und während der zweiten Schiffsbefahrung im August/September 2021. B) Radon-Konzentration für die verschiedenen Wassertypen in der Boxplot-Darstellung.

Der Vergleich der Radonkonzentrationen des GW und aus Batchversuchen mit Moselsedimenten ergab vergleichbare Konzentrationen für das beprobte GW während der beiden Schiffsbefahrungen und auch im Vergleich zwischen GW und Batchversuchen (Tabelle 14). Da die *GW-End-member*-Szenarien auf diesen verschiedenen Quellen beruhen, wird im nachfolgenden Unterkapitel auch auf die möglichen Auswirkungen in Bezug auf unterschiedlichen GW-Zustrom eingegangen.

Tabelle 14: Räumlich-gewichteter Mittelwert der Radon-Konzentration zur Charakterisierung des Grundwassers als *End-member* im Modell FINIFLUX.

Messzeitraum	Radon aus GW [Bq/L]	Radon aus Sedimenten [Bq/L]
Schiffsbefahrung 1 (5 – 9 Oktober 2020)	14,6 ± 7,9	
Schiffsbefahrung 2 (30 August – 2 September 2021)	12,1 ± 8,4	21,3 ± 8,4

5.3.2 Effluente Verhältnisse auf der Einzugsgebietsskala

Die mit dem Model Finiflux simulierten Radonkonzentrationen (Unterkapitel 4.2.8) und die daraus resultierenden Grundwasserzuströme sind in Abbildung 33 dargestellt. Während der ersten Schiffsbefahrung, die durch einen mittleren Abfluss (220 m³/s) gekennzeichnet war, gab es eine gute Übereinstimmung zwischen der simulierten Radonkonzentration beider *GW-End-member*-Szenarien und den gemessenen Radon-Daten (Spearman's rho: 0,97 und 0,99; MAE: 10,1 und 3,4 Bq/L). Für das zweite Szenario (Szenario: Radon aus Sediment) war die Übereinstimmung geringfügig besser. Die räumlichen Schwankungen der Radonkonzentrationen, die vor allem an der oberen Mosel von Mosel-km 242 bis Mosel-km 180 auftraten, und der Radon-Höchstwert im Bereich Detzem bei Mosel-km 161 wurden vom Modell gut erfasst. In diesem Bereich konnte ein Grundwasserzustrom von maximal 11,5 m³/s (Szenario: Radon aus dem Grundwasser) und 3,7 m³/s (Szenario: Radon aus dem Sedimentbatchversuchen) simuliert werden. Dieser Zustrombereich hatte eine Länge von etwa 6 km und die kumulierten Grundwasserzuströme beliefen sich auf etwa 19 m³/s (9,5 % des Gesamtabflusses; Szenario: Radon aus Grundwasser) und 6,7 m³/s (3,4 % des Gesamtabflusses; Szenario: Radon aus Sedimentbatchversuchen).

Bei niedrigeren Abflüssen während der zweiten Schiffsbefahrung (94 m³/s) zeigten die Modellergebnisse eine ähnliche Übereinstimmung mit den gemessenen Radon-Messungen. Das Szenario mit Radonkonzentrationen aus Grundwasser ergab eine gute Übereinstimmung mit den Modellergebnissen (Spearman's rho: 0,99; MAE: 6,5) und führte im Bereich Detzem zu einem maximalen Grundwasserzustrom von 2,8 m³/s. Die kumulierten Grundwasserzuströme über eine Länge von 6 km betragen 4,2 m³/s (3,8 % des Gesamtabflusses). Ein weiterer Bereich erhöhten Grundwasserzustroms zeigte sich bei Mosel-km 79 und betrug 0,2 m³/s. Dieser Bereich war jedoch während der ersten Schiffsbefahrung unauffällig.

Der Vergleich der gemessenen Radonkonzentrationen und des simulierten Grundwasserzustroms bezüglich der räumlichen Messauflösung von 1 km vs. 2 km sind in Abbildung 34 dargestellt. Grundsätzlich stimmten beide Radonkonzentrationen in der Größenordnung des simulierten Grundwasserzustroms und ihrer räumlichen Dynamik entlang der Mosel gut überein.

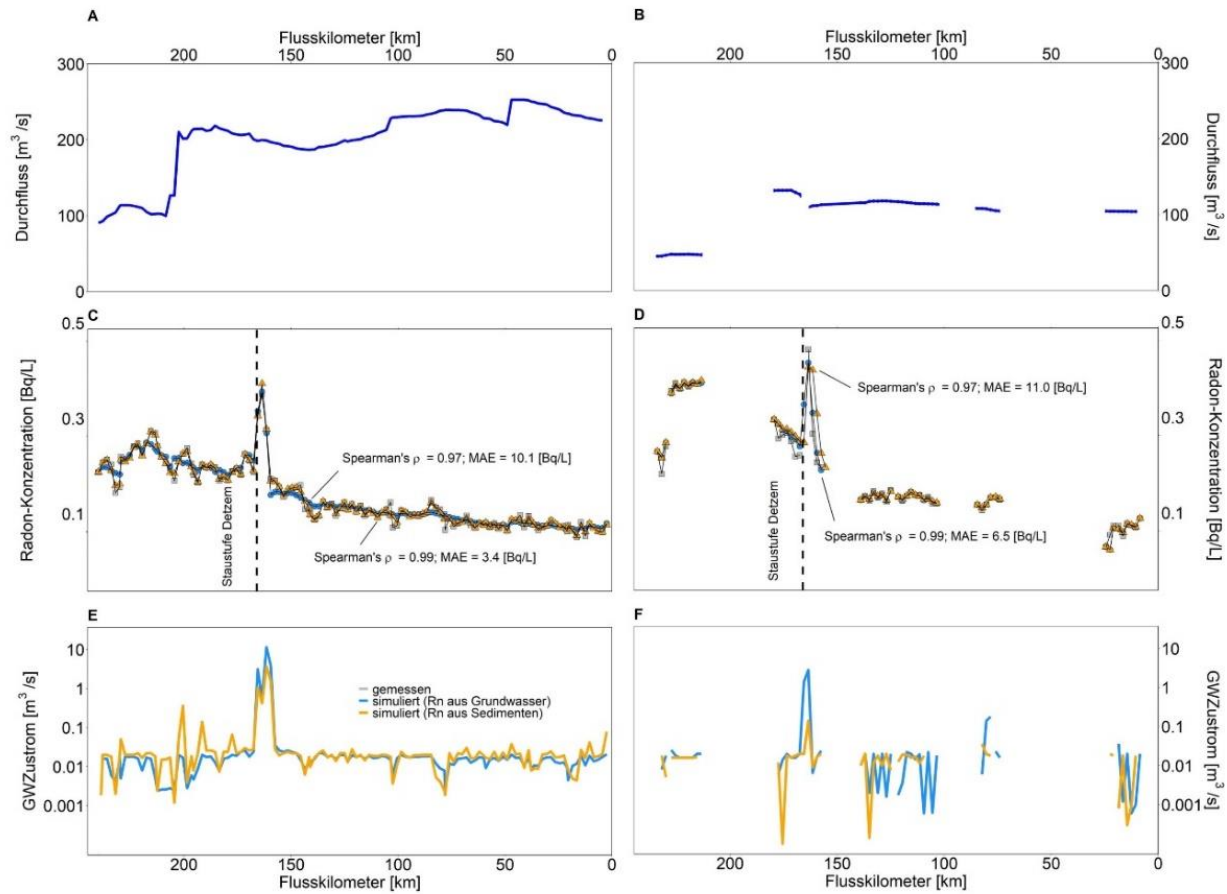


Abbildung 33: A und B) Durchflüsse simuliert mit dem Model HYDRAX (Unterkapitel 4.2.8) je Messpunkt während der ersten Schiffsbefahrung im Oktober 2020 und der zweiten Schiffsbefahrung im August/September 2021; C und D) Vergleich der gemessenen und simulierten Radon-Konzentrationen entlang der Mosel; E) und F) simulierte Grundwasserzuströme. Die Modellergebnisse werden für die Szenarien mit Grundwasser-End-member definiert durch die Radon-Konzentration aus Grundwasser und Sediment gezeigt.

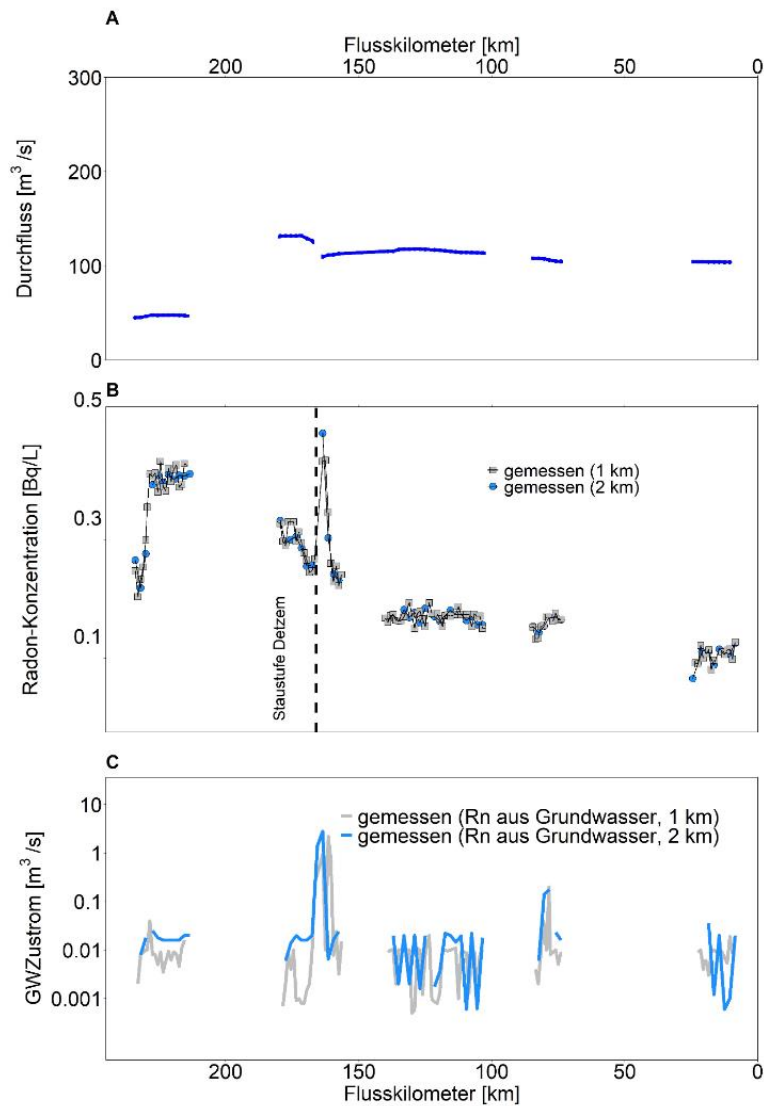


Abbildung 34: A) Simulierte HYDRAX-Durchflüsse (Unterkapitel 4.2.8) an den Messpunkten der zweiten Schiffsbefahrung im August/September 2021; B) Vergleich der gemessenen Radon-Konzentrationen für die räumliche Messauflösung von 1 km und 2 km und C) simulierter Grundwasserzustrom entlang der Mosel. Die Modellergebnisse beziehen sich auf das Szenario mit Grundwasser-End-member definiert durch die Radonkonzentration aus Grundwasser.

5.3.3 Influyente Verhältnisse auf der Einzugsgebietskala

Basierend auf den Erkenntnissen zu influenten Verhältnissen und der damit verbundenen Infiltration von Stoffen im Oberstrom der Staustufe Lehmen (Unterkapitel 5.2) wurde dieser Effekt für alle Staustufen an der Mosel angenommen² und mithilfe von Tritium-Inventaren auf der großmaßstäblichen Skala analysiert (Abbildung 35). Während erhöhter Abflüsse im Winter 2020 zeigte das abflusskorrigierte Tritium-Inventar vergleichbare Werte in Wincheringen und in Koblenz (ca. 21.000 GBq) an. Dieses Ergebnis deutet an, dass ähnlich viel Tritium in Koblenz ankommt, wie im Oberlauf eingebracht wird. Basierend auf einer monatlichen Langzeitbetrachtung (01/2017 – 12/2022) zeigt sich, dass ca. 20,3 % des Tritiuminventars in den GW-Leiter

² Die Diskussion dieser Annahme erfolgt in Kapitel 5.3.4.

„verloren“ geht und ca. 21.8 % aus dem Aquifer in das Oberflächengewässer eingetragen wird.

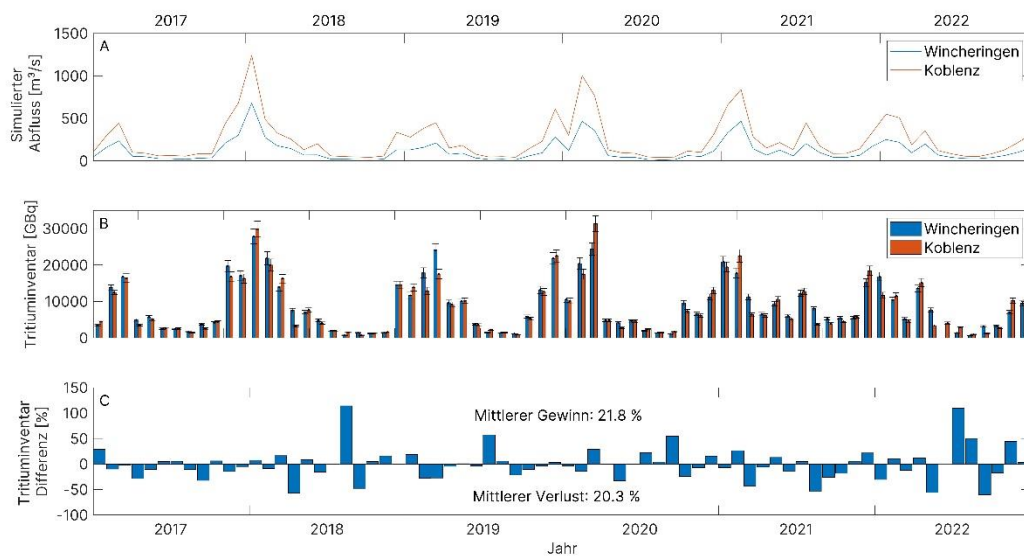


Abbildung 35: A) Abfluss bei Cochem für 2020 – 2021, B) monatliche Tritium-Inventare im oberen Teil (Summe der Konzentrationen in Wincheringen, Saar und Sauer) und im unteren Teil (Konzentration in Koblenz) der Mosel, und C) monatliche Differenzen des Tritium-Inventars. Die monatlichen Tritium-Inventare sind auf den monatlichen mittleren Abfluss normiert. Die monatlichen Differenzen des Tritium-Inventars zwischen Wincheringen, Saar und Sauer und Koblenz sind als Anteil an der Eingangskonzentration berechnet.

5.3.4 Diskussion der Modellunsicherheiten

Im Folgenden soll auf die Unsicherheiten bei der Modellierung eingegangen werden. Ein wichtiger Aspekt bei der Unsicherheitsbetrachtung ist die Repräsentativität der Radonkonzentration der *GW-End-member* (Frei et al., 2020), die insbesondere auf der großmaßstäblichen Skala eine Rolle spielt. Vor diesem Hintergrund werden *End-member*-Szenarien in der Modellierung genutzt, für die die Radon-Konzentration verschiedener Herkünfte wie Grundwasser, Sedimentmatrix bzw. Porenwasser und Quellen verwendet wird (Schubert et al., 2020) und in diesem Projekt erfasst wurde. Beispielsweise waren die Radonkonzentrationen des Wassers aus Sediment-Batchversuchen mit 21 ± 8 Bq/L und Grundwasser mit $14,5 \pm 8$ Bq/L (SB 1) bzw. 12 ± 8 Bq/L (SB 2) ähnlich und die szenariospezifische Simulation der Radon-Konzentration im OW unterschied sich nur wenig, sodass Unsicherheiten hinsichtlich des *GW-End-members* als gering angesehen werden können.

Neben diesen Aspekten ist auch die Morphologie der Mosel zu berücksichtigen. Die größere Tiefe eines staugeregelten Flusses im Vergleich zu einem natürlich fließenden Fluss und die geringe Fließgeschwindigkeit können den Verhältnissen an Seen ähneln, die durch starke vertikale Radon-Gradienten gekennzeichnet sind (Schmidt & Schubert 2007; Kluge et al. 2012). Dieser Aspekt steht in deutlichem Kontrast zu der im Rahmen dieses Projektes gemachten Annahme, dass die bestimmte Radon-Konzentration repräsentativ innerhalb der Wassersäule ist.

Influente Verhältnisse wurden anhand erhöhter Tritium-Konzentrationen im GW nur im Bereich der Staustufe Lehmen nachgewiesen. Das weitere beprobte GW entlang der Mosel enthielt, mit Ausnahme von Lehmen, kein Tritium in Konzentrationen oberhalb der atmosphärischen Hintergrundkonzentration. Auch die Konzentrationen von OW-bürtigen Spurenstoffen wie z. B. Acesulfam, Carbamazepin und Sucralose waren nur gering, sodass demnach influente Verhältnisse nicht belegt werden konnten. Als Ausnahme kann Cochem gelten, da das GW Tritium unterhalb der atmosphärischen Hintergrundkonzentration enthielt, aber durch höhere Konzentrationen an Acesulfam, Carbamazepin und Sucralose auffiel. Da Spurenstoffe auch

diffus über Fehllanschlüsse und undichte Leitungen in das GW eingetragen werden können (Wolf et al. 2012), lassen sich influente Verhältnisse über das alleinige Vorhandensein von Spurenstoffen jedoch nicht eindeutig identifizieren (Kapitel 6).

Auf der großmaßstäblichen Skala wurden monatliche Tritium-Inventare (aus den radiologischen Warnstellenmessnetz der BfG) verwendet, um über die Länge der Mosel eine kumulierte Massenbilanz aufzustellen. Der berechnete monatliche „Tritium-Verlust“ (20,3%) zwischen den Stationen Wincheringen und Koblenz hält sich mit dem berechneten monatlichen „Tritium-Gewinn“ (21,8 %) die Waage. (s. a. Unterkapitel 6.4). Weitere Unsicherheiten ergeben sich in erster Linie aus fehlenden Daten anderer Staustufen, insbesondere die Anzahl von GWM war begrenzt. Obwohl die Abflussverhältnisse an der Staustufe Lehmen aus den Tritium-Konzentrationen abgeleitet werden konnten, kann eine gesicherte Übertragung der in Lehmen gewonnenen Erkenntnisse nicht erfolgen. Unter der Annahme, dass die Staustufe Lehmen als repräsentativ für die Staustufen an der Mosel angesehen werden kann (z. B. ähnliche wasserbauliche Struktur), würden die Abflussverhältnisse an jeder Staustufe zu einem monatlichen Massentransport in den GWL führen, eine sog. "Kaskade von Massenverlusten" auf der großmaßstäblichen Skala. Tatsächlich scheinen erhöhte Massenverluste in der Größenordnung von 46 % angesichts der vorherrschenden effluenten Bedingungen entlang der Mosel nicht realistisch zu sein.

Um diesen Aspekt weiterzuführen sind am Beispiel von Kenn die Zeiträume potenzieller effluenter und influenter Verhältnisse basierend auf dem hydraulischen Gradienten für die Jahre 2020 und 2021 gezeigt (Abbildung 36). Über den dargestellten Zeitraum dominierten effluente Verhältnisse, die auch während der Mehrzahl an GW-Beprobungstagen sowie der zweiten Schiffsbefahrung auftraten. Influente Verhältnisse stellten sich dagegen nur während der ersten Schiffsbefahrung sowie an den GW-Beprobungstagen im November 2020 und Mai 2021 ein. Ein längerer Zeitraum mit influenten Verhältnissen trat während höherer Wasserstände im Dezember bis Februar 2021 auf. Ein potenzieller Stofftransport von OW zu GW kann demnach während 42 Tagen stattfinden, da bei starkem hydraulischem Gradienten von Fluss zu GWL die Infiltrationsgeschwindigkeit erhöht ist (Lewandowski et al. 2009). Da die Tritium-Konzentrationen mit 0,7 Bq/L in Kenn nicht auffallend höher lagen als im restlichen Beprobungszeitraum, ist es wahrscheinlich, dass die Abstandsgeschwindigkeit nicht ausreichte und der Fließweg entsprechend der Lage der GWM zur Mosel zu lang war, um eine Konzentrationsänderungen im GW von Tritium zu bewirken.

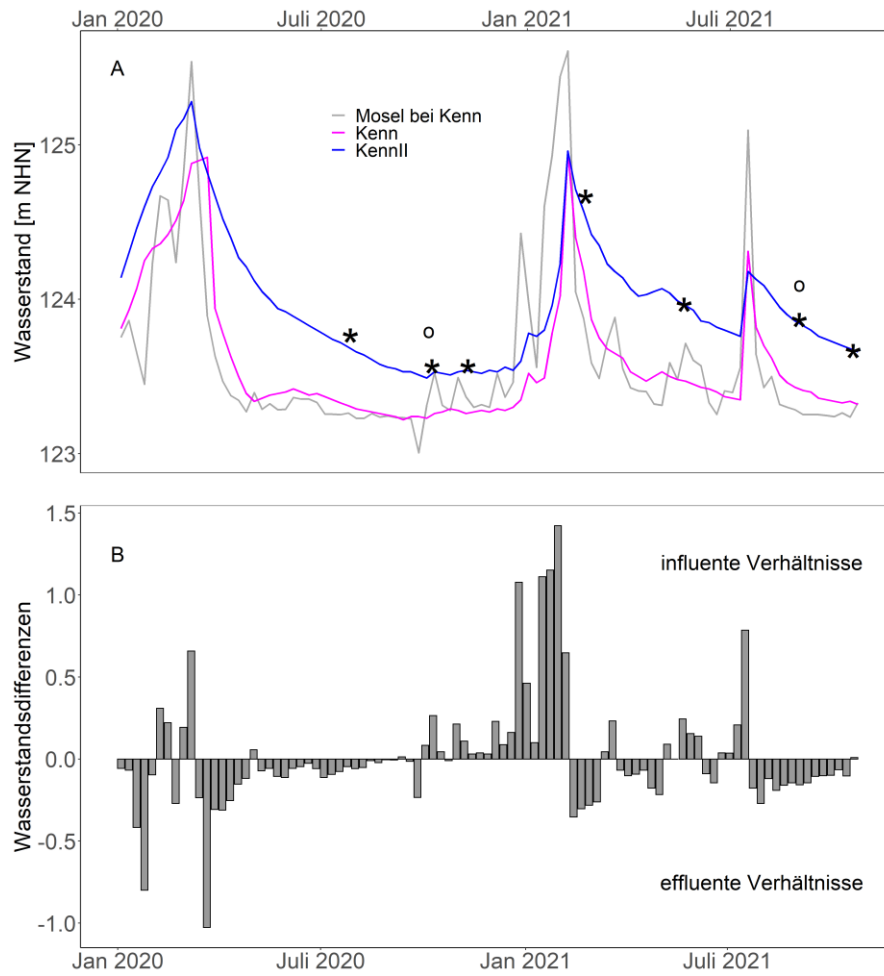


Abbildung 36: A) Berechneter Wasserstand der Mosel bei Kenn sowie gemessene Wasserhöhen des Grundwassers an den GWM Kenn und Kenn II auf Wochenbasis für die Jahre 2020 und 2021. Probennahmetage sind mit * markiert und der Zeitraum der Schiffsbefahrung ist mit o gekennzeichnet. B) Die Wasserstandsdifferenz zwischen Mosel und GWM Kenn ist exemplarisch gezeigt und verdeutlicht den hydraulischen Gradienten, um influente oder effluente Verhältnisse zu ermöglichen.

6 Schlussfolgerungen

Im Rahmen dieses Projekts wurden verschiedene Tracer (1) zur Charakterisierung von OW und GW entlang der Mosel, (2) zur Identifizierung von OGI-Zonen und (3) zur modellgestützten Quantifizierung von influenten und effluenten Verhältnissen genutzt (Unterkapitel 5.3). Die gewonnenen Erkenntnisse zu den verwendeten Tracern werden in einer Bewertungsmatrix zusammengefasst (Tabelle 15). Die gezeigten Bewertungen ordnen die Ergebnisse vorerst regional in Bezug auf die Mosel ein. Diese stellen eine Einschätzung der Tracer hinsichtlich ihrer Eigenschaft zur Identifizierung und Charakterisierung von OGI dar und sollen als Grundlage für die Übertragung der Projektergebnisse für Untersuchungen an anderen BWaStr dienen.

6.1 Bewertung der im Projekt verwendeten Tracer

Die Ergebnisse der **Hauptionen** konnten zur allgemeinen hydrogeochemischen Beschreibung von OW und GW an der Mosel verwendet werden. Ihr Nutzen hinsichtlich der Erfassung von OGI ist jedoch als gering einzustufen und kann nur in Verbindung mit weiteren Tracern erfolgen. Dies zeigte sich am Beispiel von Chlorid, das durch erhöhte Salzfrachten aus dem französischen Kali-Bergbau in die Mosel gelangt. Hohe Chlorid-Konzentrationen im GW einzelner GWM (Cochem und Burgen) ließen jedoch keine Rückschlüsse auf influente Verhältnisse zu, da der Nachweis durch den eindeutig dem OW zuzuordnenden Tracer Tritium fehlte.

Anhand der charakteristischen **Isotopensignatur** des OW und GW können hydrologische Prozesse, welche die Isotopenzusammensetzung ändern, erkannt werden (Unterkapitel 4.2.4). In dieser Studie konnten deutliche Unterschiede in der Isotopenzusammensetzung von OW und GW anhand von schneeschemelbedingten Hochwässern wie z. B. im Winter 2021 nachgewiesen werden (Unterkapitel 5.2.2). Die dadurch auftretenden Veränderungen in der Isotopenzusammensetzung von OW ließ sich gut mit der Dynamik im GW vergleichen. Da die Isotopenzusammensetzung beider Wässer ausreichend kontrastreich war, konnte diese Dynamik als Nachweis von influenten Verhältnissen genutzt werden. Im Gegensatz dazu konnten effluente Verhältnisse trotz Kontrasten in der Isotopenzusammensetzung nicht dargestellt werden, da das zu charakterisierende Wasservolumen des GW gegenüber des OW nicht ausreichte, um eine Isotopenänderung des Flusswassers herbeizuführen. In diesem Zusammenhang hat die Datenauswertung mittels *End-member-mixing*-Modells gezeigt, dass die charakteristische Isotopenzusammensetzung als Vorbedingung zur Quantifizierung von OW-Anteilen im GW und zur Abschätzung von Verweilzeiten von OW im GW gilt und der zu identifizierende Volumenstrom des Wassers groß genug sein muss, damit der Einfluss von GW im OW überhaupt erkennbar wird.

Wie in Unterkapitel 5.3 gezeigt, konnte **Radon** als Tracer zur Erfassung von GW-Zustrom an der Mosel angewandt werden. Es wurden Bereiche erhöhten GW-Zustroms nachgewiesen, die mit Hilfe eines numerischen Modells auf 0,001 m³/s bis zu 19 m³/s quantifiziert wurden. Im Rahmen eines entsprechenden Messprogramms konnte mit Radon-Messungen des OW während der Schiffsbefahrungen sowie der Beprobung möglicher GW *end-member* der deutsche Teil der Mosel (242 km) großmaßstäblich im Hinblick auf OGI abgedeckt werden (Unterkapitel 4.1.1. und 5.3.2). Die Erfahrungen aus diesem Projekt haben jedoch gezeigt, dass die verwendete Methodik zu Einschränkungen hinsichtlich der Dateninterpretation führen kann. Die Einschränkungen hängen direkt mit der Lokation des Zustroms von GW ins OW zusammen, welcher in der Regel diffus an den Rändern des Gewässers (Sohle, Uferbereich) erfolgt. Konkret zeigte sich:

- die Messtiefe (i. e. die Tiefe innerhalb des Gewässers, aus dem eine Probe gewonnen wird) hat direkten Einfluss auf die gemessene Radon-Konzentration und somit auf den berechneten GW-Zustrom. Wird die Messtiefe zu gering gewählt, kann die Radon-Konzentration unterschätzt

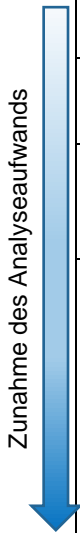
werden. Andererseits besteht bei einer Positionierung des Auslegers (i. e. Probennehmers) in sohl-naher Tiefe die Gefahr, dass der Ausleger während der Fahrt in der Flusssohle aufsetzt. Somit ist ein Kompromiss zwischen einer konstanten Tiefe zur Sicherung der Vergleichbarkeit mit anderen Wasserproben und einer ausreichenden Tiefe zur Erfassung ausreichend repräsentativer Radon-Konzentrationen zu wählen;

- eine einseitige Flussufermessung, wie bei den Schiffsbefahrungen im OGIMo-Projekt erfolgt, liefert nur Daten über einen Teil des Flussabschnitts, jedoch gelten die erhobenen Daten für das Massenbilanz-Modell als repräsentativ für das gesamte Flussbett in diesem Abschnitt. Räumlich variabler GW-Zustrom entlang der Mosel könnte daher durch das einseitige Beprobungsschema nicht korrekt abgebildet werden, was zu einer Fehleinschätzung des GW-Zustroms führen kann.

Erhöhte **Tritium**-Konzentrationen im GW wiesen am Detailstandort Lehmen auf influente Verhältnisse hin. Im Gegensatz dazu konnte an den sonstigen GWM entlang der Mosel kein Tritium in Konzentrationen höher als die atmosphärischen Hintergrundkonzentration gemessen werden. Gründe liegen in den vorwiegend effluenten Bedingungen entlang der Mosel (Unterkapitel 5.3). Unter Verwendung von repräsentativen Proben wie z. B. Monatsmischproben ließen sich dennoch über verschiedene Zeitskalen Tritium-Inventare berechnen und daraus großräumige OW-Infiltration ableiten. Eine wichtige Erkenntnis aus diesem Projekt ist die Tatsache, dass Tritium als OW-Tracer auf der großräumigen Skala schwer zu ersetzen sein wird. Demnach bleibt die wichtigste Voraussetzung zur Nutzung von Tritium als Tracer, dass eine Tritiumquelle wie z. B. ein Kernkraftwerk im Einzugsgebiet vorhanden sein muss. Auf diese Weise ist die Einleitung von tritium-haltigem Kühlwasser in OW über einen längeren Zeitraum gegeben.

Spurenstoffe wurden in dieser Studie parallel zu den zuvor beschriebenen Tracern zur Beschreibung von Strömungs- und Transportprozessen ebenfalls untersucht (Unterkapitel 5.2.2). Die hohen Konzentrationen zahlreicher typischer abwasserbürtiger Spurenstoffe wie Carbamazepin, Tramadol und Sucralose im GW vom Detailstandort Lehmen belegen konsistent zu den Tritiumergebnissen die dortigen influenten Verhältnisse. Die Eignung dieser Stoffe zur eindeutigen Identifizierung des Grundwasserzustroms ist jedoch durch die Möglichkeit des (zusätzlichen) Eintrags über Fehlschlüsse und Leckagen von Abwasserleitungen limitiert (Wolf et al. 2012). Non-Target-Ansätze können zukünftig genutzt werden, um möglichst flusspezifische Tracersubstanzen (z.B. aus spezifischen Industrie-einleitungen) zu identifizieren, die ausschließlich über das Flusswasser in das GW eingetragen werden. Eine quantitative Betrachtung (z.B. Bestimmung der OW-Anteile und Aufenthaltszeiten) wird zudem durch die stoff- und standortspezifischen Transporteigenschaften (Retardation, Abbaubarkeit) und den mitunter kleinräumig wechselnden Untergrundeigenschaften erschwert. Allerdings hat die Untersuchung der Verhältnisse von Tramadol und dessen TPs am Detailstandort Lehmen auch gezeigt, dass die Analyse von organischen Spurenstoffen, deren Abbauverhalten bekannt ist, sowie der beim Abbau gebildeten TPs, auch zusätzliche wertvolle Informationen zu Abbauprozessen und Milieubedingungen liefern können. Ein großes Potenzial in dieser Hinsicht hat die Analyse chiraler Substanzen, da im Falle eines enantioselektiven Abbaus, durch die Bestimmung der Enantiomerenverhältnisse eindeutig biologische Abbauprozesse unabhängig von einer Verdünnung identifiziert werden können. In diesem Zusammenhang wurde der Abbauweg der chiralen Substanz Icaridin, die als Repellent eingesetzt wird, aufgeklärt (siehe Kapitel 7) und die im Anschluss von OGIMo vorgesehene Untersuchung der TPs sowie der Enantiomerenverhältnisse soll zeigen, inwieweit diese Substanzen als Abbautracer geeignet sind.

Tabelle 15: Bewertungsmatrix der in diesem Projekt untersuchten Tracer und Beschreibung möglicher Vorbedingungen zur Erfassung von OGI am Beispiel der Mosel. Alle Angaben ergeben sich aus den Erfahrungen aus diesem Projekt und sind nur nach Überprüfung der örtlichen Situation auf andere Standorte übertragbar.

Gruppe	Tracer	Bedeutung				Vorbedingung/Bemerkung	
		Hydrogeologische Charakterisierung	Influente Verhältnisse	Effluente Verhältnisse	Biologische Abbauprozesse		
 Zunahme des Analyseaufwands	Hauptionen	Chlorid	++	-	-	-	Als GW-Tracer: höherer Konzentration im GW und niedrigere im OW Als OW-Tracer: konstant höhere Konzentrationen
	Stabile Isotope	$\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$	-	+	o		Kontrastreiche Unterschiede und Repräsentativität in der Isotopenzusammensetzung zwischen OW und GW
	Instabile Isotope	Radon	o	+	+++		Geringe Flusstiefe, sohlagenabhängige Probengewinnung
		Tritium	-	+++			Langfristig tritiumeinleitendes Kernkraftwerk im Einzugsgebiet
	Spurenstoffe	Organische Spurenstoffe allgemein	-	+	-	+	Kenntnis der Eintragspfade sowie der stoffspezifischen Transporteigenschaften
		Valsartan und Valsartansäure	-	+	-	++	OW-Tracer, Eintrag aus Kanalisation nicht auszuschließen, Bildung des TP Valsartansäure durch aerobe Abbauprozesse
		Tramadol und TPs	-	+	-	+++	OW-Tracer, Eintrag aus Kanalisation nicht auszuschließen, je nach TP zeigt deren Bildung aerobe oder anaerobe Bedingungen an
		Carbamazepin	-	++	-	o	vergleichsweise konservativer Tracer, allerdings findet Retardation statt und Eintrag aus Kanalisation ist nicht auszuschließen
			-	nicht geeignet			
			o	neutral/bedingt geeignet			
			+	geeignet			
			++	gut geeignet			
			+++	sehr gut geeignet			

6.2 Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Untersuchungsgebiete und -standorte

Die durch Staustufen beeinflussten hydraulischen Randbedingungen der Mosel führen dazu, dass eine Übertragbarkeit der Ergebnisse auf naturnahe Standorte und Bundeswasserstraßen ohne Staustufen im Vorfeld kritisch betrachtet werden muss.

Grundsätzlich gelten das in OGIMo verwendete Untersuchungskonzept und die angewandte Methodik zur Identifizierung von OGI jedoch als übertragbar (unter Berücksichtigung der in Unterkapitel 6.1 genannten Vorbedingungen für einzelne Tracer). Es werden sich ergänzende Messansätze (hydraulische Daten, prozessspezifische Tracer, standortspezifische Modellierung) empfohlen, die OGI auf der gewünschten räumlichen und zeitlichen Skala abdecken können.

Die Übertragbarkeit der Erkenntnisse auf andere Schleusenstandorte ist soweit gegeben, dass der hydraulische Gradient zwischen Oberwasser und Unterwasser an jeder Schleuse zu finden ist und in seiner Stärke abhängig von der Stauhöhe ist. Die daraus resultierende Umströmung an Schleusenstandorten wurde beispielsweise in Strasser (2017) für einen Schleusenstandort am Neckar detailliert untersucht. Die vielfältigen Einflussgrößen, wie Geologie, Morphologie (z. B. weites oder enges Tal) oder bauliche Eingriffe beeinflussen die Rahmenbedingungen für die Umströmung einer Staustufe und können Einfluss auf die Intensität der OGI und die Fließwege bei einer Umströmung einer Staustufe haben. Weiterführende Studien unter Anwendung desselben Beprobungs- und Messkonzepts könnten vor diesem Hintergrund klären, ob OGI staustufenspezifisch ausgeprägt sind und ob es eine Sensitivität hinsichtlich wasserbaulicher Einflussgrößen gibt. Das im folgenden Unterkapitel vorgestellte konzeptionelle Modell soll bei der Einordnung der Übertragbarkeit helfen.

6.3 Konzeptionelles Modell

Ein konzeptionelles Modell beruht auf einem gewissen Maß an Empirie und stützt sich auf vereinfachte physikalische Gesetze. Neben der Vereinfachung ist das Ziel eines konzeptionellen Modells, einen untersuchten Vorgang abstrahiert und allgemeingültig darzustellen, um so eine Übertragung von Prozessen und Erkenntnissen auf andere Standorte zu ermöglichen.

Im Folgenden soll daher versucht werden, ein konzeptionelles Modell basierend auf den gewonnenen Erkenntnissen zu OGI, zu Fließwegen und Transformationsprozessen von Spurenstoffen am Detailstandort Lehmen aufzustellen. Da sich im Untersuchungsgebiet 12 Staustufen befinden, soll im Weiteren diskutiert werden, in wie weit sich das Modell auf andere Schleusenstandorte an der Mosel und an anderen Bundeswasserstraßen übertragen lässt.

Abbildung 37 zeigt das konzeptionelle Modell eines Schleusenstandortes. Im Oberpegel liegen durch die konstant hohen Wasserstände influente Bedingungen vor. Es tritt potentiell diffus und dauerhaft OW in den Grundwasserleiter ein. Dagegen sind die Wasserstände im Unterpegel aufgrund des Abflussgeschehens variabler als im Oberwasserbereich, aber der hydraulische Gradient führt zur Ausbildung von effluenten Bedingungen im Unterwasserbereich einer Staustufe.

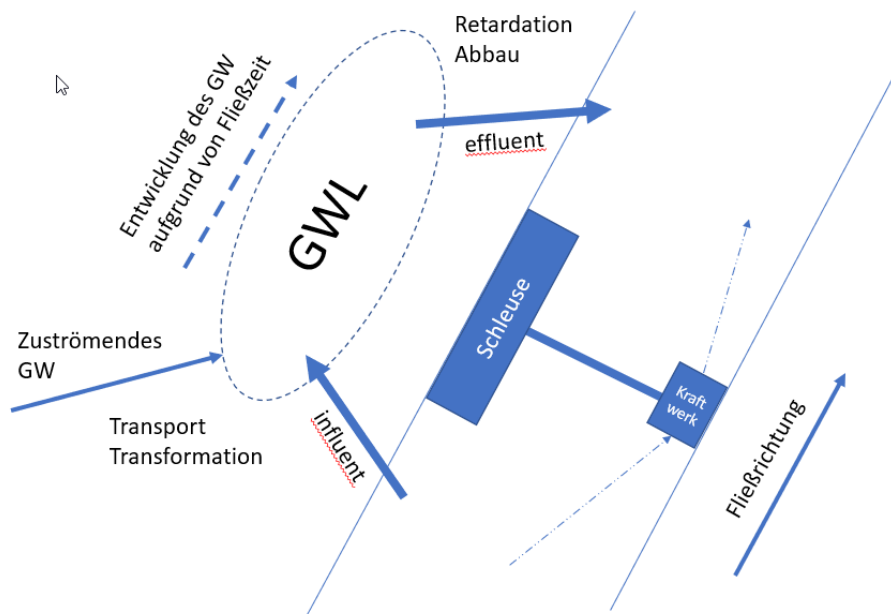


Abbildung 37: Konzeptionelles Modell eines Schleusenstandorts. Schematisch dargestellt sind die Schleuse, das Wehr und das Kraftwerk. Die Pfeile zeigen schematisch die Richtung der OW-GW-Interaktion. Stofftransportprozesse wirken während der Untergrundpassage und tragen somit zur Veränderung der Hydrochemie des Grundwassers bei der Umströmung einer Staustufe bei.

Der Grundwasserleiter wird dauerhaft vom Wasser durchströmt, so dass sich das Grundwasser entlang der Fließstrecke bedingt durch Stofftransportprozesse hydrochemisch verändert. Da im Unterwasser effluente Verhältnisse herrschen, fließt das im Untergrund mineralisierte Grundwasser aus diesem Bereich in das OW im Unterpegelbereich zurück. Die ständig stattfindende Infiltration von OW in das GW und der zeitliche Versatz entsprechend der Fließwege und Verweilzeiten im Grundwasserleiter führen dazu, dass der Grundwasserleiter als Speicher fungiert. Diese kurzfristige Speicherung im Grundwasserleiter stellt nach Jasechko et al. (2016) eine wichtige Komponente der OGI dar.

6.4 Methodenkritik

Im folgenden Abschnitt erfolgt eine kritische Bewertung der durchgeführten Methodik, aus der sich Handlungsempfehlungen für zukünftige Projekte mit ähnlichem Forschungshintergrund ableiten lassen können.

6.4.1 Großräumliche Identifizierung von effluenten Verhältnissen mittels Untersuchungen des OW während Schiffsbefahrungen

Mit der Bestimmung von Radonkonzentrationen im Oberflächenwasser während einer Schiffsbefahrung lässt sich, je nach gewähltem Beprobungsintervall und Fahrgeschwindigkeit, großräumig GW Zustrom untersuchen (Unterkapitel 5.3.2). Damit der GW Zustrom zu unterschiedlichen Abflussbedingungen erfasst werden kann, müssen mehrere Schiffsbefahrungen erfolgen.

Im OGIMo-Projekt konnten 242 Flusskilometer der Mosel erfolgreich innerhalb einer Woche beprobt werden. Eine vergleichbare Studie an der Elbe bestätigt die grundsätzliche Durchführung an größeren Flüssen/Bundeswasserstraßen (Schubert et al. 2020). Im Vorfeld nur bedingt planbar sind sich kurzfristig ändernde hydraulische Randbedingungen durch im Einzugsgebiet auftretende Niederschläge. Obwohl die Abflussbedingungen zu beiden Schiffsbefahrungen nicht den gewässerkundlichen Hauptwerten entsprachen, waren die Abflussbedingungen dennoch deutlich unterschiedlich. Ein bedeutsames großräumliches Muster, der hydrochemische Einfluss der Saar, konnte trotz unterschiedlicher Abflussbedingungen identifiziert werden.

- Unsicherheiten im Zusammenhang mit den Radon-Messungen von OW während der Schiffsbefahrungen wurden durch den gleichzeitigen Betrieb von zwei RAD7-Messgeräten reduziert. Für die weitere Datenanalyse wurde der Mittelwert beider Geräte verwendet. Der Messzyklus war mit 20 Minuten ausreichend lang, um heterogene Konzentrationen innerhalb des RAD Aqua-Systems auszugleichen.
- Die Radon-Konzentration des GW *end-members* wurde unter Berücksichtigung seiner räumlichen Variabilität sowohl aus Grundwasser- als auch aus Sedimentproben (nur bei SB 2) bestimmt. Eine zeitliche Repräsentativität der *End-member*-Konzentrationen wurde durch eine Beprobung während des Zeitraums der Schiffsbefahrungen erreicht. Die räumliche Repräsentativität der Proben wurde durch die Verwendung von geeigneten GWM und der Auswahl verschiedener Standorte zur Beprobung von Flusssediment sichergestellt. Ein Vergleich der *End-member*-Konzentrationen war möglich, weil Flusssedimente in der Nähe der GWM beprobt wurden.
- Die erhöhte Wassertiefe der Mosel im Vergleich zu anderen Bundeswasserstraßen, wie der Elbe, kann als möglicher Unsicherheitsfaktor benannt werden, da je nach Lage der Probengewinnung in Bezug zur Wassertiefe die ermittelte Radonkonzentration weniger repräsentativ für die gesamte Wassersäule sein kann (Unterkapitel 5.3). Die Flusstiefe ist durch den Aufstau insbesondere an staustufenbeeinflussten Bundeswasserstraßen deutlich erhöht. Ein systematischer Test der Radon-Konzentration in Abhängigkeit mit der Wassertiefe wurde in der vorliegenden Studie jedoch nicht durchgeführt.

Die Erkenntnisse der Schiffsbefahrungen stellen einen ersten Überblick über den GW-Zustrom entlang der Mosel auf deutschem Gebiet dar. Zukünftige Studien können das vorgestellte Beprobungsschema zur Erfassung effluenter Bedingungen als Grundlage nehmen und um einen systematischen Vergleich des GW-Zustroms auf beiden Flussseiten und der Flussmitte erweitern. Weiterhin könnten Bereiche mit erhöhtem GW Zustrom wie z. B. bei Detzem im Detail untersucht werden.

Eine angepasste Probennahmestrategie könnte beinhalten, dass die Radon-Messung an festgelegten Standorten durchgeführt wird. Dadurch kann ein Flussabschnitt über mehrere Punktmessungen repräsentiert werden. Dies hätte den Vorteil, dass das 20-minütige Messintervall die Radon-Konzentration eines Standortes misst und nicht die Konzentration über einen Flussabschnitt wie z. B. über 2 km integriert. Als Nachteil könnte jedoch der deutlich größere Zeitaufwand gewertet werden, der nötig ist, um einen Flussabschnitt mittels Punktmessungen darzustellen.

Um die Tiefenabhängigkeit der Radon-Konzentration in einer BWaStr zu ermitteln, könnten Sensitivitätstests an verschiedenen Standorten durchgeführt werden. Dieser Test könnte wertvolle Informationen über den Konzentrationsgradienten von Radon innerhalb der Wassersäule des Flusses liefern und könnte beispielsweise im Ober- und Unterstrom von Staustufen und in staustufenunbeeinflussten Flussabschnitten stattfinden.

Die Erkenntnisse der Schiffsbefahrungen stellen einen ersten Überblick über den GW-Zustrom entlang der Mosel auf deutschem Gebiet dar. Zukünftige Studien können das vorgestellte Beprobungsschema zur Erfassung effluenter Bedingungen als Grundlage nehmen und um einen systematischen Vergleich des GW-Zustroms auf beiden Flussseiten und der Flussmitte erweitern. Weiterhin könnten Bereiche mit erhöhtem GW-Zustrom wie z. B. bei Detzem im Detail untersucht werden.

6.4.2 Identifizierung von influenten Verhältnissen mittels GW- und OW-Beprobung

GW-Beprobungen wurden an ausgewählten Standorten entlang der Mosel und am Detailstandort Lehmen durchgeführt. Angestrebt wurde dabei eine Charakterisierung des Grundwassers auf der groß-maßstäblichen Skala in Verbindung mit einem Detailstandort.

In den Grundwassermessstellen entlang der Mosel konnten, abgesehen von dem Detailstandort Lehmen, keine erhöhten Tritium-Konzentration gemessen werden, sodass hier signifikante influente Verhältnisse auszuschließen sind. Zu beachten ist hierbei, dass die GWM (außer Lehmen) mit 22 m bis 1100 m relativ weit entfernt zum Fluss gelegen sind und selbst bei Gradienten, die in Flussnähe vom OW in Richtung GW orientiert sind, wahrscheinlich nicht von infiltriertem OW und entsprechenden Stofffrachten erreicht werden. Zum anderen ist der zeitliche Aspekt des Beprobungsintervalls zu berücksichtigen, der nur an der Staustufe Lehmen monatlich, großmaßstäblich aber vierteljährlich war. Die bei diesem größeren zeitlichen Intervall gewonnenen Daten erfassen vermutlich nicht die Auswirkungen von Hochwasserereignissen, wo es innerhalb eines kurzen Zeitraums zu Infiltration von OW in den Grundwasserleiter kommen kann.

Die Datenanalyse der Tritium-Inventare hat verdeutlicht, dass Monatsmischproben des OW eine besondere Bedeutung zukommt, da sie eine gute Näherung an die monatliche Gesamtstofffracht in der Mosel darstellen. In Monatsmischproben fallen Schwankungen der Tritium-Konzentration nicht so stark ins Gewicht, während Tageseinzelprouben nur eine hydrochemische Momentaufnahme der oftmals variablen Konzentration im OW darstellen. Insbesondere vor dem Hintergrund von Inventaren ist dieser Aspekt zwingend zu beachten. Im Gegensatz dazu kann GW aufgrund der Verweilzeiten und Speichereigenschaft des GWL als Monatseinzelprouben oder Stichtagsprobe genommen werden.

Die Identifizierung von OGI mittels OW-Beprobung durch Schiffsbefahrungen hat sich für Kationen, Anionen, stabile Isotope und Spurenstoffe als nicht sinnvoll erwiesen. Abgesehen von der limitierten Eignung der benannten Stoffe zur Charakterisierung von OGI (Unterkapitel 6.1), führen unterschiedliche Fließgeschwindigkeiten der Mosel und des Messbootes dazu, dass unklar bleibt, welches Wasserpaket an einem Probenahmepunkt beprobt wird, was die Aussagefähigkeit einer Analyse deutlich limitiert.

7 Ausblick

Im Rahmen des Projektes wird im Referat G2 an einer Doktorarbeit gearbeitet, welche den Fokus auf eine genauere Identifizierung und Beschreibung von Stofftransportprozessen legt. Im Detail geht es um das Verhalten von (chiralen) organischen Spurenstoffen, welche z. B. bei der Umströmung von Staustufen genutzt werden können, um ablaufende Abbauprozesse besser beschreiben zu können, sofern die Transformationspfade und ggf. stereoselektives Verhalten hinreichend erforscht ist.

Zur Erforschung eignen sich Abbauprozesse im Labormaßstab. Anschließend muss geprüft werden, inwieweit die Erkenntnisse auf die Umwelt übertragbar sind. Bei der Verwendung von chiralen Spurenstoffen kommt hinzu, dass der primäre Abbauschritt enantio- bzw. stereoselektiv sein muss. Durch den Nachweis der Änderung der Enantiomerenverhältnisse in der Umwelt können dann biotische Abbauprozesse sichtbar und von grundsätzlich nicht-enantioselektiven abiotischen Abbauprozessen unterschieden werden. Die Nutzung dieser Daten ist eine weitere Ergänzung bei Multi-Tracer-Ansätzen.

Im Rahmen von OGIMo wurde Icaridin (ICN), der Wirkstoff vieler Anti-Mücken-Sprays, als potentiell geeignete Substanz für die Untersuchung von Abbauprozessen bei OGI ausgewählt. Das Molekül hat zwei Stereozentren und demnach vier Stereoisomere. Um die Transformation und ein möglicherweise stereoselektives Verhalten zu untersuchen, wurden mit Icaridin und seinem ersten bekannten Transformationsprodukt (TP) Icaridinsäure (ICN-Säure/ICN-acid) Abbauprozesse durchgeführt. Verwendet wurde hierbei Belebtschlamm und Ablauf der Kläranlage Koblenz. In einem Versuch mit unterschiedlichen Dotierlevels beider Substanzen (A=100 µg/L ICN, B=100 µg/L ICN-acid), einer autoklavierten Kontrolle (C=100 µg/L von beiden Substanzen) und einem Blank-Ansatz ohne spike (je in Triplikaten), wurde die Abbaugeschwindigkeit untersucht und nach möglichen neuen TPs gesucht.

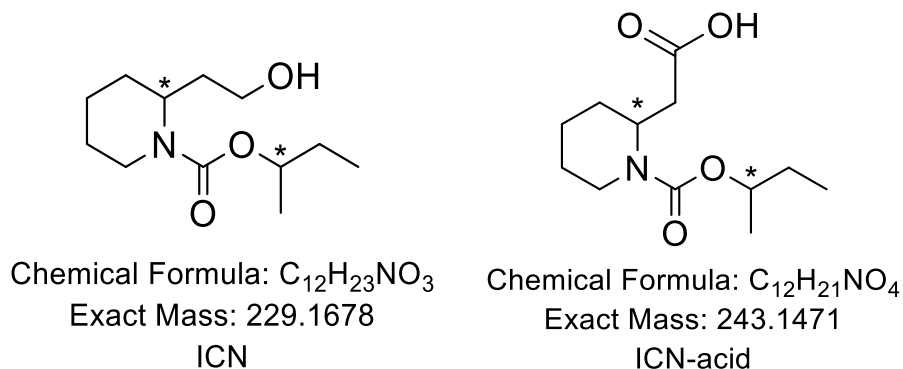


Abbildung 38: Strukturformel von Icaridin (links) und seinem Transformationsprodukt (TP) Icaridinsäure (ICN-Säure/ICN-acid) (rechts).

Die Auswertung der chiralen Messungen zur Untersuchung, inwieweit sich die Transformation auch enantioselektiv verläuft, ist aktuell noch in Arbeit. Die bisherigen Ergebnisse bestätigen, dass biologische Prozesse für den Abbau von ICN und ICN-Säure verantwortlich sind, da in dem Ansatz mit autoklaviertem Schlamm kein Abbau stattfand (Abbildung 39). In diesem Versuch konnte festgestellt werden, dass ICN-Säure ebenfalls biologisch abbaubar ist, was vorher nicht bekannt war bzw. nicht angenommen wurde (Knepper 2004a und 2004b). Der Abbau von ICN ist deutlich schneller als der Abbau von ICN-Säure. Die biologische Abbaukonstante k_{biol} wurde für ICN auf 28 ± 4 L/(g_{SS} d) bestimmt und für ICN-Säure auf $2 \pm 0,2$ L/(g_{SS} d). Mithilfe der Massenbilanz konnte bestätigt werden, dass ICN-Säure das initiale TP von ICN ist.

Zudem wurden weitere bisher noch nicht bekannte TP's identifiziert und der Transformationsweg postuliert. In der nachfolgenden Abbildung 40 sind die TP's in ihrem relativen Auftreten dargestellt. ICN wurde in Ansatz A innerhalb von 24 h vollständig abgebaut. ICN-acid wurde in Ansatz B abgebaut und die gefundenen TP's nahmen zu. Die Bezeichnungen der TP's beziehen sich auf ihre Masse mit zugehöriger Retentionszeit. Das erste, sehr kurzzeitige TP143 wird schnell gebildet und wird direkt wieder abgebaut. Bei diesem TP handelt es sich vermutlich um das Piperidinderivat, das nach der Carbamatspaltung der ICN-Säure entsteht. Es ist zu erkennen, dass sich danach zuerst die Reihe der TP's259 bilden, um dann selbst wieder abgebaut zu werden. Es handelt sich dabei um eine Monohydroxylierung der ICN-Säure. Anschließend werden die TP's273 gebildet, welche stabiler als die erste Generation an TP's sind. Diese TP's entstanden durch die weitere Oxidation und einen O-Transfer der vorherigen Generation TP's259. Es gibt jeweils vier TP's bei der Generationen, da es sich wahrscheinlich um Regioisomere handelt. Details dazu werden in der Publikation von Quanz et al. (2023/2024) zu finden sein. Am stabilsten ist TP259_C11, welches zuletzt gebildet wird. Dieses TP könnte aufgrund seiner Stabilität aus Kläranlagen in die Umwelt emittiert werden. Die Auswertung der Daten ist derzeit noch in Arbeit.

Die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf die Umwelt und die Untersuchung der Eignung der TP's zur Identifizierung von Abbauprozessen wird aktuell noch durch Messungen von Oberflächenwasser- und Grundwasserproben untersucht. Der Blick auf das enantioselektive Verhalten folgt während der weiterführenden Arbeit.

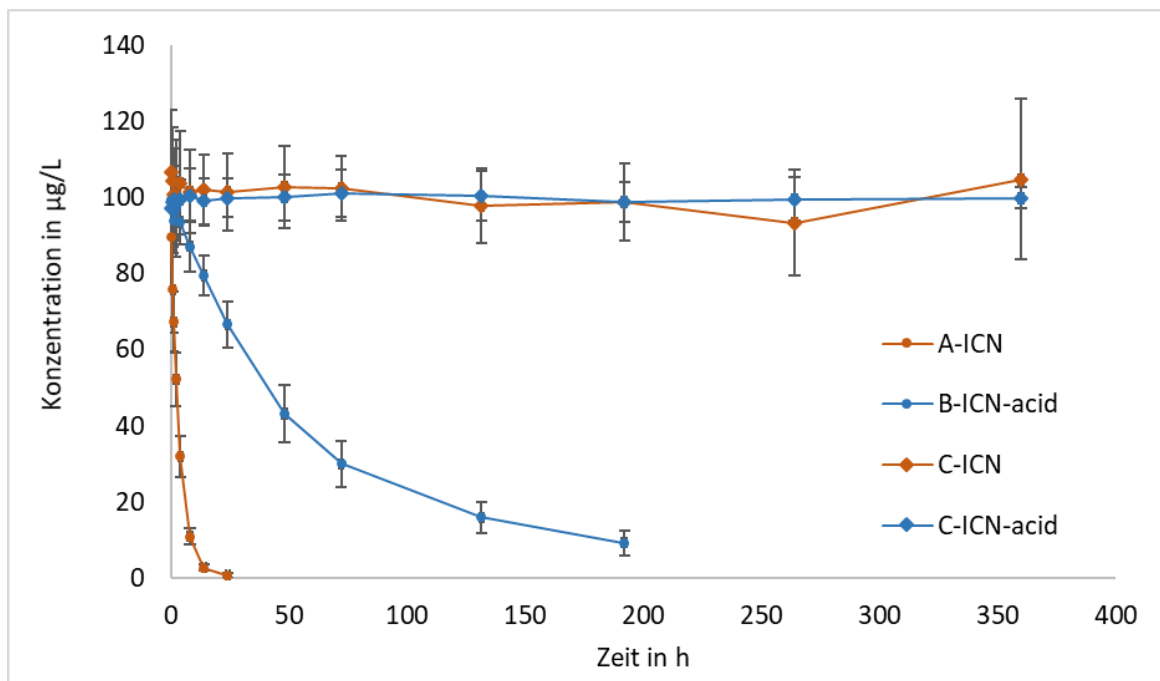


Abbildung 39: A – ICN: Konzentration von ICN aus dem Ansatz mit 100 µg/L ICN, B-ICN-acid: Konzentration von ICN-acid aus dem Ansatz mit 100 µg/L ICN-acid, C-ICN und C-ICN-acid Konzentrationen aus dem autoklavierten Ansatz mit 100 µg/L ICN und ICN-acid.

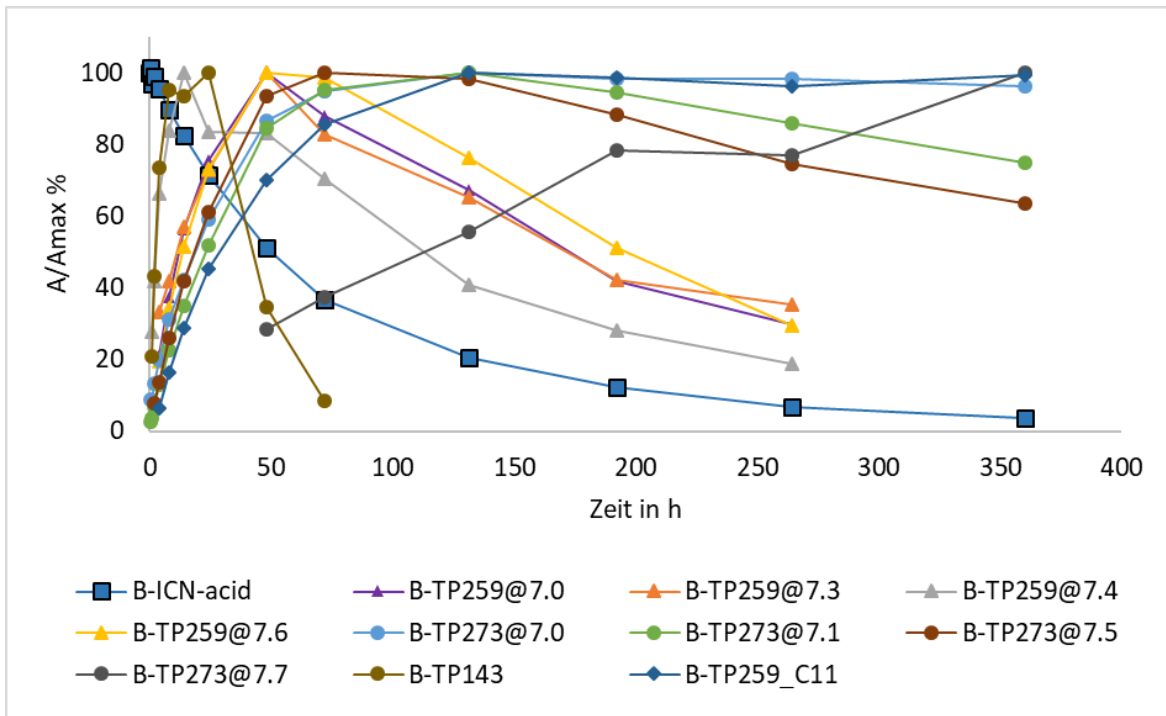


Abbildung 40: Zeitliches Auftreten der gefundenen TPs (als area/areamax dargestellt) von ICN-Säure (als c/c0 dargestellt) in ihrer relativen Signalintensität aus dem Versuch mit 100 µg/L ICN-Säure.

Abbildungsverzeichnis

- Abbildung 1 A: Grundwasser speist den Fluss, es herrschen effluente Verhältnisse. B: Flusswasser fließt zum Grundwasser, es herrschen influente Bedingungen. C: Im entkoppelten System ist der Fluss durch eine Sickerwasserzone vom Grundwasser getrennt. Verändert nach Winter 1998.9
- Abbildung 2: Das Einzugsgebiet der Mosel (schwarz umrandet) mit den geologischen Haupteinheiten (Datenquelle: IGME5000, © BGR Hannover, 2007). Der gelbe Stern markiert die Moselquelle in den Vogesen. Das Quadrat markiert das Untersuchungsgebiet im Projekt OGIMo..... 13
- Abbildung 3: Abflusslängsschnitt der Mosel ab Perl (ca. Mosel-km 240) bis Koblenz (Mosel-km 0) auf Basis von Abflussmessungen in der Zeit 1931-1990 (WSD Südwest 2007). 13
- Abbildung 4: Abflussganglinie am Pegel Cochem für den Zeitraum Juli 2020 bis August 2022. Gestrichelte horizontale Linien zeigen MNQ, MQ und MHQ (https://undine.bafg.de/rhein/pegel/rhein_pegel_cochem.html, 03.03.2022). Aufgrund starker Niederschläge am 14. und 15.07.2021 kam es in mehreren Flusseinzugsgebieten zu extremen Hochwässern, am Pegel Cochem wurde in diesem Zeitraum ein maximaler Abfluss von ca. 2680 m³/s erreicht..... 14
- Abbildung 5: Längsschnitt der Mosel von Thionville bei Mosel-km 270 bis Koblenz bei Mosel-km 2 (WSD Südwest 2007). Im Projekt OGIMo wurde der Abschnitt ab Mosel-km 242 untersucht..... 14
- Abbildung 6: Detaildarstellung des Untersuchungsgebiets mit den im Projekt beprobten Grundwassermessstellen (gelbe Dreiecke) und den Schleusen (grüne Quadrate) entlang der Mosel. Hintergrundkarte: SRTM 90m, Jarvis et al 2008; OSM 2022). 15
- Abbildung 7: Standort Schleuse Lehmen. Die gelben Dreiecke markieren den Standort der beprobten GWM, die blauen Kreise markieren die Probenahmestellen für OW. Zusätzlich als Linien sind die Spund- und Schleusenwände eingezeichnet. Digitales Orthophoto und Digitale Topographische Karte 1:25 000: Geobasisdaten: © GeoBasis-DE / BKG 2023. 18
- Abbildung 8: Übersicht der in dieser Studie verwendeten Tracer (ohne geochemische Tracer und Spurenstoffe) und ihrer räumlich-zeitlichen Anwendungsskala (nach Schubert et al. 2020a; Abbott et al. 2016; Aggarwal 2013; Newman et al. 2010). Spurenstoffe sind hier nicht gezeigt, da sie jeweils den geografischen Standort bzw. Abbau- und Transformationsprozess abbilden, aber nicht die räumliche und zeitliche Skala von Oberflächenwasser-Grundwasser-Interaktionen betreffen. 25
- Abbildung 9: Zeitreihe der Tritium-Konzentration als Monatsmittelwert des Niederschlags bei Trier und der Mosel bei Koblenz. Seit der Inbetriebnahme des KKW Cattenom in Frankreich im November 1986 stiegen die Tritium-Konzentrationen der Mosel an und weisen aufgrund des Einleitungsprogramms des KKW deutliche jährliche Schwankungen auf (Datenquelle: BfG). 26

Abbildung 10: Das Untersuchungsgebiet mit der Lage der GWM, der Probenahmestellen des Oberflächenwassers während der Schiffsbefahrungen sowie die Probennahmestellen an den Nebengewässern. Zusätzlich gezeigt sind die Standorte der Schleusen der Mosel. Hintergrundkarte: SRTM 90m, Jarvis et al. 2008; Open Street Map 2022.	28
Abbildung 11: Probennahmezeitpunkte für die Schiffsbefahrung und die Beprobung an den GWM während der gesamten Projektlaufzeit. Die schwarze Linie zeigt den Abfluss am Pegel Cochem. Schiffsbefahrung 1 fand vom 05.10. – 09.10.2020, Schiffsbefahrung 2 zwischen dem 31.08. – 07.09.2021 statt. Acht GWM entlang der Mosel wurden im vierteljährlichen Rhythmus (rote Punkte) beprobt, wobei die GWM in Lehmen monatlich beprobt wurden.	29
Abbildung 12: Leitfähigkeit der Mosel und der Nebengewässer während SB 1 (2020) und SB 2 (2021). Deutlich zu erkennen ist der Einfluss der Saar auf die Mosel bei Moselkilometer 200. B: Boxplot der Leitfähigkeit der Mosel und ihrer Nebengewässer während SB 1 und 2.	40
Abbildung 13: Piper-Diagramm des Oberflächenwassers der Mosel und der Nebengewässer. Klassifizierung nach Furtak & Langguth (1967).	41
Abbildung 14: Bi-plot aus $\delta^{18}\text{O}$ und $\delta^2\text{H}$ für die Mosel, Nebengewässer und Grundwasser beprobt während der ersten (Oktober 2020) und zweiten (August/September 2021) Schiffsbefahrung. Die Isotopendaten sind im Vergleich zur GMWL und der LMWL. Die LMWL wurde aus den monatlichen Isotopendaten des Niederschlags bei Trier-Petrisberg (1978 – 2013) gebildet. Die eingebettete Abbildung zeigt den LC-excess nach Landwehr und Coplen (2006).	43
Abbildung 15: Längsverlauf der elektrischen Leitfähigkeit und der Konzentration von Carbamazepin in der Mosel (n=127) und den beprobten Nebengewässern (n=16).	44
Abbildung 16: Konzentrationen von Valsartan (rot) und seines Haupt-TPs Valsartansäure (blau). Offene Kreise: Proben entlang der Mosel; gefüllte Kreise: Proben der Nebenflüsse. Valsartan wird zu Cluster C gezählt, da seine Konzentration abnimmt. Die Konzentration seines Haupt-TPs Valsartan-Säure nimmt zu und wird daher zu Cluster E gezählt.	45
Abbildung 17: Relative Konzentrationsänderung und Resultate der Cluster-Analyse der Spurenstoffdaten des OW, basierend auf der OW-Beprobung während SB 1 im Oktober 2020.	46
Abbildung 18: Boxplots der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit des GW und des OW (SB 1). Der Boxplot für Lehmen beinhaltet die Daten von allen GWM (GMS 1, GMS 2, GMS 4.1 und GMS 5.2). Die Filterstrecken der GWM in Lehmen liegen im quartären Terrassenschotter.	47
Abbildung 19: Piper-Diagramm des Grundwassers entlang der Mosel. Klassifizierung nach Furtak & Langguth (1967).	48
Abbildung 20: Boxplots der Tritium-Konzentration des GW und des OW (SB 1). Der Datensatz „GWM, Lehmen“ fasst die Daten aller in Lehmen vorhandenen GW-Proben zusammen.	48
Abbildung 21: Wasserstand der GWM am Standort Lehmen in der Zeit 2009 bis 2021 (ohne OP), Datenquelle: BAW (2012).	50

- Abbildung 22: Grundwasserstandganglinien von GMS1, GMS4.2, GMS5.2 und GMS2. Deutlich ist der grundsätzlich identische Ganglinienverlauf bei GMS4.2, 5.2 und 2 erkennbar, welcher direkt vom Pegelstand im Unterwasser der Staustufe abhängig ist (vergleiche Abbildung 28/Abbildung 29). GMS2 weist dabei ein geringeres Druckpotential auf als die moselnäher gelegene GMS5.2 (zur Lage der GWM siehe Abbildung 7)..... 50
- Abbildung 23: (A) Grundwassergleichen am linken Ufer der Staustufe Lehmen für den Stichtag 12.07.22 inklusive Angabe der Wasserstände an den Messpunkten am Stichtag. Das Modellgebiet (gestrichelte schwarze Linie) wurde zur Erstellung der Isolinien definiert. Es ergibt sich ein steiler Gradient zwischen GMS1 und GMS4.2, welcher in Richtung GMS5.2 abflacht. Spundwände und die Schleusenwand sind als Linien eingezeichnet. Aufgrund der Öffnung im Übergangsbereich zwischen Spund- und Schleusenwand ergibt sich auch eine Stromlinie vom OW in Richtung GMS4.2. Nicht berücksichtigt: Zustrom von Hangwasser vom westlich gelegenen Würzleyberg in Richtung Vorflut. (B) Schematische Darstellung der Wasserbewegungen bei der Umströmung der Staustufe Lehmen. Fragezeichen bedeuten, dass der genaue Sachverhalt bzw. eine Stromrichtung nicht belegt werden konnte..... 51
- Abbildung 24: Zeitlicher Verlauf der Tritium-Konzentration im Oberflächenwasser (berechnet auf der Basis von Monatsmischproben aus Wincheringen und Koblenz) und Grundwasser in Lehmen (GWM GMS 1, 4.2 und 5.2) für die Jahre 2020 bis 2022. Die Pfeile zeigen die potenzielle Fließdauer von Oberflächenwasser der Mosel in das Grundwasser an. Als verfolgbare Ereignisse #1, #2 und #3 wurden relativ hohe bzw. niedrige Tritium-Konzentrationen in der Mosel gewählt..... 53
- Abbildung 25: Zeitlicher Verlauf des $\delta^{18}\text{O}$ -Isotopenverhältnisses im Oberflächenwasser und Grundwasser in Lehmen (GWM GMS 1, 4.2 und 5.2) für die Jahre 2020 bis 2022. Die Pfeile zeigen die potentielle Fließdauer von Oberflächenwasser der Mosel in das Grundwasser an. Als verfolgbare Ereignisse #1, #2 und #3 wurden relativ hohe bzw. niedrige Isotopenverhältnisses in der Mosel gewählt..... 53
- Abbildung 26: Sauerstoff und Mangan im GW an der Staustufe Lehmen; oben: Wasserstand GMS5.2 und OW_UP. Mitte: Sauerstoffkonzentration von Oberflächen- und Grundwasser. unten: Mangankonzentration von Oberflächen- und Grundwasser. Die Rechtecke markieren hohe Wasserstände mit hohen Sauerstoffkonzentrationen bei GMS5.2, welche mit hohen GW-Ständen einhergehen..... 54
- Abbildung 27: Chlorid (A), Tritium (B) und Carbamazepin (C) als Ergebnis der Stichtagsbeprobungen von OW und GW am Standort Lehmen; rote gestrichelte Linie: Median der OW-Konzentration des jeweiligen Stoffes..... 55
- Abbildung 28: Konzentrationsverläufe von Tramadol (Tram) und seinen Transformationsprodukten O-Desmethyltramadol (O-DT), N-Desmethyltramadol (N-DT) und NO-Didesmethyltramadol (NO-DDT) gemeinsam mit Sauerstoff im OW (oben) sowie in GMS1 (unten links), GMS4.2 (unten mittig) und GMS5.2 (unten rechts)..... 57

- Abbildung 29: Zeitlicher Verlauf der Anteile an Oberflächenwasser im Grundwasser an den Standorten GMS1, GMS4.2 und GMS 5.2 in Lehmen für den Zeitraum Juli 2020 bis August 2022. Die farbigen Flächen stellen die Unsicherheiten des verwendeten 2-Komponenten-Modells (s. Kap. 4.2.7) als Minimum- und Maximum-Anteile dar. Datenlücken ergeben sich durch fehlende Tritium-Monatsmischproben. 58
- Abbildung 30: A) $\delta^{18}\text{O}$ -Isotopenverhältnis entlang der Mosel, der Nebengewässer und im Grundwasser während der ersten Schiffsbefahrung im Oktober 2020 und während der zweiten Schiffsbefahrung im August/September 2021. B) $\delta^{18}\text{O}$ -Isotopenverhältnis als Boxplot für Mosel, die Nebengewässer und das Grundwasser (jeweils für 2020 und 2021). 59
- Abbildung 31: A) Tritium-Konzentration entlang der Mosel, der Nebengewässer und im Grundwasser während der ersten Schiffsbefahrung im Oktober 2020 und während der zweiten Schiffsbefahrung im August/September 2021. B) Tritium-Konzentration als Boxplot für Mosel, die Nebengewässer und das Grundwasser (jeweils für 2020 und 2021). 60
- Abbildung 32: A) Radonkonzentration gemessen entlang der Mosel, der Nebengewässer und im Grundwasser während der ersten Schiffsbefahrung im Oktober 2020 und während der zweiten Schiffsbefahrung im August/September 2021. B) Radon-Konzentration für die verschiedenen Wassertypen in der Boxplot-Darstellung. 60
- Abbildung 33: A und B) Durchflüsse simuliert mit dem Model HYDRAX (Unterkapitel 4.2.8) je Messpunkt während der ersten Schiffsbefahrung im Oktober 2020 und der zweiten Schiffsbefahrung im August/September 2021; C und D) Vergleich der gemessenen und simulierten Radon-Konzentrationen entlang der Mosel; E) und F) simulierte Grundwasserzuströme. Die Modellergebnisse werden für die Szenarien mit Grundwasser-End-member definiert durch die Radon-Konzentration aus Grundwasser und Sediment gezeigt. 62
- Abbildung 34: A) Simulierte HYDRAX-Durchflüsse (Unterkapitel 4.2.8) an den Messpunkten der zweiten Schiffsbefahrung im August/September 2021; B) Vergleich der gemessenen Radon-Konzentrationen für die räumliche Messauflösung von 1 km und 2 km und C) simulierter Grundwasserzustrom entlang der Mosel. Die Modellergebnisse beziehen sich auf das Szenario mit Grundwasser-End-member definiert durch die Radonkonzentration aus Grundwasser. 63
- Abbildung 35: A) Abfluss bei Cochem für 2020 – 2021, B) monatliche Tritium-Inventare im oberen Teil (Summe der Konzentrationen in Wincheringen, Saar und Sauer) und im unteren Teil (Konzentration in Koblenz) der Mosel, und C) monatliche Differenzen des Tritium-Inventars. Die monatlichen Tritium-Inventare sind auf den monatlichen mittleren Abfluss normiert. Die monatlichen Differenzen des Tritium-Inventars zwischen Wincheringen, Saar und Sauer und Koblenz sind als Anteil an der Eingangskonzentration berechnet. 64
- Abbildung 36: A) Berechneter Wasserstand der Mosel bei Kenn sowie gemessene Wasserhöhen des Grundwassers an den GWM Kenn und Kenn II auf Wochenbasis für die Jahre 2020 und 2021. Probennahmetage sind mit * markiert und der Zeitraum der Schiffsbefahrung ist mit o gekennzeichnet. B) Die Wasserstandsdifferenz zwischen Mosel und GWM Kenn ist exemplarisch gezeigt und verdeutlicht

den hydraulischen Gradienten, um influente oder effluente Verhältnisse zu ermöglichen.	66
Abbildung 37: Konzeptionelles Modell eines Schleusenstandorts. Schematisch dargestellt sind die Schleuse, das Wehr und das Kraftwerk. Die Pfeile zeigen schematisch die Richtung der OW-GW-Interaktion. Stofftransportprozesse wirken während der Untergrundpassage und tragen somit zur Veränderung der Hydrochemie des Grundwassers bei der Umströmung einer Staustufe bei.	71
Abbildung 38: Strukturformel von Icaridin (links) und seinem Transformationsprodukt (TP) Icaridinsäure (ICN-Säure/ICN-acid) (rechts).....	74
Abbildung 39: A – ICN: Konzentration von ICN aus dem Ansatz mit 100 µg/L ICN, B-ICN-acid: Konzentration von ICN-acid aus dem Ansatz mit 100 µg/L ICN-acid, C-ICN und C-ICN-acid Konzentrationen aus dem autokla-vierten Ansatz mit 100 µg/L ICN und ICN-acid.	75
Abbildung 40: Zeitliches Auftreten der gefundenen TPs (als area/areamax dargestellt) von ICN-Säure (als c/c0 dargestellt) in ihrer relativen Signalintensität aus dem Versuch mit 100 µg/L ICN-Säure.	76

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Kenngrößen der offiziellen Pegel an der Mosel (Datenquelle: UNDINE, BfG (https://undine.bafg.de/ , Onlinezugriff, 03.03.2022)).....	14
Tabelle 2: Hydrogeologische Eigenschaften im Bereich der in OGIMo beprobten GWM entlang der Mosel, zur Lage der GWM Vergleiche Abbildung 6. Daten aus HUEK250 v1.0.3, © BGR & SGD 2019). Betreiber der GWM: Landesamt für Umwelt, Mainz; Betreiber der GWM in Lehmen, WSV. Die Angaben zu den GWM am Detailstandort Lehmen finden sich in UnterUnterkapitel 4.1.3.....	16
Tabelle 3: Durchlässigkeitsbeiwerte für die unterschiedlichen hydrogeologischen Einheiten am Standort Lehmen (BAW 2012).....	19
Tabelle 4: Effektive, durchflusswirksame Porosität n_e in Abhängigkeit der Korngröße von Sedimenten (HLNUG 2008).....	21
Tabelle 5: Eigenschaften der im Projekt verwendeten Tracer (verändert nach Abbot et al. 2016). Die Klassifizierung der genannten Tracer-Eigenschaft in „Hoch“, „Mittel“ und „Niedrig“ ist als eine qualitative Einschätzung zu verstehen, die sich an Abbot et al. (2016) anlehnt, s. a. Abbildung 8.	24
Tabelle 6: Kenngrößen der Nebengewässer (www.geoportal.rpl.de und HAD, © BfG, https://geoportal.bafg.de/mapapps/resources/apps/HAD/index.html?lang=de , Zugriff am: 13.01.2023). SB = Schiffsbefahrung.....	30
Tabelle 7: Übersicht der verwendeten Daten und deren Datenhalter.....	31
Tabelle 8: Stammdaten der in OGIMo beprobten GWM (inkl. der GWM am Detailstandort Lehmen, s. a. Unterkapitel 4.1.3), ihre wichtigsten Kenngrößen. GOK: Geländeoberkante, FOK: Filteroberkante, FUK: Filterunterkante.....	32
Tabelle 9: Übersicht der im OGIMo-Projekt gemessenen Parameter. Die untersuchten Spurenstoffe werden in Unterkapitel 4.2 bzw. in der zugehörigen Publikation von Hermes et al. (2018) aufgeführt.....	33
Tabelle 10: Anzahl der OW- und GW-Proben, der Nebengewässer und der Grundwassermessstellen im Zeitraum Juli 2020 bis August 2022.	39
Tabelle 11: Mittelwerte ausgewählter physikochemischer Parameter, Hauptionen sowie DOC des Oberflächenwassers während der Schiffsbefahrung 1 und 2 inklusive der Nebengewässer. Die Daten des Grundwassers entlang der Mosel sind ebenfalls gezeigt. Die Lokation „GMS Lehmen“ beinhaltet den Mittelwert aller Daten der GWM Lehmen.	42
Tabelle 12: Zuordnung einzelner, ausgewählter Spurenstoffe zu den Clustern (s. a. Abbildung 17)...	45
Tabelle 13: Abschätzung der Abstandsgeschwindigkeit zwischen den GWM GMS1 und GMS4.2 für den Stichtag 12.07.2022.	52
Tabelle 14: Räumlich-gewichteter Mittelwert der Radon-Konzentration zur Charakterisierung des Grundwassers als End-member im Modell FINIFLUX.	61
Tabelle 15: Bewertungsmatrix der in diesem Projekt untersuchten Tracer und Beschreibung möglicher Vorbedingungen zur Erfassung von OGI am Beispiel der Mosel. Alle Angaben	

ergeben sich aus den Erfahrungen aus diesem Projekt und sind nur nach Überprüfung der örtlichen Situation auf andere Standorte übertragbar..... 69

Literaturverzeichnis

- DWA-A 909 (2011): Grundsätze der Grundwasserprobennahme aus Grundwassermessstellen.
- DIN EN ISO 10304-1 (2009): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von gelösten Anionen mittels Flüssigkeits-Ionenchromatographie - Teil 1: Bestimmung von Bromid, Chlorid, Fluorid, Nitrat, Nitrit, Phosphat und Sulfat (ISO 10304-1:2007); Deutsche Fassung EN ISO 10304-1:2009. 10.31030/1518948.
- DIN EN ISO 17294-2 (2017): Wasserbeschaffenheit - Anwendung der induktiv gekoppelten Plasma-Massenspektrometrie (ICP-MS) - Teil 2: Bestimmung von ausgewählten Elementen einschließlich Uran-Isotope. 10.31030/2353617.
- Abbott, B.W., Baranov, V., Mendoza-Lera, C., Nikolakopoulou, M., Harjung, A., Kolbe, T., Balasubramanian, M.N., Vaessen, T.N., Ciocca, F., Campeau, A., Wallin, M.B., Romeijn, P., Antonelli, M., Gonçalves, J., Datry, T., Laverman, A.M., de Dreuzy, J.-R., Hannah, D.M., Krause, S., Oldham, C. and Pinay, G. (2016): Using multi-tracer inference to move beyond single-catchment ecohydrology. *Earth-Science Reviews* 160, 10.1016/j.earscirev.2016.06.014.
- Aggarwal, P. (2013): Isotope methods for dating old groundwater. al., A.S.e. (ed), pp. 1-4, International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria.
- Appelo, C.A.J. and Postma, D. (1999): *Geochemistry, groundwater and pollution*, CRC Press.
- Atkinson, A.P., Cartwright, I., Gilfedder, B.S., Cendón, D.I., Unland, N.P. and Hofmann, H. (2014): Using ¹⁴C and ³H to understand groundwater flow and recharge in an aquifer window. *Hydrology and Earth System Sciences* 18(12), 10.5194/hess-18-4951-2014.
- Barthold, F.K., Tyralla, C., Schneider, K., Vaché, K.B., Frede, H.-G. and Breuer, L. (2011): How many tracers do we need for end member mixing analysis (EMMA)? A sensitivity analysis. *Water Resources Research* 47(8), 10.1029/2011wr010604.
- BAW (2012): *Geotechnischer Bericht für den Neubau der 2. Schleuse Lehmen*. Bundesanstalt für Wasserbau, Karlsruhe.
- Beckers, L.M., Brack, W., Dann, J.P., Krauss, M., Muller, E. and Schulze, T. (2020): Unraveling longitudinal pollution patterns of organic micropollutants in a river by non-target screening and cluster analysis. *Science of the Total Environment* 727, 10.1016/j.scitotenv.2020.138388.
- Beisel, J.-N., Peltre, M.-C. and Usseglio-Poltera, P. (2011): Einfluss der Salzbelastung auf die aquatische Biozönose der Mosel. Bericht des Labors LIEBE, IKSMS.
- Belz, J.U., Bramer, G., Buiteveld, H., Engel, H., Grabher, R., Hodel, H., Krahe, P., Lammersen, R., Larina, M., Mendel, H.-G., Meuser, A., Müller, G., Plonka, B., Pfister, L. and van Vuuren, W. (2007): *Das Abflussregime des Rheins und seiner Nebenflüsse im 20. Jahrhundert - Analyse, Veränderungen, Trends*. KHR-Schriften I-22.
- BfG (2007): *Untersuchungen zur ökologischen Wirksamkeit landschaftspflegerischer Kompensationsmaßnahmen an der Mosel*. BfG-Bericht 1541, Koblenz.
- Bhaskar, A.S., Harvey, J.W. and Henry, E.J. (2012): Resolving hyporheic and groundwater components of streambed water flux using heat as a tracer. *Water Resources Research* 48(8), 10.1029/2011wr011784.
- Bisson, P.A., Buffington, J.M. and Montgomery, D.R. (2017): Chapter 2 - Valley Segments, Stream Reaches, and Channel Units. *Methods in Stream Ecology* 1, 10.1016/B978-0-12-416558-8.00002-0.

- Blaschke, A.P., Steiner, K.-H., Schmalfuss, R., Gutknecht, D. and Sengschmitt, D. (2003): Clogging Processes in Hyporheic Interstices of an Impounded River, the Danube at Vienna, Austria. *International Review of Hydrobiology* 88(34), 10.1002/iroh.200390034.
- Borch, T., Kretzschmar, R., Kappler, A., Cappellen, P.V., Ginder-Vogel, M., Voegelin, A. and Campbell, K. (2010): Biogeochemical redox processes and their impact on contaminant dynamics. *Environmental Science and Technology* 44(1), 10.1021/es9026248.
- Bouchez, C., Cook, P.G., Partington, D. and Simmons, C.T. (2021): Comparison of Surface Water-Groundwater Exchange Fluxes Derived From Hydraulic and Geochemical Methods and a Regional Groundwater Model. *Water Resources Research* 57(3), 10.1029/2020wr029137.
- Burke, V., Schneider, L., Greskowiak, J., Baar, P., Sperlich, A., Dünnbier, U. and Massmann, G. (2018): Trace Organic Removal during River Bank Filtration for Two Types of Sediment. *Water* 10(12), 10.3390/w10121736.
- Busch, N. (1995): Gewässerökosystem Mosel - Beiträge zum Kolloquium am 08. Juni 1995 in Koblenz, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- Carlston, C.W., Thatcher, L.L. and Rhodehamel, E.C. (1960): Tritium as a hydrologic tool: The Wharton Tract study. IASH Publication 52.
- Cartwright, I. and Gilfedder, B. (2015): Mapping and quantifying groundwater inflows to Deep Creek (Maribyrnong catchment, SE Australia) using ^{222}Rn , implications for protecting groundwater-dependant ecosystems. *Applied Geochemistry* 52, 10.1016/j.apgeochem.2014.11.020.
- Cartwright, I. and Hofmann, H. (2016): Using radon to understand parafluvial flows and the changing locations of groundwater inflows in the Avon River, southeast Australia. *Hydrology and Earth System Sciences* 20(9), 10.5194/hess-20-3581-2016.
- Cetecioglu, Z., Ince, B., Azman, S. and Ince, O. (2014): Biodegradation of tetracycline under various conditions and effects on microbial community. *Applied Biochemistry and Biotechnology* 172(2), 10.1007/s12010-013-0559-6.
- Cirpka, O.A., Fienen, M.N., Hofer, M., Hoehn, E., Tessarini, A., Kipfer, R. and Kitanidis, P.K. (2007): Analyzing bank filtration by deconvoluting time series of electric conductivity. *Ground Water* 45(3), 10.1111/j.1745-6584.2006.00293.x.
- Cook, P.G. (2013): Estimating groundwater discharge to rivers from river chemistry surveys. *Hydrological Processes* 27(25), 10.1002/hyp.9493.
- Cook, P.G., Rodellas, V. and Stieglitz, T.C. (2018): Quantifying Surface Water, Porewater, and Groundwater Interactions Using Tracers: Tracer Fluxes, Water Fluxes, and End-member Concentrations. *Water Resources Research* 54(3), 10.1002/2017wr021780.
- Craig, H. (1961): Isotopic Variations in Meteoric Waters. *Science* 133(3465), 10.1126/science.133.3465.1702.
- Dahl, M., Nilsson, B., Langhoff, J.H. and Refsgaard, J.C. (2007): Review of classification systems and new multi-scale typology of groundwater–surface water interaction. *Journal of Hydrology* 344(1-2), 10.1016/j.jhydrol.2007.06.027.
- Dansgaard, W. (1964): Stable isotopes in precipitation. *Tellus* 16(4), 10.1111/j.2153-3490.1964.tb00181.x.
- Dietrich, C., Wick, A. and Ternes, T.A. (2022): Open-source feature detection for non-target LC-MS analytics. *Rapid Communication in Mass Spectrometry* 36(2), 10.1002/rcm.9206.

Doherty, J.E. and Hunt, R.J. (2010): Approaches to highly parameterized inversion—A guide to using PEST for groundwater-model calibration.

Drewes, J. E. (2018): Dynamik der Klarwasseranteile in Oberflächengewässern und mögliche Herausforderungen für die Trinkwassergewinnung in Deutschland. UBA-FB 002678, Projektnummer 91 182.

Dröge, B. (1995): Gewässerökosystem Mosel - Beiträge zum Kolloquium am 08. Juni 1995 in Koblenz, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.

Ehlscheid, T., Meid, M. and Thrun, I. (2002): Gewässergüte der Mosel in Rheinland-Pfalz. LFW-Bericht 202/02.

Engel, M., Frentress, J., Penna, D., Andreoli, A., van Meerveld, I., Zerbe, S., Tagliavini, M. and Comiti, F. (2022a): How do geomorphic characteristics affect the source of tree water uptake in restored river floodplains? *Ecohydrology* 15(4), 10.1002/eco.2443.

Engel, M., Mischel, S.A., Quanz, S., Frei, S., Gilfedder, B., Radny, D. and Schmidt, A. (2022b): Quantification of groundwater inflow along Moselle River by using a multiple tracer approach (222-Rn; Tritium, and d18O). 10.5194/egusphere-egu22-6273

Engelhardt, I., Barth, J.A., Bol, R., Schulz, M., Ternes, T.A., Schuth, C. and van Geldern, R. (2014): Quantification of long-term wastewater fluxes at the surface water/groundwater-interface: an integrative model perspective using stable isotopes and acesulfame. *Science of the Total Environment* 466-467, 10.1016/j.scitotenv.2013.06.092.

Epting, J., Huggenberger, P., Page, R. M., Besmer, M. D., Hammes, F., Radny, D., Rothardt, J., Hollender, J., Weber, S., Bänninger, D. and Auckenthaler, A. (2017): Variabilität der Grundwasserqualität – Einflussfaktoren für die Grundwasserqualität flussnaher Trinkwasserfassungen. *Aqua & Gas*, Nr. 2

Epting, J., Huggenberger, P., Radny, D., Hammes, F., Hollender, J., Page, R.M., Weber, S., Bänninger, D. and Auckenthaler, A. (2018): Spatiotemporal scales of river-groundwater interaction - The role of local interaction processes and regional groundwater regimes. *Science of the Total Environment* 618, 10.1016/j.scitotenv.2017.09.219.

Fetter (1994): *Applied Hydrogeology*. 3rd Edition, Macmillan College Publishing Company, New York.

Fischer, H., Kloep, F., Wilzcek, S. and Pusch, M.T. (2005): A River's Liver – Microbial Processes within the Hyporheic Zone of a Large Lowland River. *Biogeochemistry* 76 (2), 10.1007/s10533-005-6896-y.

Fleckenstein, J.H., Krause, S., Hannah, D.M. and Boano, F. (2010): Groundwater-surface water interactions: New methods and models to improve understanding of processes and dynamics. *Advances in Water Resources* 33(11), 10.1016/j.advwatres.2010.09.011.

Fleig, M., Mertineit, S. and Brauch, H.J. (2008): Aktuelle und zukünftige Entwicklung der Belastung mit Chlorid im Rheineinzugsgebiet - Studie im Auftrag der RIWA - RIWA Rhine Water Works.

Frei, S. and Gilfedder, B.S. (2015): FINIFLUX: An implicit finite element model for quantification of groundwater fluxes and hyporheic exchange in streams and rivers using radon. *Water Resources Research* 51(8), 10.1002/2015wr017212.

Frei, S. and Gilfedder, B.S. (2021): Quantifying residence times of bank filtrate: A novel framework using radon as a natural tracer. *Water Research* 201, 10.1016/j.watres.2021.117376.

Frei, S., Wismeth, F. and Gilfedder, B.S. (2020): Quantifizierung lokaler Grundwassereintritte in die Spree und deren Bedeutung für die Verockerungsproblematik in der Laustiz. *Grundwasser* 25(3), 10.1007/s00767-020-00452-0.

- Furtak, H. and Langguth, H.R. (1967): Zur hydrochemischen Kennzeichnung von Grundwässern und Grundwassertypen mittels Kennzahlen. Mem. IAH-Congress.
- Garduno-Jimenez, A.L., Duran-Alvarez, J.C., Cortes-Lagunes, R.S., Barrett, D.A. and Gomes, R.L. (2022): Translating wastewater reuse for irrigation from OECD Guidelines: Tramadol sorption and desorption in soil-water matrices. *Chemosphere* 305, 10.1016/j.chemosphere.2022.135031.
- Genereux, D. (1998): Quantifying uncertainty in tracer-based hydrograph separations. *Water Resources Research* 34(4), 10.1029/98wr00010.
- Giebel, H. and Laier, W. (2000): Grundwasserschutz beim Ausbau und der Unterhaltung von Bundeswasserstraßen. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 44.
- Gilfedder, B.S., Cartwright, I., Hofmann, H. and Frei, S. (2019): Explicit Modeling of Radon-222 in HydroGeoSphere During Steady State and Dynamic Transient Storage. *Ground Water* 57(1), 10.1111/gwat.12847.
- Glaser, C., Schwientek, M., Junginger, T., Gilfedder, B.S., Frei, S., Werneburg, M., Zwiener, C. and Zarfl, C. (2020): Comparison of environmental tracers including organic micropollutants as groundwater exfiltration indicators into a small river of a karstic catchment. *Hydrological Processes* 34(24), 10.1002/hyp.13909.
- Gleeson, T., Manning, A.H., Popp, A., Zane, M. and Clark, J.F. (2018): The suitability of using dissolved gases to determine groundwater discharge to high gradient streams. *Journal of Hydrology* 557, 10.1016/j.jhydrol.2017.12.022.
- Gooseff, M.N. (2010): Defining Hyporheic Zones - Advancing Our Conceptual and Operational Definitions of Where Stream Water and Groundwater Meet. *Geography Compass* 4(8), 10.1111/j.1749-8198.2010.00364.x.
- HAD (2023): Hydrologischer Atlas für Deutschland.
- Hannappel, S., Hörmann, U. and Limberg, A. (2007): Zeitnahe Erstellung digital verfügbarer Grundwassersergleichenkarten im Rahmen des landesweiten Grundwassermanagements in Berlin. *Hydor* 51.
- Harrington, G.A., Gardner, W.P. and Munday, T.J. (2014): Tracking groundwater discharge to a large river using tracers and geophysics. *Ground Water* 52(6), 10.1111/gwat.12124.
- Heberer, T., Mechlinski, A., Fanck, B., Knappe, A., Massmann, G., Pekdeger, A. and Fritz, B. (2004): Field Studies on the Fate and Transport of Pharmaceutical Residues in Bank Filtration. *Groundwater Monitoring and Remediation* 24(2), 10.1111/j.1745-6592.2004.tb00714.x.
- Hermes, N., Jewell, K.S., Wick, A. and Ternes, T.A. (2018): Quantification of more than 150 micropollutants including transformation products in aqueous samples by liquid chromatography-tandem mass spectrometry using scheduled multiple reaction monitoring. *Journal Chromatography A* 1531, 10.1016/j.chroma.2017.11.020.
- Hermes, N., Jewell, K. S., Schulz, M., Müller, J., Hübner, U., Wick, A., Drewes, J.E. and Ternes, T. A. (2019): Elucidation of removal processes in sequential biofiltration (SBF) and soil aquifer treatment (SAT) by analysis of a broad range of trace organic chemicals (TOCs) and their transformation products (TPs). *Water Research*, 114857. doi:10.1016/j.watres.2019.114857
- Hinsinger, P., Bengough, A.G., Vetterlein, D. and Young, I.M. (2009): Rhizosphere: biophysics, biogeochemistry and ecological relevance. *Plant and Soil* 321(1-2), 10.1007/s11104-008-9885-9.
- Hiscock, K.M. and Grischek, T. (2002): Attenuation of groundwater pollution by bank filtration. *Journal of Hydrology* 266(3-4), 10.1016/s0022-1694(02)00158-0.

- HLNUG (2008): Ermittlung von Schadstofffrachten im Grund- und Sickerwasser. Handbuch Altlasten Band 3, Teil 6.
- Hoehn, E. and Cirpka, O.A. (2006): Assessing residence times of hyporheic ground water in two alluvial flood plains of the Southern Alps using water temperature and tracers. *Hydrology and Earth System Sciences* 10, 10.5194/hess-10-553-2006.
- Hoffmann, P., Königer, P., Kern, F.-J., Schulla, J., Leibundgut, C., Krahe, P. and Speer, W. (2011): Tritiumbilanzierung und Speicherermittlung im Wesergebiet unter Verwendung des hydrologischen Modellsystems WaSiM-ETH im Vergleich mit früheren Arbeiten. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*.
- Hoffmann, T.O., Baulig, Y., Vollmer, S., Blöthe, J. and Fiener, P. (2022): Back to pristine levels: a meta-analysis of suspended sediment transport in large German river channels. *Earth Surface Dynamics Discussions*, 10.5194/esurf-2022-45.
- Huntscha, S., Rodriguez Velosa, D.M., Schroth, M.H. and Hollender, J. (2013): Degradation of polar organic micropollutants during riverbank filtration: complementary results from spatiotemporal sampling and push-pull tests. *Environmental Science and Technology* 47(20), 10.1021/es401802z.
- IKSMS-CIPMS (2005): Richtlinie 2000/60/EG Internationale Flussgebietseinheit RHEIN Internationales Bearbeitungsgebiet Mosel-Saar (Teil B) Bewirtschaftungsplan 2016 - 2021
- IKSR (2010): Strategie Mikroverunreinigungen - Strategie für die Siedlungs- und Industrieabwässer -. Bericht Nr. 181.
- Ingraham, N.L. (1998): *Isotope Tracers in Catchment Hydrology*. Kendall, C. and McDonnell, J.J. (eds), Elsevier Science B.V., Amsterdam.
- Jarvis, A., Reuter, H.I., Nelson, A. and Guevara, E. (2008): Hole-filled seamless SRTM data V4, available from the CGIAR-CSI SRTM 90m Database. International Centre for Tropical Agriculture (CIAT).
- Jasechko, S., Kirchner, J.W., Welker, J.M. and McDonnell, J.J. (2016): Substantial proportion of global streamflow less than three months old. *Nature Geoscience* 9(2), 10.1038/ngeo2636.
- Jencso, K.G., McGlynn, B.L., Gooseff, M.N., Wondzell, S.M., Bencala, K.E. and Marshall, L.A. (2009): Hydrologic connectivity between landscapes and streams: Transferring reach- and plot-scale understanding to the catchment scale. *Water Resources Research* 45(4), 10.1029/2008wr007225.
- Jewell, K.S., Kunkel, U., Ehlig, B., Thron, F., Schlusener, M., Dietrich, C., Wick, A. and Ternes, T.A. (2020): Comparing mass, retention time and tandem mass spectra as criteria for the automated screening of small molecules in aqueous environmental samples analyzed by liquid chromatography/quadrupole time-of-flight tandem mass spectrometry. *Rapid Communication in Mass Spectrometry* 34(1), 10.1002/rcm.8541.
- Kalbus, E., Reinstorf, F. and Schirmer, M. (2006): Measuring methods for groundwater – surface water interactions: a review. *Hydrology and Earth System Sciences* 10(6), 10.5194/hess-10-873-2006.
- Kaule, R. and Gilfedder, B.S. (2021): Groundwater Dominates Water Fluxes in a Headwater Catchment During Drought. *Frontiers in Water* 3, 10.3389/frwa.2021.706932.
- Kendall, C. and McDonnell, J.J. (1998): *Isotope Tracers in Catchment Hydrology*, *Isotope Tracers in Catchment Hydrology*.
- Kirchner, J.W. (2003): A double paradox in catchment hydrology and geochemistry. *Hydrological Processes* 17(4), 10.1002/hyp.5108.
- Klaus, J. and McDonnell, J.J. (2013): Hydrograph separation using stable isotopes: Review and evaluation. *Journal of Hydrology* 505, 10.1016/j.jhydrol.2013.09.006.

- Kluge, T., Ilmberger, J., von Rohden, C. and Aeschbach-Hertig, W. (2007): Tracing and quantifying groundwater inflow into lakes using a simple method for radon-222 analysis. *Hydrology and Earth System Sciences* 11(5), 10.5194/hess-11-1621-2007.
- Kluge, T., von Rohden, C., Sonntag, P., Lorenz, S., Wieser, M., Aeschbach-Hertig, W. and Ilmberger, J. (2012): Localising and quantifying groundwater inflow into lakes using high-precision ²²²Rn profiles. *Journal of Hydrology* 450-451, 10.1016/j.jhydrol.2012.05.026.
- Knepper, T.P. (2004a): Analysis and fate of insect repellents. *Water Sci Technol* 50(5), 301-308.
- Knepper, T.P. (2004b): Analysis and mass spectrometric characterization of the insect repellent Bayrepel and its main metabolite Bayrepel-acid. *Journal of Chromatography A* 1046(1-2), 159-166.
- Krause, W.J., Rost, W. and Lüllwitz, T. (2009a): Zur Bestimmung von Fließzeiten, Fließgeschwindigkeiten und longitudinaler Dispersion in der Mosel mit 3HHO als Leitstoff. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 53.
- Krause, W.J., Rost, W. and Lüllwitz, T. (2009b): Zur Bestimmung von Fließzeiten, Fließgeschwindigkeiten und longitudinaler Dispersion in der Mosel mit 3HHO als Leitstoff. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 53.
- Laier, W. (1995): Gewässerökosystem Mosel - Beiträge zum Kolloquium am 08. Juni 1995 in Koblenz, Bundesanstalt für Gewässerkunde.
- Landwehr, J.M. and Coplen, T.B. (2006): *Isotopes in Environmental Studies*, pp. 132–135, International Atomic Energy Agency, IAEA-CN-118/56.
- Langguth, H.R. and Voigt, R. (2004): *Hydrogeologische Methoden*, Springer Verlag Berlin Heidelberg.
- LAWA-AO (2016): *Mikroschadstoffe in Gewässern*.
- Lerner, D.N., Buss, S., Cai, Z., Cardenas, B., Fleckstein, J., Hannah, D.M., Heppell, K., Hulme, P.J. and Ibrahim, T., Kaeser, D., Krause, S., Lawler, D., Mant, J., Malcolm, I.A., Old, G.H., Parkin, G., Pickup, R.W., Pinay, G., Porter, J., Rhodes, G., Richie, A.R., Riley, J., Robertston, A., Sear, D.A., Shields, B., Smith, J.W., Tellam, J.H., & Wood, P.J. (2009): *The Hyporheic Handbook. A handbook on the groundwater-surface water interface and hyporheic zone for environment managers. Integrated catchment science programme. Science report: SC050070*.
- Lewandowski, J., Lischeid, G. and Nützman, G. (2009): Drivers of water level fluctuations and hydrological exchange between groundwater and surface water at the lowland River Spree (Germany): field study and statistical analyses. *Hydrological Processes* 23(15), 10.1002/hyp.7277.
- Lewandowski, J., Meinikmann, K. and Krause, S. (2020): Groundwater–Surface Water Interactions: Recent Advances and Interdisciplinary Challenges. *Water* 12(1), 10.3390/w12010296.
- Liu, Y., Blowes, D.W., Groza, L., Sabourin, M.J. and Ptacek, C.J. (2014): Acesulfame-K and pharmaceuticals as co-tracers of municipal wastewater in a receiving river. *Environmental Science Processes and Impacts* 16(12), 10.1039/c4em00237g.
- Lopez, B., Ollivier, P., Togola, A., Baran, N. and Ghestem, J.P. (2015): Screening of French groundwater for regulated and emerging contaminants. *Science of the Total Environment* 518-519, 10.1016/j.scitotenv.2015.01.110.
- McDonnell, J.J., McGuire, K., Aggarwal, P., Beven, K.J., Biondi, D., Destouni, G., Dunn, S., James, A., Kirchner, J., Kraft, P., Lyon, S., Maloszewski, P., Newman, B., Pfister, L., Rinaldo, A., Rodhe, A., Sayama, T., Seibert, J., Solomon, K., Soulsby, C., Stewart, M., Tetzlaff, D., Tobin, C., Troch, P., Weiler, M., Western, A., Wörman, A. and Wrede, S. (2010): How old is streamwater? Open questions in

catchment transit time conceptualization, modelling and analysis. *Hydrological Processes* 24(12), 10.1002/hyp.7796.

Merkel, B. and Planer-Friedrich, B. (2008): *Grundwasserchemie - Praxisorientierter Leitfaden zur numerischen Modellierung von Beschaffenheit, Kontamination und Sanierung aquatischer Systems*, Springer.

Michel, R.L. (2004): Tritium hydrology of the Mississippi River basin. *Hydrological Processes* 18(7), 10.1002/hyp.1403.

Morgenstern, U., Stewart, M.K. and Stenger, R. (2010): Dating of streamwater using tritium in a post nuclear bomb pulse world: continuous variation of mean transit time with streamflow. *Hydrology and Earth System Sciences* 14(11), 10.5194/hess-14-2289-2010.

Müller, B., Scheytt, T., Zippel, M., Hannappel, S., Klein-Goedicke, J. and Duscher, K. (2011): A New Approach to Calculate EMEA's Predicted Environmental Concentration for Human Pharmaceuticals in Groundwater at Bank Filtration Sites. *Water, Air and Soil Pollution* 217(1-4), 10.1007/s11270-010-0568-9.

Mullinger, N.J., Pates, J.M., Binley, A.M. and Crook, N.P. (2009): Controls on the spatial and temporal variability of ²²²Rn in riparian groundwater in a lowland Chalk catchment. *Journal of Hydrology* 376(1-2), 10.1016/j.jhydrol.2009.07.015.

Mundschenk, H. and Krause, W.J. (1991): Behaviour and radiological significance of tritium from nuclear power plants and other sources in the rhine river basin. *Journal of Environmental Radioactivity* 14(4), 10.1016/0265-931x(91)90024-a.

Newman, B.D., Osenbruck, K., Aeschbach-Hertig, W., Solomon, D.K., Cook, P., Rozanski, K. and Kipfer, R. (2010): Dating of 'young' groundwaters using environmental tracers: advantages, applications, and research needs. *Isotopes Environ Health Stud* 46(3), 10.1080/10256016.2010.514339.

Nord, S. (2022): *Maßnahmenprogramm 2022-2027 nach der Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) für die rheinland-pfälzischen Gewässer im Bearbeitungsgebiet Mosel-Saar*.

Nurenberg, G., Schulz, M., Kunkel, U. and Ternes, T.A. (2015): Development and validation of a generic nontarget method based on liquid chromatography - high resolution mass spectrometry analysis for the evaluation of different wastewater treatment options. *Journal of Chromatography A* 1426, 10.1016/j.chroma.2015.11.014.

Oberleitner, D., Schulz, W., Bergmann, A. and Achten, C. (2020): Impact of seasonality, redox conditions, travel distances and initial concentrations on micropollutant removal during riverbank filtration at four sites. *Chemosphere* 250, 10.1016/j.chemosphere.2020.126255.

Oppermann, R., Schumacher, F. and Kirchesch, V. (2015): *HYDRAX: Ein hydrodynamisches 1-D Modell Mathematisches Modell und Datenschnittstellen*.

Penna, D., Hopp, L., Scandellari, F., Allen, S.T., Benettin, P., Beyer, M., Geris, J., Klaus, J., Marshall, J.D., Schwendenmann, L., Volkmann, T.H.M., von Freyberg, J., Amin, A., Ceperley, N., Engel, M., Frentress, J., Giambastiani, Y., McDonnell, J.J., Zuecco, G., Llorens, P., Siegwolf, R.T.W., Dawson, T.E. and Kirchner, J.W. (2018): Ideas and perspectives: Tracing terrestrial ecosystem water fluxes using hydrogen and oxygen stable isotopes – challenges and opportunities from an interdisciplinary perspective. *Biogeosciences* 15(21), 10.5194/bg-15-6399-2018.

Phillips, J.D. (2010): The job of the river. *Earth Surface Processes and Landforms* 35(3), 10.1002/esp.1915.7

Pinder, G.F. and Jones, J.F. (1969): Determination of the ground-water component of peak discharge from the chemistry of total runoff. *Water Resources Research* 5(2), 10.1029/WR005i002p00438.

- Popp, A.L., Pardo-Álvarez, Á., Schilling, O.S., Scheidegger, A., Musy, S., Peel, M., Brunner, P., Purtschert, R., Hunkeler, D. and Kipfer, R. (2021): A Framework for Untangling Transient Groundwater Mixing and Travel Times. *Water Resources Research* 57(4), 10.1029/2020wr028362.
- Reckerth, A., Stichler, W., Schmidt, A. and Stumpp, C. (2017): Long-term data set analysis of stable isotopic composition in German rivers. *Journal of Hydrology* 552, 10.1016/j.jhydrol.2017.07.022.
- Riml, J., Worman, A., Kunkel, U. and Radke, M. (2013): Evaluating the fate of six common pharmaceuticals using a reactive transport model: insights from a stream tracer test. *Science of the Total Environment* 458-460, 10.1016/j.scitotenv.2013.03.077.
- Rühmland, S., Wick, A., Ternes, T.A. and Barjenbruch, M. (2015): Fate of pharmaceuticals in a subsurface flow constructed wetland and two ponds, *Ecological Engineering* 80 (2015) 125–139, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.01.036>
- Rua-Gomez, P.C. and Puttmann, W. (2013): Degradation of lidocaine, tramadol, venlafaxine and the metabolites O-desmethyltramadol and O-desmethylvenlafaxine in surface waters. *Chemosphere* 90(6), 10.1016/j.chemosphere.2012.10.039.
- Schirmer, M., Luster, J., Linde, N., Perona, P., Mitchell, E.A.D., Barry, D.A., Hollender, J., Cirpka, O.A., Schneider, P., Vogt, T., Radny, D. and Durisch-Kaiser, E. (2014): Morphological, hydrological, biogeochemical and ecological changes and challenges in river restoration – the Thur River case study. *Hydrology and Earth System Sciences* 18(6), 10.5194/hess-18-2449-2014.
- Schmidt, A., Gibson, J.J., Santos, I.R., Schubert, M., Tattrie, K. and Weiss, H. (2010): The contribution of groundwater discharge to the overall water budget of two typical Boreal lakes in Alberta/Canada estimated from a radon mass balance. *Hydrology and Earth System Sciences* 14(1), 10.5194/hess-14-79-2010.
- Schmidt, A. and Schubert, M. (2007): Using radon-222 for tracing groundwater discharge into an open-pit lignite mining lake--a case study. *Isotopes in Environmental and Health Studies* 43(4), 10.1080/10256010701705419.
- Schödl, I. and Hilliges, F. (2021): Vorkommen künstlicher Süßstoffe in deutschen Grundwässern. *Grundwasser* 26(4), 10.1007/s00767-021-00489-9.
- Schubert, M., Kopitz, J. and Knoller, K. (2019): Improved approach for LSC detection of $(35)\text{S}$ aiming at its application as tracer for short groundwater residence times. *Journal of Environmental Radioactivity* 208-209, 10.1016/j.jenvrad.2019.106022.
- Schubert, M., Kopitz, J. and Knoller, K. (2020a): Low-sulphate water sample preparation for LSC detection of $(35)\text{S}$ avoiding sulphate precipitation. *Journal of Environmental Radioactivity* 213, 10.1016/j.jenvrad.2019.106153.
- Schubert, M., Siebert, C., Knoeller, K., Roediger, T., Schmidt, A. and Gilfedder, B. (2020b): Investigating Groundwater Discharge into a Major River under Low Flow Conditions Based on a Radon Mass Balance Supported by Tritium Data. *Water* 12(10), 10.3390/w12102838.
- Schwille, F. (1973): Die chemischen Zusammenhänge zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser im Moseltal zwischen Trier und Koblenz - Beiträge zur Hydrologischen Dekade der UNESCO -. Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch 38.
- Sophocleous, M. (2002): Interactions between groundwater and surface water: the state of the science. *Hydrogeology Journal* 10(1), 10.1007/s10040-001-0170-8.

- Soulsby, C., Rodgers, P., Smart, R., Dawson, J. and Dunn, S. (2003): A tracer-based assessment of hydrological pathways at different spatial scales in a mesoscale Scottish catchment. *Hydrological Processes* 17(4), 10.1002/hyp.1163.
- Stein, K., Ramil, M., Fink, G., Sander, M. and Ternes, T.A. (2008): Analysis and sorption of psychoactive drugs onto sediment. *Environmental Science and Technology* 42(17), 10.1021/es702959a.
- Stets, J. (2021): *Geologie des Hunsrücks*, W. Meyer, A. Schäfer, A. Siehl, Schweizerbart, Stuttgart.
- Stichler, W., Maoszewski, P. and Moser, H. (1986): Modelling of river water infiltration using oxygen-18 data. *Journal of Hydrology* 83(3-4), 10.1016/0022-1694(86)90161-7.
- Stonedahl, S.H., Harvey, J.W., Wörman, A., Salehin, M. and Packman, A.I. (2010): A multiscale model for integrating hyporheic exchange from ripples to meanders. *Water Resources Research* 46(12), 10.1029/2009wr008865.
- Strasser, D., Montenegro, H., Odenwald, B., Blechschmidt, L., Liesch, T. and Goldschneider, N. (2017): Hydrogeologische Untersuchungen im Bereich der Staustufe Hessigheim am Neckar. *BAWMitteilungen* 100, <https://hdl.handle.net/20.500.11970/102491>.
- Stumpf, M., Ternes, T.A., Wilken, R.-D., Silvana Vianna, R. and Baumann, W. (1999): Polar drug residues in sewage and natural waters in the state of Rio de Janeiro, Brazil. *Science of The Total Environment* 225(1-2), 10.1016/s0048-9697(98)00339-8.
- Ternes, T.A. (1998): Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers. *Water Research* 32(11), 10.1016/s0043-1354(98)00099-2.
- Trier, W. (2011): *Umweltverträglichkeitsuntersuchung zum Bau der zweiten Schleuse Lehmen*. BfG-1684.
- Tufenkji, N., Ryan, J.N. and Elimelech, M. (2002): The promise of bank filtration. *Environmental Science and Technology* 36(21), 10.1021/es022441j.
- Umweltbundesamt (2009): *Biozide in Gewässern. Eintragspfade und Informationen zur Belastungssituation und deren Auswirkungen*, Umweltbundesamt
- van Geldern, R. and Barth, J.A.C. (2012): Optimization of instrument setup and post-run corrections for oxygen and hydrogen stable isotope measurements of water by isotope ratio infrared spectroscopy (IRIS). *Limnology and Oceanography: Methods* 10(12), 10.4319/lom.2012.10.1024.
- von Freyberg, J., Allen, S.T., Seeger, S., Weiler, M. and Kirchner, J.W. (2018): Sensitivity of young water fractions to hydro-climatic forcing and landscape properties across 22 Swiss catchments. *Hydrology and Earth System Sciences* 22(7), 10.5194/hess-22-3841-2018.
- Winter, T.C. (1995): Recent advances in understanding the interaction of groundwater and surface water. *Reviews of Geophysics* 33(S2), 10.1029/95rg00115.
- Winter, T.C. (1999): Relation of streams, lakes, and wetlands to groundwater flow systems. *Hydrogeology Journal* 7(1), 10.1007/s100400050178.
- Winter, T.C., Harvey, J.W., Franke, O.L. and Alley, W.M. (1998): Ground water and surface water: A single resource. 10.3133/cir1139.
- Wolf, L., Zwiener, C. and Zemmann, M. (2012): Tracking artificial sweeteners and pharmaceuticals introduced into urban groundwater by leaking sewer networks. *Science of The Total Environment* 430, 10.1016/j.scitotenv.2012.04.059.

WSD (2007): Kompendium der Wasser- und Schifffahrtsdirektion Südwest, Wasser- und Schifffahrtsdirektion Südwest, Mainz.

Anhang

A1 Grundwassermessstellen

Tabelle A 1: Stammdaten der im Projekt OGIMo beprobten GWM. GOK: Geländeoberkante, FOK: Filteroberkante, FUK: Filterunterkante.

Messstelle	Lotrechte			Messpunkthöhe [m NHN]	Tiefe	FOK [m u. GOK]	FUK
	Entfernung zur Mosel [m]	Breitengrad WGS84	Längengrad				
4145, Palzem	78	49.56950	6.36422	142,56	10,2	3,2	10,2
4148, Oberbillig	53	49.70389	6.49068	132,57	8,2	2,2	8,2
4152, Kenn	114	49.82047	6.71623	126,19	8,5	2,5	8,5
4153, Kenn II	1100	49.81099	6.72270	126,91	9,0	2,0	9,0
4161, Piesport	232	49.87589	6.89968	128,03	7,5	2,5	7,5
4160, Kinheim	43	49.96778	7.06259	107,16	9,4	3,4	9,4
5093, Cochem	68	50.16062	7.18060	84,72	8,5	6,5	8,5
5091, Burgen	22	50.21758	7.39370	76,64	7,0	3,0	7,0
5040, Lehmen	75	50.26982	7.45175	74,70	13,0	11,4	11,9
GMS1, Lehmen	22	50.27199	7.45462	74,64	15,7	6,2	14,2
GMS4.2, Lehmen	39	50.27409	7.45607	74,62	16,1	6,7	14,7
GMS5.2, Lehmen	62	50.27639	7.45669	74,98	15,2	8,2	14,2
GMS2, Lehmen	116	50.27696	7.45596	74,47	13,0	10,5	12,5

A1.1 GWM 4151, Palzem

Die GWM 4151 in Palzem liegt am Rand eines Weinberges in 78 Meter Entfernung zur Mosel bei Mosel-km 229,8, im direkten Bereich der Schleuse Palzem (Abbildung A1). Abbildung A2 zeigt, dass die Filterstrecke der Messstelle komplett im Ausgangsgestein verbaut ist, hier Dolomit- und Kalkstein der Trias aus dem Unteren Keuper.

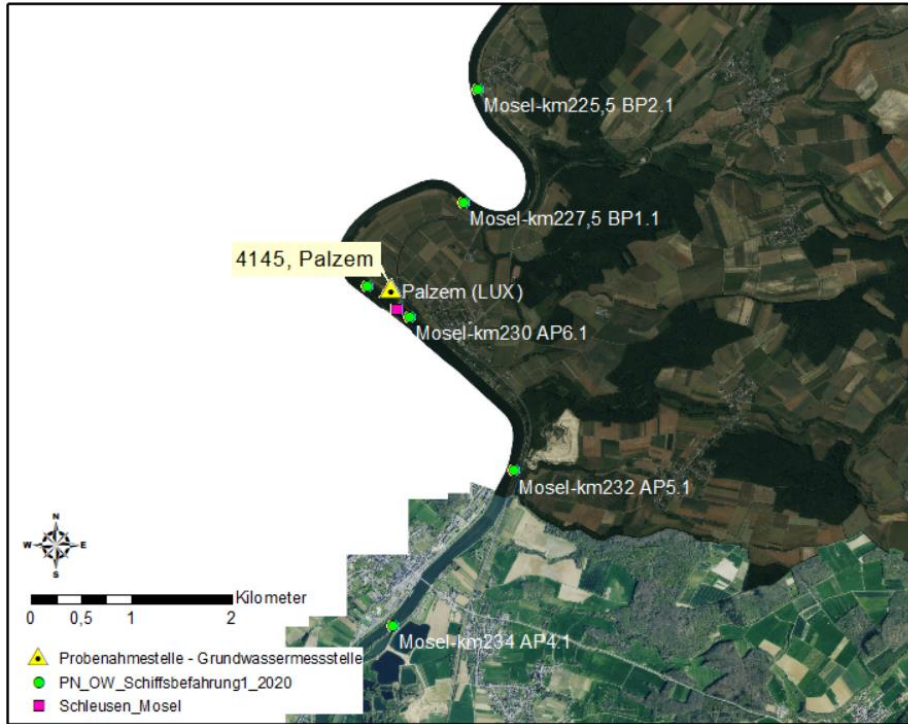


Abbildung A 1: Lage der GWM 4151, Palzem.

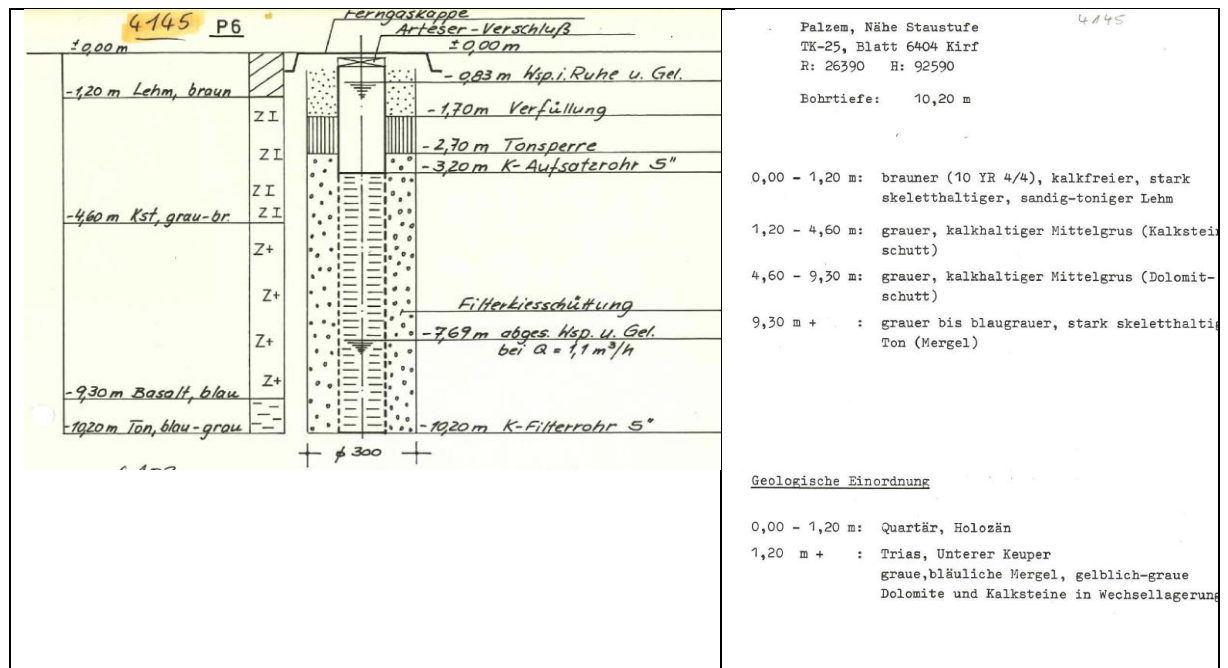


Abbildung A 2: Geologische Ansprache und Ausbauskeizze der GWM 4145, Palzem. Anmerkung: der in linker Abbildung fälschlicherweise als „Basalt“ angesprochene Abschnitt zwischen 9,30 und 10,20 m u. GOK ist Ton/Tonmergel.

A1.2 GWM 4148, Oberbillig

GWM 4148, Oberbillig liegt in einer Retentionsfläche in 53m Abstand zur Mosel. Die GWM ist in kalkhaltigem Kies (fluviatile Sedimente, Niederterrasse) und in kalkhaltigem Grus der Trias (Oberer Muschelkalk) ausgebaut. Darunter folgt kalkhaltiger Ton (Mergel). Während einer Beprobung konnte beobachtet werden, dass die Grundwassermessstelle überflutet wird.



Abbildung A 3: Lage der GWM 4148, Oberbillig.

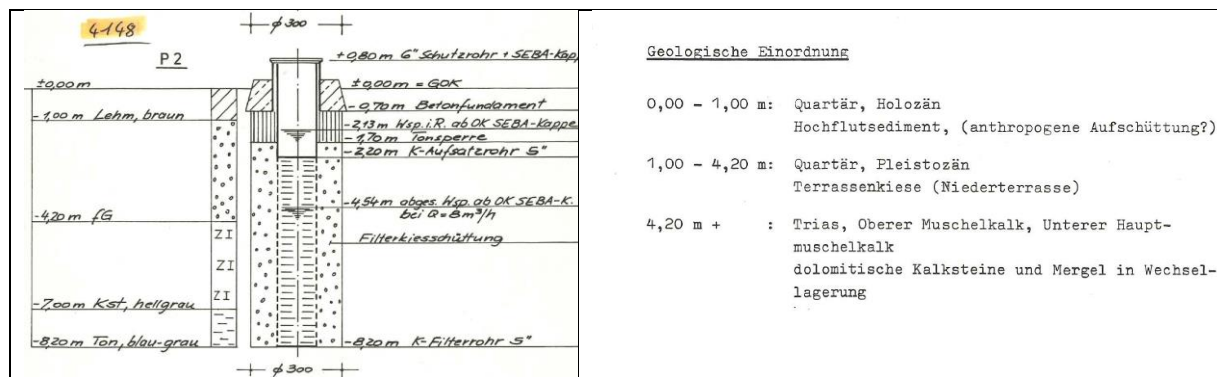


Abbildung A 4: Ausbauezeichnung und geologische Einordnung, GWM 4148, Oberbillig.

A1.3 GWM 4152, Kenn I und GWM 4153, Kenn II

GMS 4152, Kenn I ist in 114m Entfernung an der Mosel im Feinkies/Terrassenschotter der Niederterrasse ausgebaut, die untersten 50cm bestehen aus Ton, Perm, Rotliegend. Die GWM in einem kleinen Wäldchen gelegen und ist umringt von Wiesen und Äcker. Die GWM 4153, Kenn II liegt in 1100m Entfernung von der Mosel, auf der Niederterrasse. Dieser Standort ist ebenfalls von Wiesen und Äckern umringt. In unmittelbarer Nähe liegt die ehemalige Entnahmestelle für Grundwasser der Wasserwerke Kenn. Diese Ausbauprofil der GWM 4153 weist einen ähnlichen Aufbau wie die GWM 4152 auf. Die Terrassenschotter zeigen einen eher heterogenen Aufbau aus Grobkies, dieses ist feinkiesig, grobsandig und mittelsandig und in bunter Ausprägung.

Das Ausbauprofil der GWM 4152 und GWM 4153 ist in Abbildung A5 gezeigt.

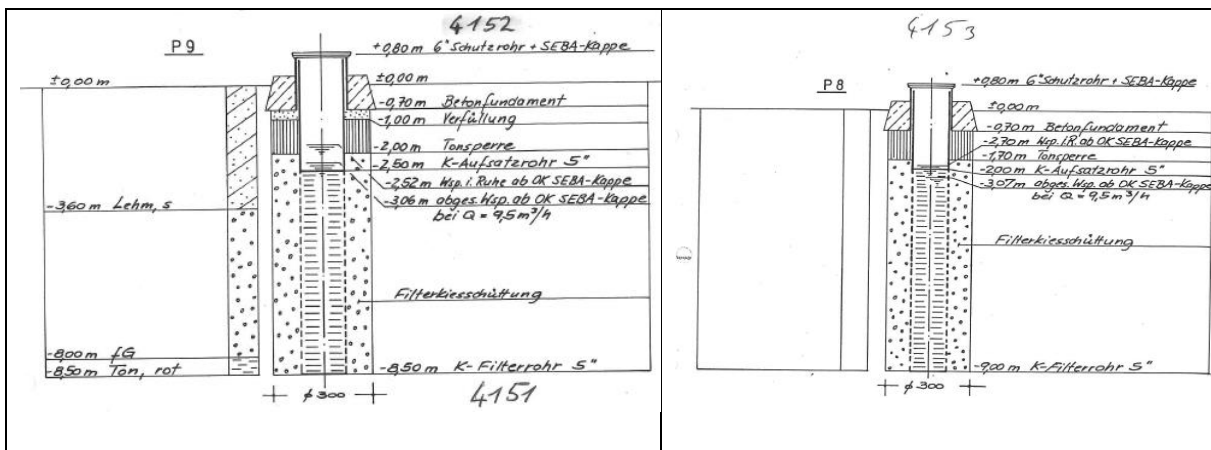


Abbildung A 5: Ausbauprofil der GWM 4152, Kenn sowie GWM 4153, Kenn II.

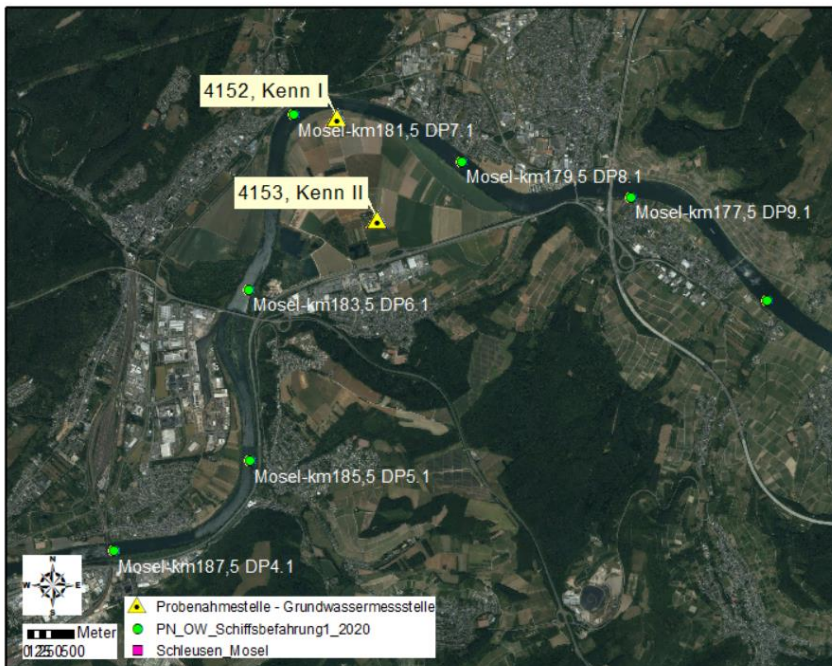


Abbildung A 6: Lage der GWM 4152, Kenn I und GWM 4153, Kenn II.

A1.4 GWM 4161, Piesport

GWM 4161, Piesport ist zum größten Teil in den Fein- bis Mittelsanden des Quartärs ausgebaut, diese stellen Hang- oder Solifluktionsschutt dar. Die obersten 50 cm sind im Hochflutsediment ausgebaut, die untersten 50cm im Ausgangsgestein, Hunsrückschiefer des Unterdevons. Die geologische Karte (GÜK200) weist hier Niederterrassen, fluviatile Ablagerungen aus dem Jungpleistozän, aus.

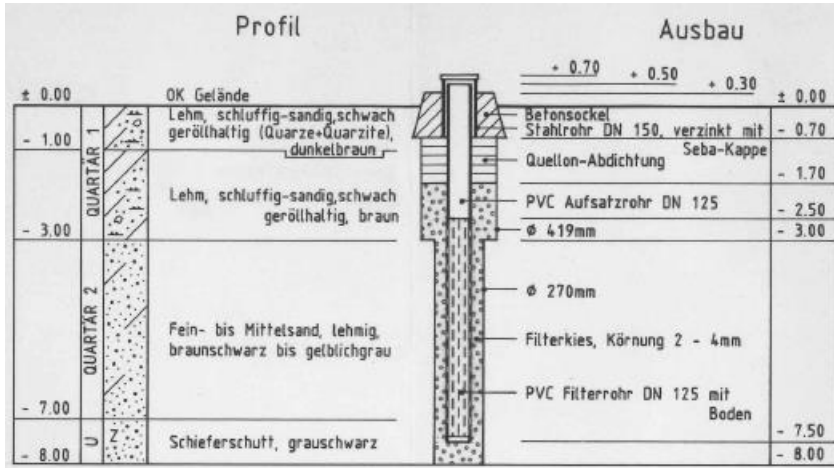


Abbildung A 7: Geologisches Profil und Ausbausskizze GWM 4161, Piesport.



Abbildung A 8: Lage der GWM 4161, Piesport.

A1.5 GWM 4160, Kinheim

In der Ausbauskizze der GWM 4160, Kinheim fällt auf, dass der größte Teil der Filterstrecke im Unterdevon (Hunsrückschiefer) liegt. Nur die obersten 60 cm befinden sich in quartären Schichten. Die HÜK200 weist in dem Gebiet Kinheim die hydrologische Einheit Unterdevonische Tonschiefer und Sandsteine aus, ein Kluftgrundwasserleiter mit geringer bis sehr geringer Durchlässigkeit.

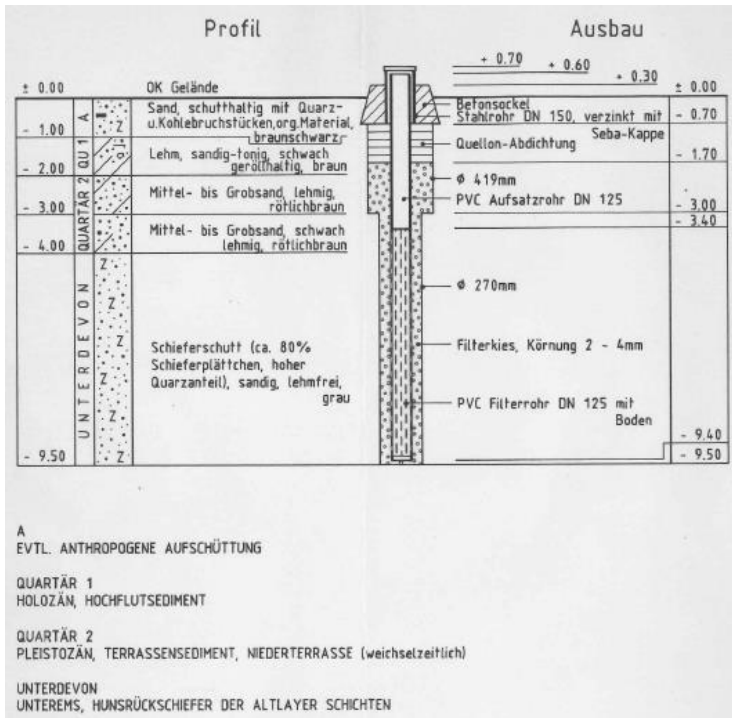


Abbildung A 9: Profil- und Ausbausskizze GWM4160, Kinheim.

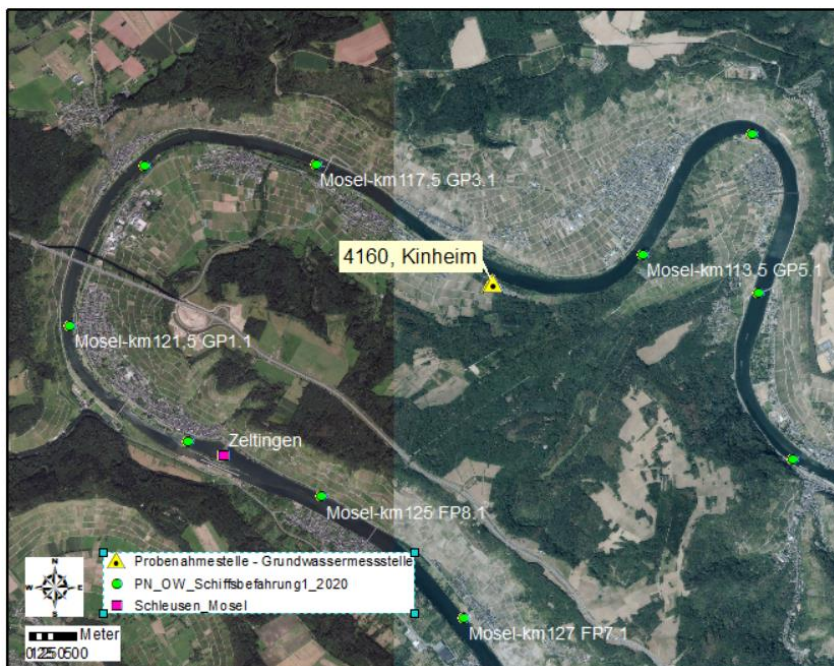


Abbildung A 10: Lage der GWM 4160, Kinheim.

A1.6 GWM 5093, Cochem

GWM 5093, Cochem ist ab 6m unter GOK im Bereich von Flusskies eingebaut, die Filterstrecke ist 2 m lang (Abbildung A11).

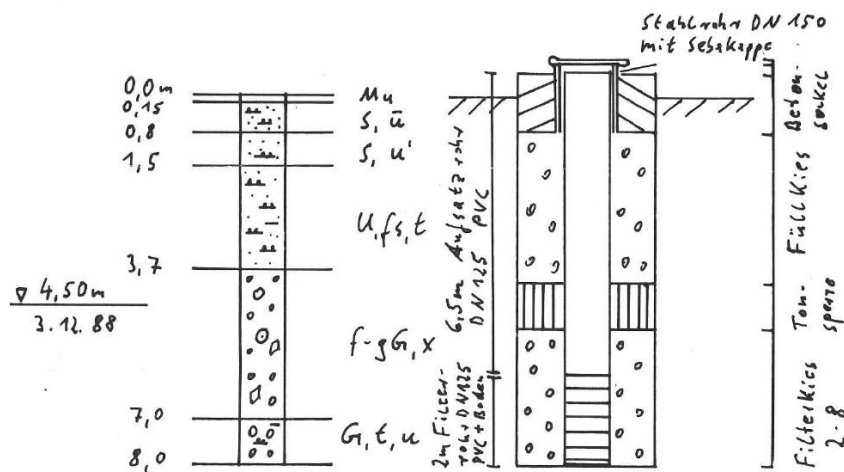


Abbildung A 11: Geologisches Profil und die Ausbausskizze der GWM 5093, Cochem.

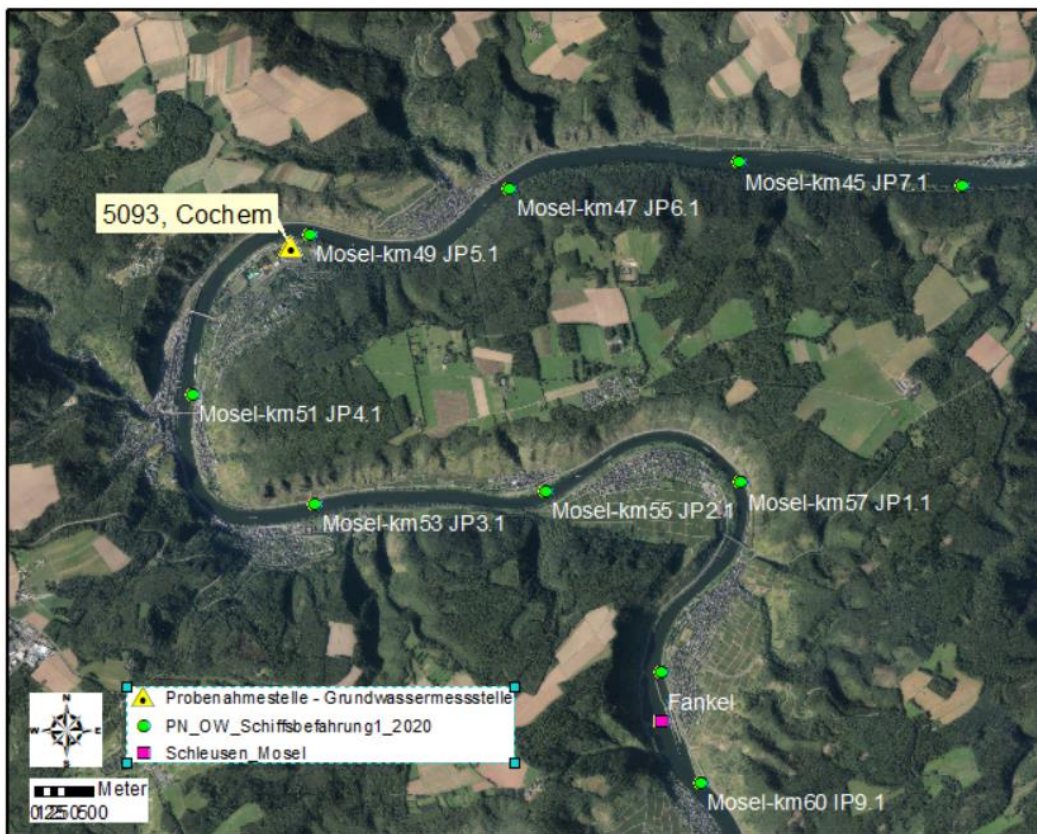


Abbildung A 12: Lage der GWM 5093, Cochem.

A1.7 GWM 5091, Burgen

Die Filterstrecke der GWM 5091, Burgen ist in Flussskies ausgebaut. Die Geologische Karte weist im Bereich der GWM Gesteine der devonischen Klerf-Schichten aus. Dies sind, zum Teil rote Wechsellagerungen aus Ton-, Silt- und Sandsteinen.

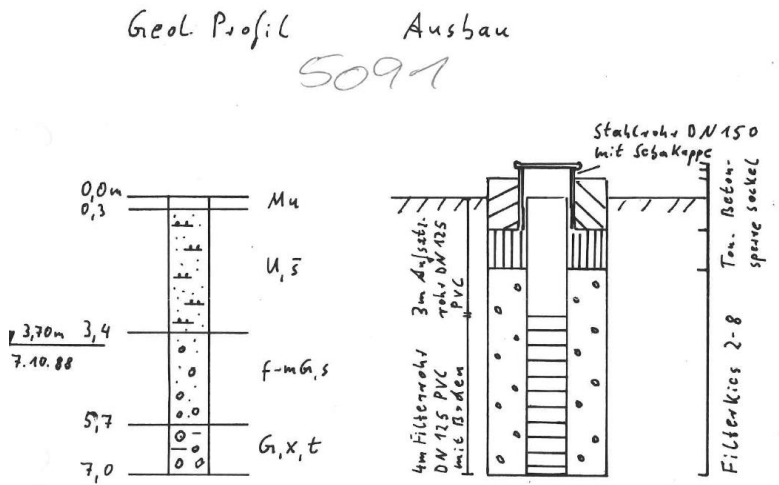


Abbildung A 13: Geologisches Profil und Ausbauskitze der GWM 5091, Burgen.



Abbildung A 14: Lage der GWM 5091, Burgen

A1.8 GWM Lehmen

Die GWM in Lehmen wurden im Zuge der Untersuchungen zum Ausbau der zweiten Schleuse in Lehmen erstellt. Die Filterstrecken der GWM liegen im Terrassenschotter. Weitere Details zum Standort Lehmen siehe Textteil. Alle nachfolgenden Ausbaudarstellungen entstammen *BAW (2012): Geotechnischer Bericht für den Neubau der 2. Schleuse Lehmen. Bundesanstalt für Wasserbau, Karlsruhe.*

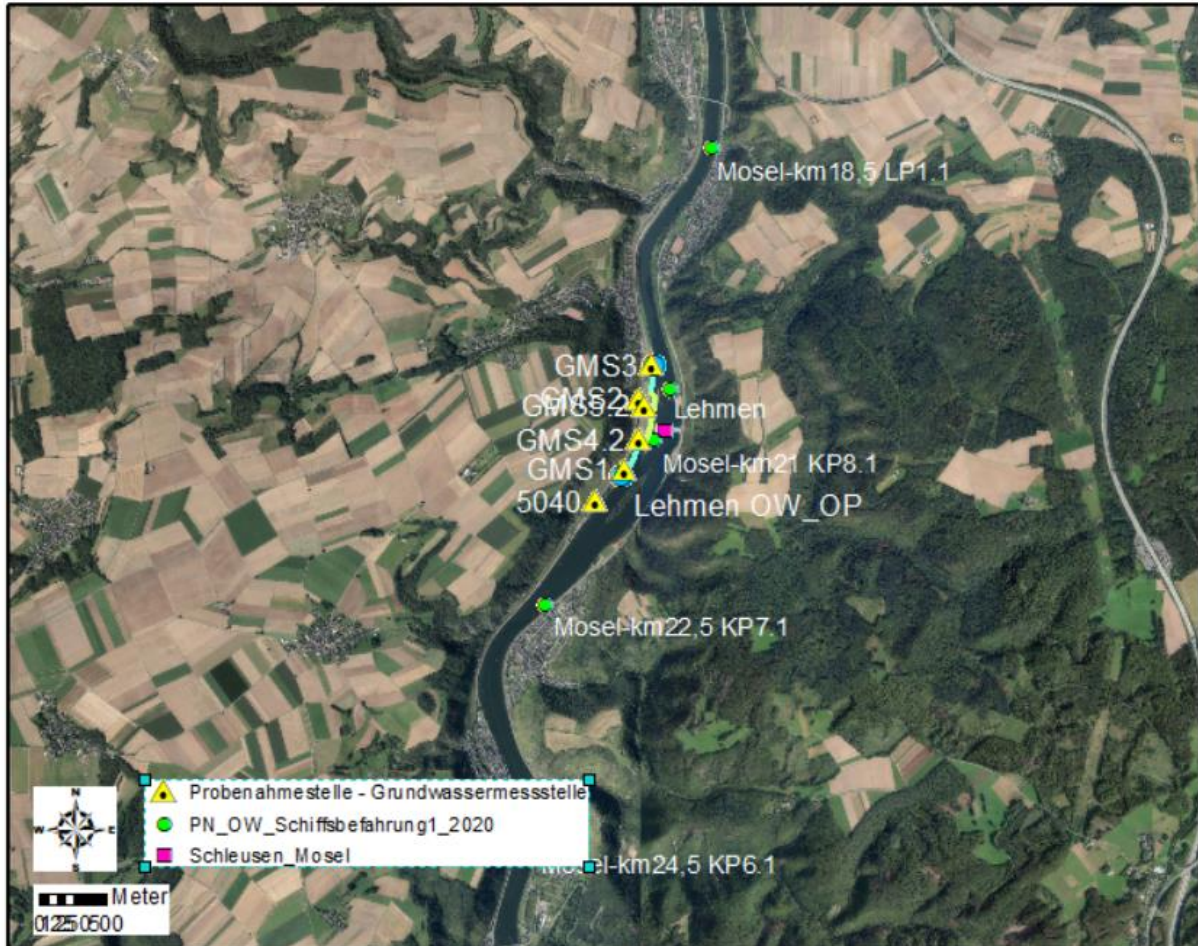
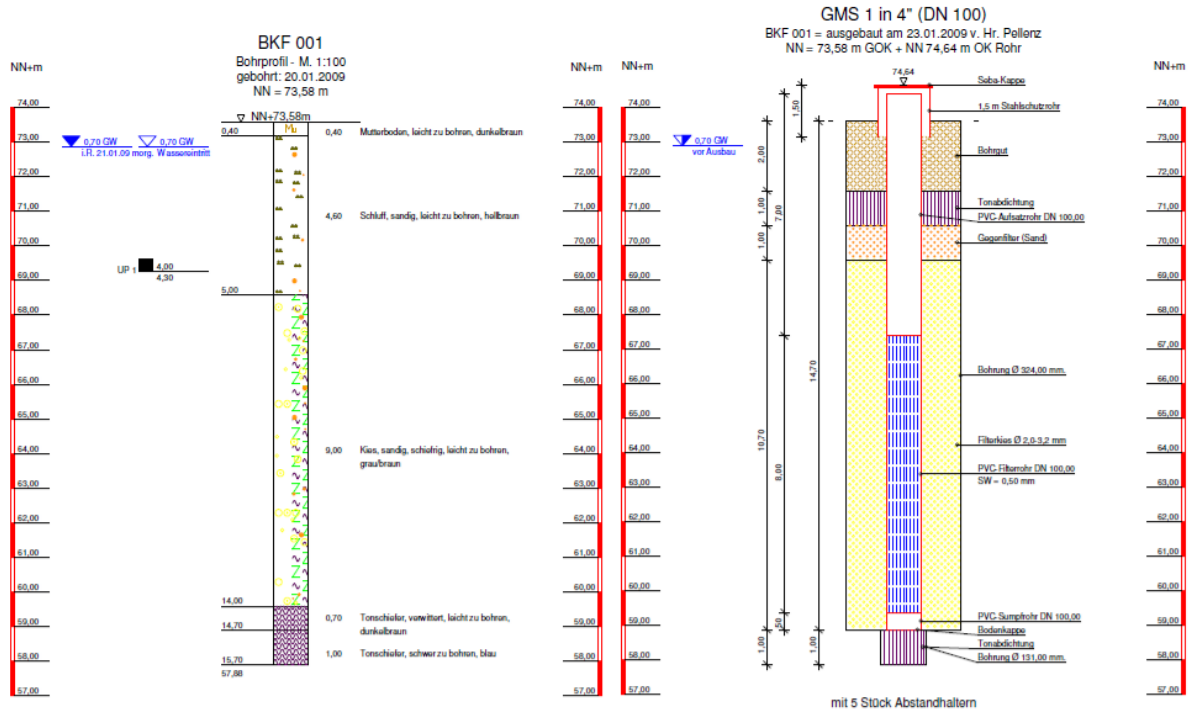
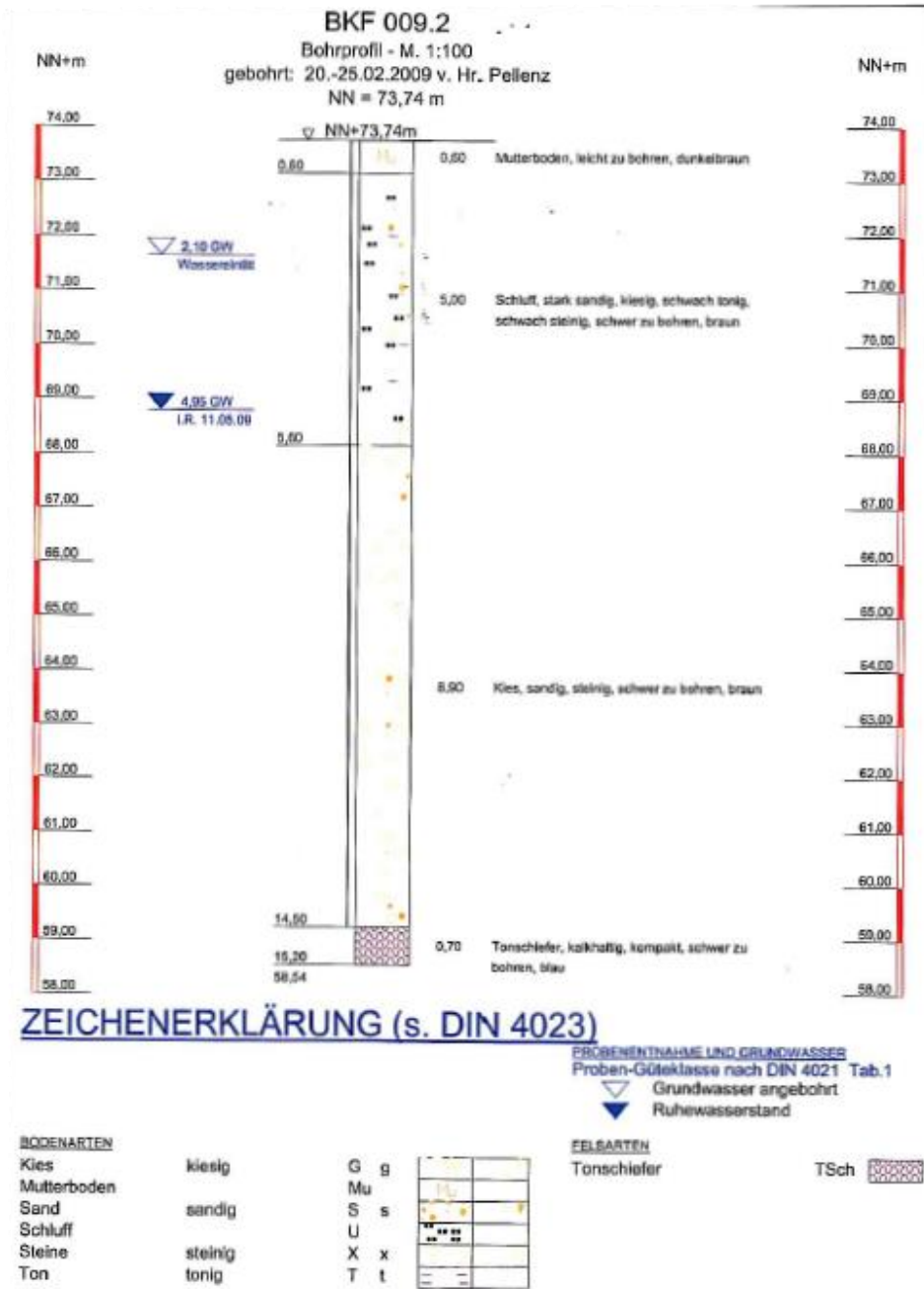


Abbildung A 15: Lage der GWM in Lehmen.

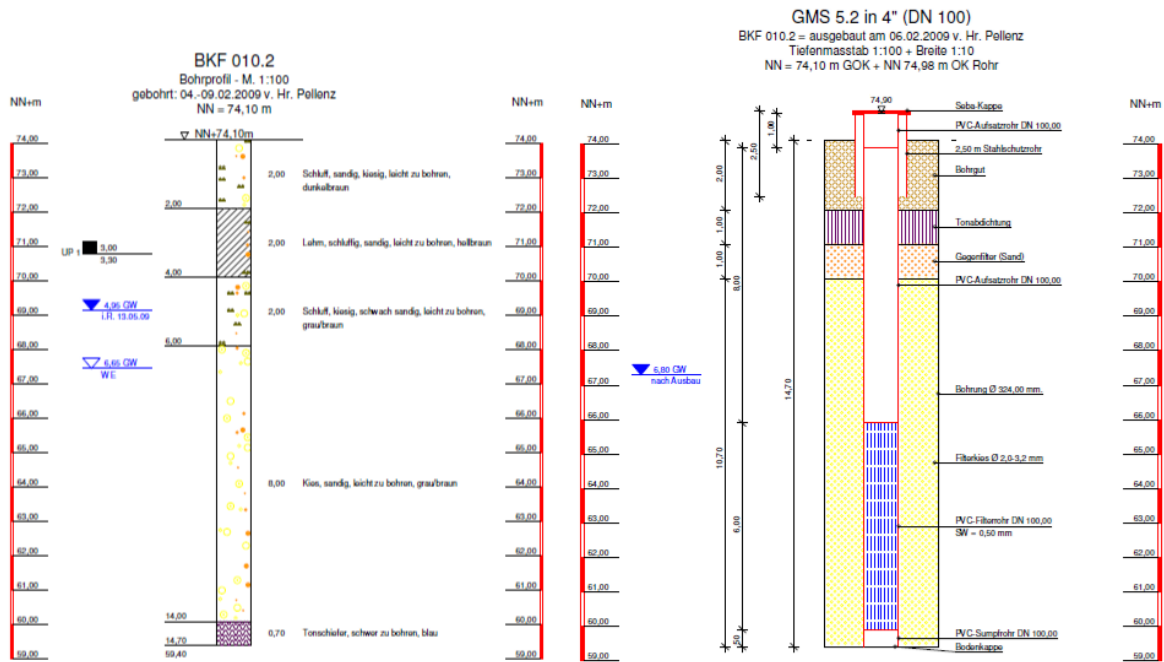
A1.8.1 GMS1, Lehmen



A1.8.2 GMS4.2, Lehmen



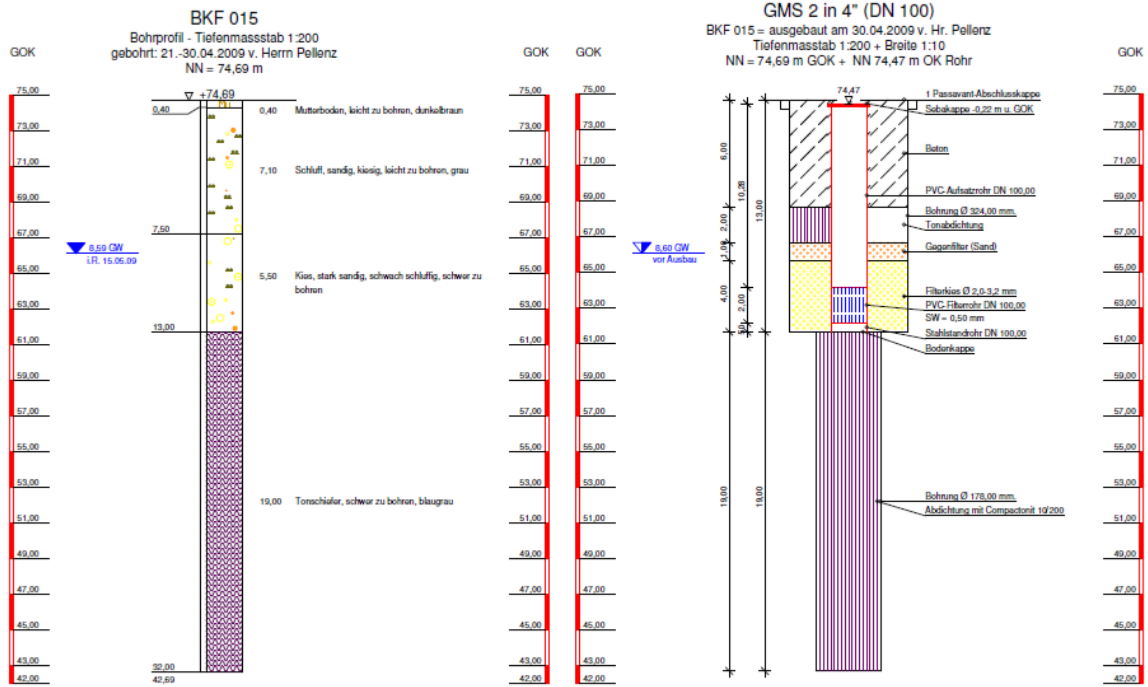
A1.8.3 GMS5.2, Lehmen



ZEICHENERKLÄRUNG (s. DIN 4023)

		SEDIMENTNÄHE UND GRUNDWASSER	
		Proben-Güteklasse nach DIN 4021 Tab. 1	
		▽ Grundwasser angebohrt	
		▽ Ruhewasserstand	
		■ Sondeprobe	
		BODENARTEN	
Kies	kiesig	G g	
Lehm		L l	
Sand	sandig	S s	
Schluff	schluffig	U u	
		FELSARTEN	
		Tonschiefer	TSch

A1.8.4 GMS2, Lehmen



ZEICHENERKLÄRUNG (s. DIN 4023)

BODENARTEN		PROBENENTNAHME UND GRUNDWASSER	
Kies	kiesig	G g	Probenentnahme
Mutterboden		Mu	Grundwasser nach Bohrende
Sand	sandig	S s	Ruhewasserstand
Schluff	schluffig	U u	
		FELSGARTEN	
		Tonschiefer	TSch

A2 Übersicht der georeferenzierten Wasserstands- und Hydrochemie-Daten

Aufgrund des großen Umfangs an Datensätzen, welche im OGIMo-Projekt generiert wurden, findet sich an dieser Stelle keine tabellarische Darstellung der Datensätze selbst. Die Metadaten der Datensätze wurden statt dessen im Geoportal der BfG <https://geoportal.bafg.de/ggina-portal/> mit dem Ziel eingepflegt, nach Freigabe der Daten eine zügige Veröffentlichung der Daten im Rahmen des Open Data Gesetzes umsetzen zu können. Nachfolgend sind die entsprechenden Auszüge zu den Metadaten nachfolgender Datensätze dokumentiert:

- Grundwasserstand im Bereich Staustufe Lehmen
- Hydrochemie OW im Bereich Staustufe Lehmen
- Hydrochemie OW entlang Mosel
- Hydrochemie GW im Bereich Staustufe Lehmen
- Hydrochemie GW entlang Mosel

Grundwasserstand im Bereich Staustufe Lehmen - PDF Steckbrief

Beschreibung		
Titel	Grundwasserstand im Bereich Staustufe Lehmen	
Zusammenfassung	Der Datensatz beinhaltet hochaufgelöste (Messintervall max. 30min) Loggerdaten von 4 Grundwassermessstellen im Bereich der Staustufe Lehmen-	
Datum	creation	15.12.2023
Kontakt	Funktion	pointOfContact
	Name	Dirk Radny
	Organisation	Bundesanstalt für Gewässerkunde
	Position	
	Telefonnummer	+49 (0)261 1306 5092
	Faxnummer	
	Adresse	Am Mainzer Tor 1
	Ort	56068 Koblenz
	Verwaltungseinheit	Rheinland-Pfalz
	Land	Deutschland
	E-Mail Adresse	radny@bafg.de
	URL	
Geografische Ausdehnung	Gebiet liegt innerhalb	true
	Westliche Länge	7.454321
	Östliche Länge	7.457865
	Nördliche Breite	50.277662
	Südliche Breite	50.273192
Zeitliche Beschränkung	Anfang	05.02.2021
	Ende	25.10.2021
Zeitliche Beschränkung	Anfang	25.01.2022
	Ende	29.09.2022
Sprache	ger	

Kategorisierung		
Art der Ressource	dataset	
Thematik	geoscientificInformation	
Schlüsselwörter	Schlüsselworttyp	theme
	Schlüsselwort	National
	Schlüsselwort	Grundwasser
	Schlüsselwort	Grundwasserstand
	Schlüsselwort	Lehmen
	Schlüsselwort	Logger
	Thesaurus	
	Datum	
	Datumstyp	

Zugriff

Zugriffseinschränkung	restricted
------------------------------	------------

Nutzungseinschränkung	restricted
------------------------------	------------

Geodatenlink	
---------------------	--

Vertrieb**Qualität**

Aussage zur Herkunft	
-----------------------------	--

Metadaten

	Funktion	pointOfContact
	Name	Dirk Radny
	Organisation	Bundesanstalt für Gewässerkunde
	Position	
	Telefonnummer	+49 (0)261 1306 5092
	Faxnummer	
Kontakt	Adresse	Am Mainzer Tor 1
	Ort	56068 Koblenz
	Verwaltungseinheit	Rheinland-Pfalz
	Land	Deutschland
	E-Mail Adresse	radnyqbafg.de
	URL	
Datumsstempel		15.12.2023
Name des Metadatenstandards		ISO 19115
Version des Metadatenstandards		2003/Cor.1:2006
Sprache		ger
Zeichensatz		utf8
Bezeichner des Eltern-Metadatensatzes		
Bezeichner des Metadatensatzes		8013013d-ebc3-4113-9481-2691b8e0e2c8

Hydrochemie OW im Bereich Staustufe Lehmen - PDF Steckbrief

Beschreibung	
Titel	Hydrochemie OW im Bereich Staustufe Lehmen
Zusammenfassung	Der Datensatz beinhaltet hydrochemische Daten von insg. 2 OW-Entnahmestellen (Oberwasser und Unterwasser) im Bereich der Staustufe Lehmen, welche im Zuge von 22 Beprobungen, bei denen auch GW beprobt wurde, in der Zeit 2020 bis 2022 monatlich gewonnen wurden. Der Datensatz beinhaltet Werte zu Vor-Ort-Parametern (pH, LF, Sauerstoff, Temperatur, GW-Stand), Hauptionen, Metalle und Metalloide, ausgewählte Spurenstoffe (Target Analytik), Radon, Tritium, 18O, 2H.
Datum	creation 28.11.2023
Kontakt	Funktion pointOfContact
	Name Dirk Radny
	Organisation Bundesanstalt für Gewässerkunde
	Position
	Telefonnummer +49 (0)261 1306 5092
	Faxnummer
	Adresse Am Mainzer Tor 1
	Ort 56068 Koblenz
	Verwaltungseinheit Rheinland-Pfalz
	Land Deutschland
E-Mail Adresse radny@bafg.de	
URL	
Geografische Ausdehnung	Gebiet liegt innerhalb true
	Westliche Länge 7.454321
	Östliche Länge 7.457865
	Nördliche Breite 50.277662
	Südliche Breite 50.273192
Zeitliche Beschränkung	Anfang 28.07.2020
	Ende 25.08.2022
Sprache	ger

Kategorisierung	
Art der Ressource	dataset
Thematik	environment
Schlüsselwörter	Schlüsselworttyp theme
	Schlüsselwort National
	Schlüsselwort Oberflächenwasser
	Schlüsselwort Beschaffenheit
	Schlüsselwort Mosel
	Schlüsselwort Lehmen
	Thesaurus
Datum	
Datumstyp	

Zugriff

Zugriffseinschränkung	restricted
------------------------------	------------

Nutzungseinschränkung	restricted
------------------------------	------------

Geodatenlink

Vertrieb**Qualität**

Aussage zur Herkunft

Metadaten

	Funktion	pointOfContact
	Name	Dirk Radny
	Organisation	Bundesanstalt für Gewässerkunde
	Position	
	Telefonnummer	+49 (0)261 1306 5092
	Faxnummer	
Kontakt	Adresse	Am Mainzer Tor 1
	Ort	56068 Koblenz
	Verwaltungseinheit	Rheinland-Pfalz
	Land	Deutschland
	E-Mail Adresse	radnyqbafg.de
	URL	
Datumsstempel		28.11.2023
Name des Metadatenstandards		ISO 19115
Version des Metadatenstandards		2003/Cor.1:2006
Sprache		ger
Zeichensatz		utf8
Bezeichner des Eltern-Metadatensatzes		
Bezeichner des Metadatensatzes		d2cdbc21-6f41-490d-ba42-380ecfacb41

Hydrochemie OW entlang Mosel - PDF Steckbrief

Beschreibung	
Titel	Hydrochemie OW entlang Mosel
Zusammenfassung	Der Datensatz beinhaltet hydrochemische Daten von insg. 2 Schiffsbefahrungen der Mosel zwischen Mosel-km 242 und km 0 (Koblenz), welche im Okt. 2020 (Schiffsbefahrung 1) und im Sep. 2021 (Schiffsbefahrung 2) zu unterschiedlichen Abflussbedingungen durchgeführt wurden. Die Beprobung des OW erfolgte mindestens alle 2 Flusskilometer. Der Datensatz beinhaltet Messwerte von Vor-Ort-Parametern (pH, LF, Sauerstoff, Temperatur), Hauptionen, Metalle und Metalloide, ausgewählte Spurenstoffe (Target Analytik), Radon, Tritium, 18O, 2H.
Datum	creation 28.11.2023
Kontakt	Funktion pointOfContact
	Name Dirk Radny
	Organisation Bundesanstalt für Gewässerkunde
	Position
	Telefonnummer +49 (0)261 1306 5092
	Faxnummer
	Adresse Am Mainzer Tor 1
	Ort 56068Koblenz
	Verwaltungseinheit Rheinland-Pfalz
	Land Deutschland
E-Mail Adresse radny@bafg.de	
URL	
Geografische Ausdehnung	Gebiet liegt innerhalb true
	Westliche Länge 6.511657
	Östliche Länge 7.577516
	Nördliche Breite 50.366922
	Südliche Breite 49.701087
Zeitliche Beschränkung	Anfang 05.10.2020
	Ende 01.09.2021
Sprache	ger
Kategorisierung	
Art der Ressource	dataset
Thematik	inlandWaters
Kategorien	Gewaesserchemie
Schlüsselwörter	Schlüsselworttyp theme
	Schlüsselwort National
	Schlüsselwort Oberflächenwasser
	Schlüsselwort Beschaffenheit
	Schlüsselwort Mosel
	Thesaurus Spatial scope
	Datum 22.05.2019
	Datumstyp creation

Zugriff

Zugriffseinschränkung	restricted
-----------------------	------------

Nutzungseinschränkung	restricted
-----------------------	------------

Geodatenlink

Vertrieb**Qualität**

Aussage zur Herkunft

Metadaten

	Funktion	pointOfContact
	Name	
	Organisation	Bundesanstalt für Gewässerkunde
	Position	
	Telefonnummer	+49 (0)261 1306 0
	Faxnummer	
Kontakt	Adresse	Am Mainzer Tor 1
	Ort	56068 Koblenz
	Verwaltungseinheit	Rheinland-Pfalz
	Land	Deutschland
	E-Mail Adresse	
	URL	
Datumsstempel		28.11.2023
Name des Metadatenstandards		ISO 19115
Version des Metadatenstandards		2003/Cor.1:2006
Sprache		ger
Zeichensatz		utf8
Bezeichner des Eltern-Metadatensatzes		
Bezeichner des Metadatensatzes		3d8dc5a0-62bb-4fcc-a562-710848b6115c

Hydrochemie GW im Bereich Staustufe Lehmen - PDF Steckbrief

Beschreibung	
Titel	Hydrochemie GW im Bereich Staustufe Lehmen
Zusammenfassung	Der Datensatz beinhaltet hydrochemische Daten von insg. 4 Grundwassermessstellen im Bereich der Staustufe Lehmen, welche im Zuge von 22 Grundwasserbeprobungen, welche in der Zeit 2020 bis 2022 monatlich gewonnen wurden. Der Datensatz beinhaltet Messwerte von Vor-Ort-Parametern (pH, LF, Sauerstoff, Temperatur, GW-Stand), Haptionen, Metalle und Metalloide, ausgewählte Spurenstoffe (Target Analytik), Radon, Tritium, 18O, 2H.
Datum	creation 28.11.2023
Kontakt	Funktion pointOfContact
	Name Dirk Radny
	Organisation Bundesanstalt für Gewässerkunde
	Position
	Telefonnummer +49 (0)261 1306 5092
	Faxnummer
	Adresse Am Mainzer Tor 1
	Ort 56068 Koblenz
	Verwaltungseinheit Rheinland-Pfalz
	Land Deutschland
E-Mail Adresse radny@bafg.de	
URL	
Geografische Ausdehnung	Gebiet liegt innerhalb true
	Westliche Länge 7.454321
	Östliche Länge 7.457865
	Nördliche Breite 50.277662
	Südliche Breite 50.273192
Zeitliche Beschränkung	Anfang 28.07.2020
	Ende 25.08.2022
Sprache	ger

Kategorisierung	
Art der Ressource	dataset
Thematik	environment
Schlüsselwörter	Schlüsselworttyp theme
	Schlüsselwort National
	Schlüsselwort Grundwasser
	Schlüsselwort Grundwasserbeschaffenheit
	Schlüsselwort Mosel
	Schlüsselwort Lehmen
	Thesaurus
Datum	
Datumstyp	

Zugriff

Zugriffseinschränkung	restricted
------------------------------	------------

Nutzungseinschränkung	restricted
------------------------------	------------

Geodatenlink

Vertrieb**Qualität**

Aussage zur Herkunft

Metadaten

	Funktion	pointOfContact
	Name	Dirk Radny
	Organisation	Bundesanstalt für Gewässerkunde
	Position	
	Telefonnummer	+49 (0)261 1306 5092
	Faxnummer	
Kontakt	Adresse	Am Mainzer Tor 1
	Ort	56068 Koblenz
	Verwaltungseinheit	Rheinland-Pfalz
	Land	Deutschland
	E-Mail Adresse	radnyqbafg.de
	URL	
Datumsstempel		28.11.2023
Name des Metadatenstandards		ISO 19115
Version des Metadatenstandards		2003/Cor.1:2006
Sprache		ger
Zeichensatz		utf8
Bezeichner des Eltern-Metadatensatzes		
Bezeichner des Metadatensatzes		3355547b-93ba-4947-9884-55d7ad2959e9

Hydrochemie GW entlang Mosel - PDF Steckbrief

Beschreibung	
Titel	Hydrochemie GW entlang Mosel
Zusammenfassung	Der Datensatz beinhaltet hydrochemische Daten von insg. 8 Grundwassermessstellen entlang der Mosel (dt. Teil der Mosel), welche im Zuge von 7 Grundwasserbeprobungen in der Zeit 2020/2021 gewonnen wurden. Der Datensatz beinhaltet Messwerte von Vor-Ort-Parametern (pH, LF, Sauerstoff, Temperatur), Hauptionen, Metalle und Metalloide, ausgewählte Spurenstoffe (Target Analytik), Radon, Tritium, 18O, 2H.
Datum	creation 28.11.2023
Kontakt	Funktion pointOfContact
	Name Dirk Radny
	Organisation Bundesanstalt für Gewässerkunde
	Position
	Telefonnummer +49 (0)261 1306 5092
	Faxnummer
	Adresse Am Mainzer Tor 1
	Ort 56068 Koblenz
	Verwaltungseinheit Rheinland-Pfalz
	Land Deutschland
	E-Mail Adresse radny@bafg.de
	URL
Geografische Ausdehnung	Gebiet liegt innerhalb true
	Westliche Länge 6.511657
	Östliche Länge 7.577516
	Nördliche Breite 50.366922
	Südliche Breite 49.701087
Zeitliche Beschränkung	Anfang 29.07.2020
	Ende 19.10.2021
Sprache	ger
Kategorisierung	
Art der Ressource	dataset
Thematik	inlandWaters
Kategorien	Gewaesserchemie
Schlüsselwörter	Schlüsselworttyp theme
	Schlüsselwort National
	Schlüsselwort Grundwasser
	Schlüsselwort Grundwasserbeschaffenheit
	Schlüsselwort Mosel
	Thesaurus Spatial scope
	Datum 22.05.2019
	Datumstyp creation

Zugriff

Zugriffseinschränkung	restricted
------------------------------	------------

Nutzungseinschränkung	restricted
------------------------------	------------

Geodatenlink**Vertrieb****Qualität****Aussage zur Herkunft****Metadaten**

	Funktion	pointOfContact
	Name	
	Organisation	Bundesanstalt für Gewässerkunde
	Position	
	Telefonnummer	+49 (0)261 1306 0
	Faxnummer	
Kontakt	Adresse	Am Mainzer Tor 1
	Ort	56068 Koblenz
	Verwaltungseinheit	Rheinland-Pfalz
	Land	Deutschland
	E-Mail Adresse	
	URL	
Datumsstempel		28.11.2023
Name des Metadatenstandards		ISO 19115
Version des Metadatenstandards		2003/Cor.1:2006
Sprache		ger
Zeichensatz		utf8
Bezeichner des Eltern-Metadatensatzes		
Bezeichner des Metadatensatzes		03577e8b-756b-4022-bf39-2f86c59ab0e3

Bundesanstalt für Gewässerkunde

Am Mainzer Tor

56068 Koblenz

Telefon: +49 261 1306-0

Telefax: +49 261 1306-5302

E-Mail: posteingang@bafg.de

www.bafg.de