

HEFT **45.24**



Hydrologie im Anthropozän

Beiträge zum Tag der Hydrologie am 20./21. März 2024 in Berlin

Christian Reinhardt-Imjela, Achim Schulte, Reinhard Hinkelmann, Tobias Krüger,
Eva Nora Paton, Dörthe Tetzlaff, Franziska Tügel, Klaus Vormoor (Herausgeber)



Hydrologische Wissenschaften

Fachgemeinschaft in der DWA

HEFT **45.24**

Hydrologie im Anthropozän

Beiträge zum Tag der Hydrologie am 20./21. März 2024 in Berlin

Christian Reinhardt-Imjela, Achim Schulte, Reinhard Hinkelmann, Tobias Krüger,
Eva Nora Paton, Dörthe Tetzlaff, Franziska Tügel, Klaus Vormoor (Herausgeber)

Veranstalter:

- ≈ Freie Universität Berlin
- ≈ Humboldt-Universität zu Berlin
- ≈ Technische Universität Berlin
- ≈ Fachgemeinschaft Hydrologische Wissenschaften in der DWA (FgHW)
- ≈ Hauptausschuss Hydrologie und Wasserbewirtschaftung der DWA
- ≈ Deutsche Hydrologische Gesellschaft (DHG)



Hydrologische Wissenschaften

Fachgemeinschaft in der DWA

Christian Reinhardt-Imjela, Achim Schulte, Reinhard Hinkelmann, Tobias Krüger, Eva Nora Paton, Dörthe Tetzlaff, Franziska Tügel, Klaus Vormoor (Herausgeber)

Hydrologie im Anthropozän

Beiträge zum Tag der Hydrologie am 20./21. März 2024 in Berlin

Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung; Heft 45.24

ISBN: 978-3-96862-725-0

DOI: 10.14617/for.hydrol.wasbew.45.24

Fachgemeinschaft Hydrologische Wissenschaften, 2024

Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung

Herausgeber:

Fachgemeinschaft Hydrologische
Wissenschaften in der DWA
Geschäftsstelle
Theodor-Heuss-Allee 17
D – 53773 Hennef
Tel.: 02242/872 – 161
Fax: 02242/872 – 184
info@fghw.de
www.fghw.de

Schriftleitung:

Dr. Christian Reinhardt-Imjela

Umschlaggestaltung:

Dorit Steinberger, Ohlstadt

Umschlagbearbeitung:

Christiane Krieg (DWA)

Univ.-Prof. Dr. Robert Jüpner
Fachgemeinschaft Hydrologische
Wissenschaften in der DWA

Dr.-Ing. habil. Uwe Müller
Hauptausschuss Hydrologie und
Wasserbewirtschaftung der DWA

Dieses Werk ist lizenziert unter einer Creative Commons Namensnennung 4.0
International Lizenz. <http://creativecommons.org/licenses/by/4.0>

Die wissenschaftliche Richtigkeit der Texte, Abbildungen und Tabellen unterliegt
nicht der Verantwortung der Herausgeber.



Vorwort

Wasser war in der Geschichte der Menschheit immer ein zentrales Element, sei es als lebenswichtige Ressource oder als Gefahr für Leib und Leben und die vom Menschen geschaffenen Güter. Als Folge davon greift der Mensch jedoch auf vielen Ebenen in die natürlichen Prozessgefüge seiner Umwelt ein. Insbesondere seit der Etablierung und Ausbreitung der sesshaften Lebensweise in der Jungsteinzeit verändern Menschen bewusst oder unbewusst ihre natürlichen Lebensräume. Mit der Industrialisierung im 19. Jahrhundert und noch einmal verstärkt seit der Mitte des 20. Jahrhunderts wachsen diese Einflüsse exponentiell und werden zunehmend persistent und irreversibel. Der Mensch wird damit – wie es der Atmosphärenchemiker und Nobelpreisträger Paul Crutzen bereits Anfang der 2000er Jahre formuliert hat – zu einem geologischen Faktor. Diese neue Periode, in der sich die Auswirkungen menschlichen Handelns gleichermaßen auf alle Systeme der Erde einschließlich Atmosphäre, Hydrosphäre und Geosphäre erstrecken, wird als Anthropozän bezeichnet. Dass der Versuch einer offiziellen Etablierung des Anthropozäns als geologische Epoche Anfang März 2024 noch gescheitert ist, schränkt die Bedeutung des Begriffs dabei kaum ein.

Vor diesem Hintergrund befasst sich der Tag der Hydrologie 2024 unter dem Motto „Hydrologie im Anthropozän“ mit den Wechselwirkungen von Hydrologie, Mensch, Stadt, Technik und Ökologie, die sich nicht nur in der Forschung, sondern besonders auch in den vielfältigen Arbeitsfeldern der Wasserwirtschaft widerspiegeln.

Im Jahr 2024 feiert der Tag der Hydrologie in Berlin zudem sein 25-jähriges Bestehen. Seit der ersten Veranstaltung 1999 in Kaiserslautern haben die hydrologischen Wissenschaften und die Wasserwirtschaft Antworten auf offene Fragen geliefert, Kenntnislücken gefüllt und wichtige Beiträge zur Lösung gesellschaftlicher Probleme geleistet. Andererseits zeigen die jüngsten hydrologischen Extremereignisse, wie beispielsweise das Ahrhochwasser 2021, dass es gegenwärtig – und zweifellos auch in der Zukunft – große Herausforderungen für Hydrologie und Wasserwirtschaft in einer sich wandelnden Welt gibt. Allen voran bleiben der globale Klimawandel und seine Folgen sowie die nachhaltige Bewirtschaftung der knapper werdenden Wasserressourcen besondere Aufgaben für Wissenschaft und Praxis.

Die Vielfalt der wissenschaftlichen Herausforderungen kommt auch in den Beiträgen der vier Themenfelder der Veranstaltung – Hydrologie und Mensch, Hydrologie und Stadt, Hydrologie und Ökologie sowie Hydrologie und Technik – zum Ausdruck. Eine Auswahl der Beiträge findet sich im vorliegenden Tagungsband.

Wir möchten an dieser Stelle all denjenigen herzlich danken, die bei der Planung und Organisation der Veranstaltung mitgewirkt und diese tatkräftig unterstützt haben. Wir danken der Fachgemeinschaft hydrologische Wissenschaften (FghW), dem Hauptausschuss Hydrologie und Wasserwirtschaft der DWA und der Deutschen Hydrologischen Gesellschaft (DHG) für das entgegengebrachte Vertrauen und die Möglichkeit, den Tag der Hydrologie in Berlin ausrichten zu können. Dank gebührt der ERG Universitätservice GmbH für die kompetente Unterstützung beim Management der Registrierungen, den Ausstellern für ihren Support, den Mitgliedern des wissenschaftlichen Komitees sowie den zahlreichen Mitarbeitenden an der

Freien Universität Berlin, der Technischen Universität Berlin und der Humboldt-Universität zu Berlin für Ihren Einsatz und ihr großartiges Engagement. Und schließlich danken wir allen Teilnehmenden für ihre spannenden Vorträge, Poster und Diskussionsbeiträge, die zu einem erfolgreichen Tag der Hydrologie 2024 beigetragen haben.

Die Herausgeber

Berlin, März 2024

Heft 45 2024 Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung

Hydrologie im Anthropozän

Thema 1: Hydrologie und Mensch

Pedro H. L. Alencar, Jan Sodoge, Mariana M. de Brito

Flash droughts und ihre Auswirkungen – Verwendung von Zeitungsartikeln zur Analyse der wahrgenommenen Auswirkungen von schnell auftretenden Dürren 5

Daniela Falter, Oliver Buchholz, Annette Ebener, Jorge Leandro, Angela Pfister, Felix Schmid, Burkhard Teichgräber, Georg Johann

Pumpwerkswarnung für Starkregen und Hochwasser im urbanen Raum: Das Projekt PuwaSTAR 17

Clara Hohmann, Christina Maus, Hanna Leberke, Ahmad Awad, Peter Hoffmann, Dörte Ziegler

Hydrological approaches to assess flash flood risks in data scarce and climate-change affected regions like Jordan 25

Gerd Hübner, Daniel Schwandt

Elektrische Leitfähigkeit in Elbe und Oberrhein: Trend, Einflussfaktoren und Klassifizierung 37

Volker Preuß, Ingolf Arnold, Uwe Grünwald

Lösungsansätze zur Bewältigung der Transformation vom bergbaugeprägten hin zu einem wieder natürlichen Abflussverhalten von Spree und Schwarze Elster im Zuge des Ausstieges aus der Kohleverstromung 47

Belinda Rhein, Heidi Kreibich

Ursachen für die außergewöhnlich hohe Zahl der Todesfälle beim Hochwasser 2021 im Ahrtal 55

Thema 2: Hydrologie und Stadt

Karin A. Hoffmann, Rabea Saad, Björn Kluge, Thomas Nehls

Modellierung der Referenzverdunstung von Fassadenbegrünung – ET_0^{vert} 63

Volker Jungk, Beate Klöcking, Jenny Müller

Modellierung der Auswirkungen des neuen Stadtteils Freiham-Nord in München auf den Wasserhaushalt 75

Christian Marx, Reinhard Hinkelmann, Dörthe Tetzlaff, Chris Soulsby

Hydrochemische Langzeitveränderungen an einem urbanen Gewässer infolge des Wassermanagements und hydroklimatischer Ereignisse 85

Anna Nilges, Katharina Kuntz, Ulrike Siegel, Friedrich Weigel Arnulf Hausleiter, Patrick Keilholz

Einfluss von Infrastrukturbauten auf das Hochwasserrisiko am Beispiel der archäologischen Stätte Qurh in al-Ula, Saudi-Arabien 99

Thema 3: Hydrologie und Ökologie*Sofia Frietsch, Tobias Schütz*

Auswirkungen des Klimawandels auf Abflussgesteuerte Exportmechanismen
von Nährstoffen in Südwest-Deutschland 109

Lisa Kuhnert, Thomas Wöhling

Der Einfluss von unterschiedlichen hydrologischen Reaktionszeiten eines
Hang-Aue-Transekts auf den DOC-Export eines natürlichen Einzugsgebiets 119

Can Ölmez, Franziska Tügel, Reinhard Hinkelmann

Sinkender Wasserspiegel des Groß Glienicker Sees – ein datenbasiertes
Modell zur Abschätzung der Wasserbilanz 129

Thema 4: Hydrologie und Technik*Wolfgang Korres, Tunde Olarinoye, Fay Boehmer, Kasjen Kramer, Stephan
Dietrich, Matthias Zink*

International Soil Moisture Network (ISMN): Ein dauerhafter Service für frei
verfügbare, in situ Bodenfeuchtedaten 143

Tanja Morgenstern, Jens Grundmann, Niels Schütze

Hochwasservorhersage mit Deep Learning LSTM-Netzen:
Relevanz von Gebietseigenschaften im regionalen Netztraining 155

Flash Droughts und ihre Auswirkungen – Verwendung von Zeitungsartikeln zur Analyse der wahrgenommenen Auswirkungen von schnell auftretenden Dürren

Pedro H.L. Alencar, Jan Sodoge, Mariana M. de Brito

Zusammenfassung

Das Phänomen Flash Droughts hat in den letzten zehn Jahren das gesteigerte Interesse der wissenschaftlichen Community auf sich gezogen. Es beschreibt eine schnelle Erschöpfung der Bodenfeuchtigkeit als Folge von komplexen Wechselwirkungen zwischen Boden und Atmosphäre. Bis heute gibt es keine konsistente Definition von Blitzdürren oder eine Datenbank zur Katalogisierung von Ereignissen und deren Auswirkungen. In dieser Studie bewerten wir die sozio-ökonomisch wahrgenommenen Auswirkungen von Blitzdürren auf Basis von Zeitungsartikeln (2000-2022) und Google Trends-Daten (2004-2022) in Deutschland. Blitzdürren werden sowohl in Deutschland als auch weltweit immer häufiger beobachtet. Trotz der geringen Informationslage in der breiten Öffentlichkeit im Bezug auf das Phänomen der „Blitzdürre“ zeigen Daten, dass das Interesse an den Auswirkungen von Dürren mit dem Auftreten von Blitzdürren im gesamten Land korreliert ist. Auf Basis von Daten zur Wahrnehmung von Auswirkungen aus Nachrichten und Internetsuchverhalten konnten wir eine durchschnittliche Zeitspanne von vier Wochen zwischen dem Beginn der Blitzdürre und der Berichterstattung über ihre Auswirkungen identifizieren. Diese Zeitspanne ist länger als die durchschnittliche Dauer von Blitzdürren selbst. Diese Ergebnisse unterstreichen die Relevanz von Flash Droughts und implizieren eine konsistente Überwachung der Bedingungen und Treiber von Blitzdürren, um die Reaktionsfähigkeit sicherzustellen, da die verspätete Wahrnehmung der Auswirkung effektive Anpassungsmaßnahmen verhindert.¹

1. Einleitung

In den letzten Jahren hat die wissenschaftliche Gemeinschaft ein wachsendes Interesse an der Erforschung von Blitzdürren (im folgenden als Synonym auch verwendet zu Flash Drouhts) gezeigt. Insbesondere kann dieses mit den verheerenden Ereignissen von Flash Droughts im Jahr 2012 in den USA in Verbindung gebracht werden (Lisonbee et al., 2021; Bassara et al., 2019). Dieses Phänomen verdeutlicht die aufkommende Bedrohung von Flash Droughts für den Water-Energy-Food-Nexus, insbesondere vor dem Hintergrund des Klimawandels (Pendergrass et al., 2020; Yuan et al., 2023).

Flash Droughts, die sich durch schnelle Übergänge von feuchten zu trockenen Bedingungen auszeichnen, stellen trotz vorgeschlagener Schwellenwerte Herausforderungen in ihrer Definition dar (Christian et al., 2019; Li et al., 2020; Yuan et al., 2023). Ein mangelnder Konsens führte zu vielfältigen Definitionen und Überwachungsinstrumenten mit begrenzter Validierung und Übertragbarkeit (Lisonbee et al., 2021; Alencar und Paton, 2022). Multivariate Analysen bieten Hoffnung auf ein verbessertes Verständnis (Liang und Yuang, 2021).

Dieser Artikel schlägt eine neue Perspektive für die Identifizierung von Blitzdürren vor, wobei die gesellschaftlichen Auswirkungen in verschiedenen Sektoren analysiert werden (Christian et al., 2020; Walker et al., 2023). Während bestehende Indizes für Flash Droughts sich auf Naturgefahr selbst konzentrieren, bleibt die Übertragung in sozioökonomische Auswirkungen herausfordernd und unvollständig. Durch die Untersuchung der gesellschaftlichen Wahrnehmung mittels Zeitungsberichten und Internetrecherchen zielen wir darauf ab, Unsicherheiten in der Definition von Flash Droughts zu verringern.

¹ Der Text wurde aus dem Englischen übersetzt mithilfe von ChatGPT und von Jan Sodoge und Nele Eichler verbessert. Wir bedanken uns bei Nele Eichler für die wertvolle Unterstützung.

Zeitungen und Internetrecherchen dienen als Echtzeitindikatoren für gesellschaftliche Reaktionen auf extreme Wetterereignisse und bieten Einblicke in die sozialen Auswirkungen von Blitzdürren (Sodoge et al., 2023; Kam et al., 2019; Kim & Kim, 2023). Durch die Nutzung solcher digitalen Spurdaten, einschließlich Zeitungsartikeln und Google-Suchen, analysieren wir das Auftreten von Blitzdürren in Deutschland von 2000 bis 2022 und untersuchen deren biophysische und sozial-ökonomisch wahrgenommene Auswirkungen. Dadurch testen wir drei Hypothesen:

H1 – Blitzdürre ist ein häufiges Phänomen, und ihr Auftreten hat in den letzten Jahrzehnten in Deutschland zugenommen.

H2 – In Zeitungen berichtete Auswirkungen von Flash Droughts und Daten zu Internet-suchverhalten sind eine Quelle für Risikobewertungen, die genutzt werden können, um festzustellen, wann Blitzdürren die Gesellschaft beeinflussen.

H3 – Es besteht eine Verzögerung zwischen dem Beginn der Blitzdürre und der Berichterstattung über Auswirkungen aufgrund der Latenzzeit für die Reaktion von Wasser/Pflanze/Boden/Gesellschaft auf trockenere Bedingungen.

2. Daten und Methoden

Unser Forschungsdesign umfasst mehrere Schritte, die drei verschiedene Datensätze verknüpfen: Bodenfeuchtigkeit, Online-Suchverhalten gemessen über Google-Trends und berichtete Dürre-Auswirkungen in Zeitungsartikeln. Für jeden Datensatz haben wir tägliche Zeitreihen auf Stadt/Landkreis-Ebene in Deutschland unter Verwendung der statistischen Regionen Deutschlands erhalten, die durch die Nomenklatur der territorialen Einheiten für die Statistik (NUTS) auf den Ebenen 1, 2 und 3 definiert sind. Für die Hauptanalyse haben wir die feinste verfügbare NUTS-Ebene (Kreisfreie Städte und Landkreise) für jeden Datensatz verwendet und Ergebnisse für alle NUTS-Ebenen im ergänzenden Material bereitgestellt. Um die Beziehung zwischen Gefahren- und Auswirkungsindikatoren zu untersuchen, haben wir eine zeitliche Kreuzkorrelationsanalyse durchgeführt. In den folgenden Abschnitten wird eine detaillierte Beschreibung jedes Schrittes im Forschungsdesign gegeben.

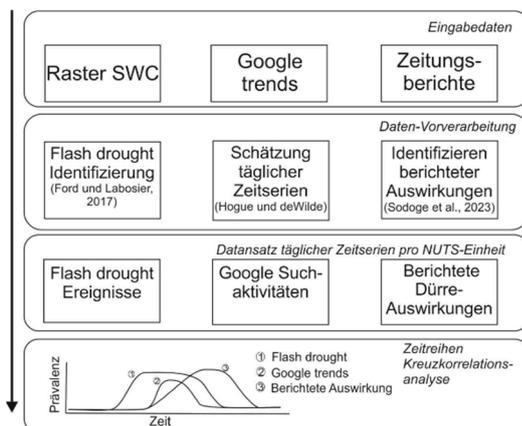


Abb 1: Übersicht des Forschungsdesigns: Basierend auf den drei Datensätzen für Bodenfeuchtigkeit, gemeldete Dürrefolgen und Online-Suchverhalten werden tägliche Zeitreihen auf Distriktebene in Deutschland erhalten. Anschließend wird eine Kreuzkorrelationsanalyse verwendet, um die Beziehung zwischen Gefahrenindikatoren und daraus resultierenden Auswirkungen zu analysieren.

2.1 Daten zur Bodenfeuchtigkeit, Identifizierung von Blitzdürren und Trendanalyse

Zur Identifizierung von Flash Droughts verwendeten wir die von Ford und Labosier (2017) vorgeschlagene Methode, die auf der Feuchtigkeit im Wurzelbereich basiert und in mehreren Fallstudien erfolgreich angewendet wurde (Lesinger und Tian, 2022). Für die Bodenfeuchtigkeit verwendeten wir Daten für Deutschland von Boeing et al. (2022), die den Zeitraum von 1980 bis 2022 abdecken und eine räumliche Auflösung von 1 km für die tägliche Bodenfeuchte in verschiedenen Bodentiefen aufweisen. Obwohl die räumliche Auflösung des resultierenden Blitzdürre-Datensatzes 4 km entspricht, aggregierten wir die Ereignisse auf den NUTS-1-, NUTS-2- und NUTS-3-Ebenen. Für jede NUTS-Ebene wurde der Prozentsatz des Gebiets unter Blitzdürrebedingungen in jedem Fünftel berechnet. Auf der NUTS-1-Ebene wurden die drei deutschen Stadtstaaten (Berlin, Bremen und Hamburg) aufgrund ihrer relativ geringen Größe im Vergleich zu den anderen Bundesländern mit den umliegenden Bundesländern (Brandenburg, Niedersachsen und Schleswig-Holstein) zusammengeführt.

Um zeitliche Muster im Auftreten von Blitzdürren in Deutschland zu erforschen (H1), haben wir die Trends in ihrer Intensität, Dauer und Häufigkeit von 1980 bis 2022 bewertet. Wir verwendeten den regionalen Mann-Kendall-Test, um diese Trendanalyse durchzuführen und mögliche Veränderungen in der Intensität, Dauer und Häufigkeit von Blitzdürren zu berechnen und zu identifizieren (Helsel et al., 2020). Darüber hinaus haben wir den regionalen Theil-Sens-Schätzer (Theil, 1992) berechnet, um die Steigung dieser Trends abzuschätzen (d. h. die Trendrichtung und -größe).

2.2 Digitale Spurendaten zur wahrgenommenen Auswirkung und öffentlichen Wahrnehmung

2.2.1 Daten zu berichteten sozioökonomischen Auswirkungen

Um die wahrgenommenen Auswirkungen von Flash Drought auf verschiedene sozioökonomische Sektoren zu bewerten, verwendeten wir Informationen über gemeldete sozioökonomische Auswirkungen in Zeitungsartikeln. Insbesondere nutzten wir den Ansatz und die Daten von Sodge et al. (2023), die die Häufigkeit von Zeitungsartikeln zu einem bestimmten Dürreeffekt unter Verwendung von Text-Mining-Tools berücksichtigen. Wir untersuchten etwa 50.000 Zeitungsartikel, die Begriffe im Zusammenhang mit Dürre (Dürre* und Trockenheit) enthielten. Diese wurden zwischen 2000 und 2022 in 250 nationalen, regionalen und lokalen deutschen Zeitungsquellen veröffentlicht, die in der Datenbank des Zeitungsaggregators genios.de enthalten sind. Die Artikel wurden automatisch mithilfe von Text-Mining-Techniken überprüft, um gemeldete Auswirkungen in jedem Artikel und ihren geografischen Umfang unter Verwendung der NUTS 1, 2 und 3-Ebenen zu erfassen. Zunächst wurden doppelte Artikel automatisch entfernt, indem der Jaccard-Ähnlichkeitswert berücksichtigt wurde (Mullen, 2020). Anschließend kategorisierten wir die Arten von Auswirkungen mithilfe von Lasso-Logistische-Regressionsmodellen. Diese Modelle wurden anhand eines Satzes von 1.800 manuell annotierten Zeitungsartikeln trainiert und bewertet (de Brito et al., 2020). Konkret werden folgende Auswirkungstypen abgedeckt: Landwirtschaft (einschließlich Ernteertragsverluste), Energie (einschließlich Auswirkungen auf die reduzierte Energieerzeugung in Kernkraftwerken), Feuer

(Brände in Wäldern oder anderen Gebieten aufgrund von Trockenheitsbedingungen), Viehzucht (Auswirkungen auf die Viehzucht und Tierpopulationen) und soziales (Auswirkungen auf Orte und Aktivitäten, die für Erholung, Tourismus und Freizeit genutzt werden). Um die betroffenen Gebiete zu lokalisieren, identifizierten wir Städte, Regionen und Bezirke, die in jedem Artikel erwähnt wurden. Anschließend wählten wir den regionalen Cluster mit der höchsten Häufigkeit der erkannten Standorte aus. Frühere Arbeiten von Sodoge et al. (2023) bieten eine detaillierte Beschreibung dieses Verfahrens, einschließlich einer umfangreichen Validierung mit externen Indikatoren und beobachteten Auswirkungen wie Ernteertragsverlusten, Waldbrandstatistiken und Niederschlagsdefiziten.

2.2.2 Daten zur öffentlichen Wahrnehmung

Um die öffentliche Wahrnehmung von Blitzdürren abzuleiten, sammelten wir Informationen über die räumlich-zeitlichen Muster der Internet-Suchhäufigkeit zum Thema 'Dürre' unter Verwendung von Google Trends-Daten. Dieser Dienst bietet einen Index darüber, wie viele Google-Nutzer an einem bestimmten Tag und in einer bestimmten Region nach einem bestimmten Begriff suchen (d. h. 'Dürre'), wobei ein höherer Wert (maximal 100) dem gesteigerten Interesse an einem Begriff entspricht. Frühere Forschungen haben gezeigt, dass Google Trends-Daten die Fähigkeit haben, die Wahrnehmung von Dürren aus einer räumlich-zeitlichen Perspektive zu überwachen (Kam et al., 2019). Google gibt jedoch keine Details und Änderungen in den zugrunde liegenden Algorithmen preis. Wir extrahierten tägliche Zeitreihen für 2004-2022 für jede NUTS-1-Einheit (nur verfügbare Skala) unter Verwendung des Python-Pakets PyTrends (siehe Details in Hogue und DeWilde, 2023). Auch hier aggregierten wir die Zeitreihen in Fünfergruppen (pentads), um die verschiedenen Datensätze in nachfolgenden Analysen zu vergleichen.

2.3 Korrelationsanalyse

Um festzustellen, ob die gemeldeten Auswirkungen in den Nachrichtenmedien und das Internet-Suchverhalten durch das Auftreten von Blitzdürren beeinflusst werden (Hypothese H2), führten wir eine Kreuzkorrelationsanalyse zwischen den Datensätzen durch. Dadurch konnten wir Verzögerungen zwischen dem Auftreten von Blitzdürren und der Wahrnehmung von Auswirkungen bewerten (Hypothese H3). Konkret verwenden wir Kreuzkorrelationsfunktionen (ccf - Shumway und Stoffer, 2017), die Verzögerungen zwischen zwei Variablen identifizieren können und Einblicke bieten, ob eine Variable die andere vorhersagen kann. In dieser Studie stellen diese Verzögerungen das asynchrone Verhalten dar, das zwischen den Spitzen des Blitzdürrebeginns und der Berichterstattung über Auswirkungen sowie dem Suchverhalten zu erwarten ist (Hypothese H3).

3. Ergebnisse

3.1 H1 - Blitzdürre ist ein häufiges und sich intensivierendes Phänomen in Deutschland

Unter Verwendung eines hochauflösenden Bodenfeuchtedatensatzes (Boeing et al., 2022) und der Methode von Ford und Labosier (2017) haben wir das Auftreten von Blitzdürren in Deutschland von 1980 bis 2022 bewertet (siehe Abb. 2a). Die Ergebnisse zeigen, dass Blitzdürren in Deutschland ein häufiges Phänomen sind, mit einer durchschnittlichen Häufigkeit von einem Ereignis alle 1,5 Jahre. Insbesondere die südlichen und südwestlichen Regionen erleben die höchste Frequenz von Ereignissen, wobei Blitzdürren fast jedes Jahr auftreten (Häufigkeit von ca. 0,87). Im Gegensatz dazu weist der Nordosten, einschließlich der Bundesländer Sachsen-Anhalt, Brandenburg und der Stadt Berlin, eine geringere Rate des Auftretens von Blitzdürren auf. Hier treten Blitzdürren durchschnittlich in etwa 55% der analysierten Jahre auf.

Unter Verwendung des regionalen Mann-Kendall-Tests haben wir die räumliche Verteilung der Trends in der Blitzdürrehäufigkeit bewertet (Abb. 2b). Es wurden nur positive Trends in den NUTS-2-Regionen in Deutschland für alle drei Variablen identifiziert. Darüber hinaus sind die meisten Trends statistisch signifikant, wie durch die schraffierten Bereiche angezeigt. Diese Befunde deuten darauf hin, dass Blitzdürren in Deutschland nicht nur ein häufiges (und in einigen Regionen fast jährliches) Phänomen sind (H1), sondern sich auch intensivieren. Abb. 2b zeigt, dass Blitzdürren in den südlichen Teilen Deutschlands intensiviert haben, wobei die Raten um bis zu 1 Prozentil pro Tag pro Jahrzehnt zunehmen.

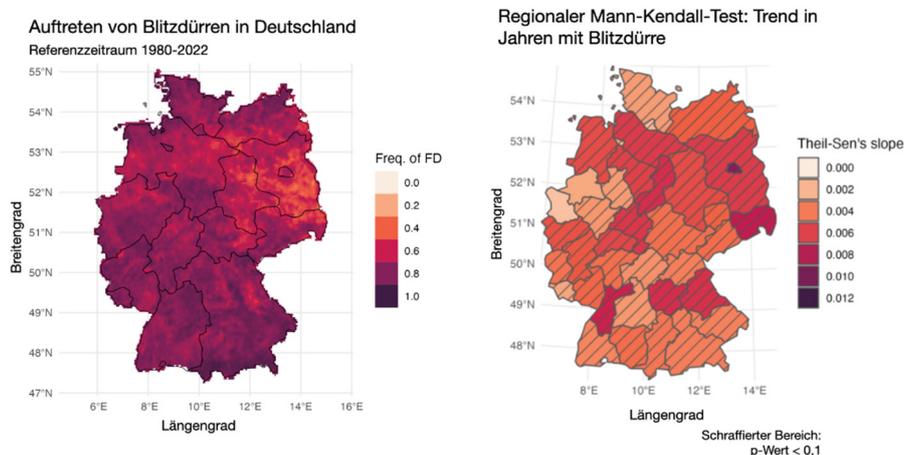


Abb. 2: *Links* - Durchschnittliche Häufigkeit von Blitzdürre in Deutschland im Zeitraum 1980 – 2022. *Rechts* - Trend der Häufigkeit (Jahre mit Ereignissen) des Auftretens von Sturzdürren in Deutschland auf NUTS-2-Ebene von 1980 – 2022. Ereignisse wurden nach dem Ansatz von Ford und Labosier (2017) mit Daten von Boeing et al. identifiziert (2022).

3.2 H2 - Die unzureichende Wahrnehmung von Blitzdürren

Der Begriff "Blitzdürre" ist in den Nachrichten nicht weit verbreitet und gehört nicht zum allgemeinen Wissensstand der deutschen Gesellschaft. Tatsächlich wurden von den mehr als 260 Millionen Artikeln in der Datenbank des Zeitungsaggregators genios.de nur in 21 Artikeln dieser Begriff erwähnt (exkl. im Jahr 2023). Wenn wir das Interesse an Suchanfragen mit den

Schlüsselwörtern Blitzdürre und Dürre vergleichen, stellen wir fest, dass das Interesse an Blitzdürren durchschnittlich 14-mal geringer ist (Abb. 3).

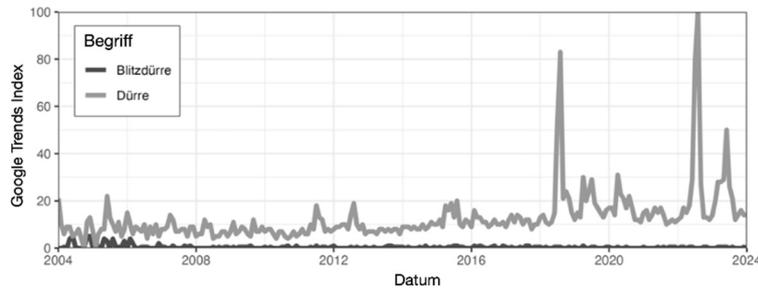


Abb. 3: Vergleich der Google-Suchen nach den Begriffen „Dürre“ (hellgrau) und „Blitzdürre“ (dunkelgrau) in Deutschland von 2004 bis 2022. Suchanfragen in Google Trends werden als Prozentsatz des im beobachteten Zeitraum beobachteten Maximums angegeben.

Aufgrund des Fehlens des Begriffs Blitzdürre im öffentlichen Diskurs konzentrierten sich die Schlüsselwörter, die zur Bewertung der Wahrnehmung von Auswirkungen in Nachrichtenartikeln und des öffentlichen Bewusstseins aus Google-Suchanfragen verwendet wurden, ausschließlich auf mit Dürre zusammenhängende Begriffe. Dennoch existiert jedoch ein konsistentes Muster bezüglich des Auftretens von Dürreperioden und der steigenden Präsenz von Medienberichterstattung über deren Auswirkungen, wie in Abbildung 4 veranschaulicht.

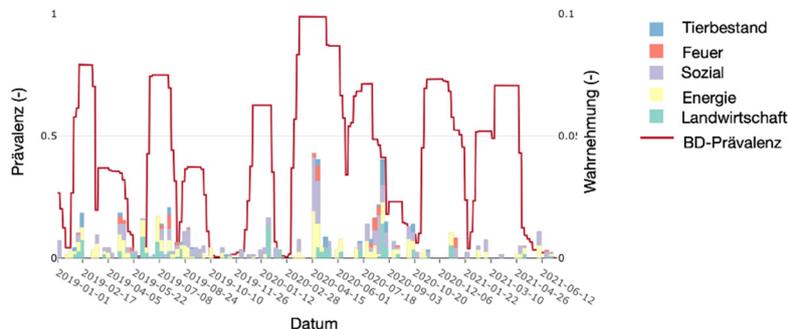


Abb. 4: Beispiel für die Synchronizität zwischen dem Auftreten von Blitzdürren und der Berichterstattung über die Auswirkungen. Dieses Beispiel zeigt die Muster der Synchronizität in Baden-Württemberg. Die Prävalenz gibt den Prozentsatz der Fläche an, die von plötzlichen Dürreperioden betroffen ist, und die Wahrnehmung gibt die Meldung dürrebedingter Auswirkungen gemäß Nachrichtenartikeln an. Weitere Beispiele finden Sie in der offenen Anwendung *PerceptionFD*², die zur Generierung dieser Zahlen verwendet wird.

3.3 H3 - Beziehung zwischen dem Auftreten von Blitzdürren, wahrgenommenen Auswirkungen und öffentlichem Bewusstsein

Beim Vergleich der Zeitreihen der Blitzdürre-Indizes und der berichteten Auswirkungen in Zeitungen stellen wir fest, dass nach einem schnellen Anstieg der von Blitzdürren betroffenen Gebiete eine Welle der Berichterstattung über deren Auswirkungen erfolgt. Mithilfe der ccf

² PerceptionFD: https://pedroalencar.shinyapps.io/Impact_perception/

bewerten wir Zeitverzögerungen zwischen dem Auftreten von Blitzdürren und der Berichterstattung über Auswirkungen in den Medien (siehe Abb. 5a). Die Ergebnisse für Deutschland insgesamt zeigen ein gleichmäßiges Grundbewusstsein für Dürren (siehe blaue Linie in Abb. 5a). Wir interpretieren dies als Reflexion der kulturellen und sozialen Wahrnehmung von Dürren, die sowohl die Erwartung zukünftiger Ereignisse als auch die Erinnerung an vergangene Ereignisse umfasst. Der Baselinewert wurde aus der Berechnung der ccf abgeleitet, wobei die horizontale Achse sowohl in positiver als auch in negativer Richtung beliebig lang sein kann. Um das Grundbewusstsein für Dürre-Auswirkungen in den Medien zu bewerten, verwendeten wir die ccf-Werte für lange Verzögerungen (über 15 Wochen, eine längere Periode als übliche Blitzdürren) und negative Verzögerungen unter zwei Wochen (um potenzielle Vorhersageberichte zu ignorieren).

Bei der Untersuchung der Beziehung zwischen den in den Medien gemeldeten Auswirkungen und den Gefahren durch Blitzdürren stellten wir fest, dass eine konsistente Verzögerung von 4 Wochen vor dem Höhepunkt der Auswirkungen besteht. Dies lässt auf ein fortbestehendes Interesse und auf fortlaufend gemeldete Auswirkungen lange nach dem Auftreten von Blitzdürren schließen. Die 4-wöchige Verzögerung kann als durchschnittliche Zeit zwischen dem Beginn von Blitzdürren und der Wahrnehmung und Berichterstattung über sozioökonomische Auswirkungen interpretiert werden.

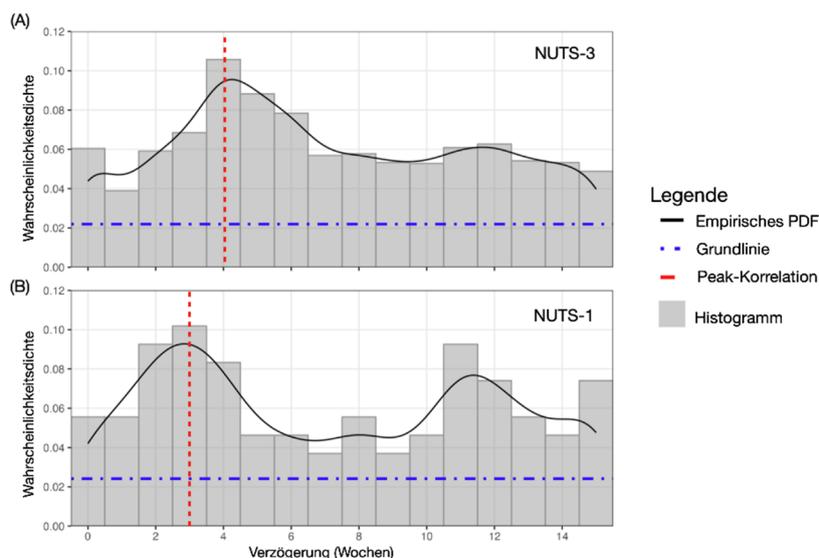


Abb. 5: Ergebnisse der Kreuzkorrelationsfunktion zwischen A: Berichterstattung über Auswirkungen in Nachrichtenartikeln und Vorkommnissen von Dürren (NUTS-3) und B: Suchanfragen bei Google und Vorkommen von Dürren (NUTS-1).

Unter Verwendung der Online-Suchverhaltensdaten von Google Trends finden wir ähnliche Trends bezüglich des öffentlichen Bewusstseins als Reaktion auf das Auftreten von Blitzdürren (siehe Abb. 5b). Insgesamt stimmt der Wert des Grundbewusstseins mit unserer früheren Beobachtung überein (Abb. 5a). Die Höchstverzögerung beträgt jedoch 3 Wochen, verglichen mit der Reaktion auf gemeldete Auswirkungen in Zeitungsartikeln (4 Wochen). Dieser kürzere Zeitrahmen deutet darauf hin, dass die allgemeine Öffentlichkeit, die Online-Suchanfragen

stellt, eine schnellere Wahrnehmung der Auswirkungen von Blitzdürren hat. Eine mögliche Erklärung hierfür ist die Zeit, die zwischen Wahrnehmung und Berichterstattung in den Nachrichten benötigt wird, da ein intrinsisches Intervall notwendig ist, um Nachrichten zu sammeln, zu überprüfen und zu verfassen, im Vergleich zum Online-Suchverhalten.

4. Diskussion

- *Hypothese 1 - Blitzdürren sind ein häufiges Phänomen und ihr Auftreten hat sich in den letzten Jahrzehnten in Deutschland erhöht.*

Unsere Analyse ergab, dass Blitzdürren in Deutschland immer häufiger auftreten und im Durchschnitt alle zwei Jahre vorkommen (Abb. 2). Insbesondere sind der südliche und westliche Teil des Landes häufiger betroffen. Im Gegensatz dazu zeigen Nordostdeutschland (z. B. Berlin und Brandenburg) mit sandigen Böden und einer geringeren pflanzenverfügbaren Wassermenge schnellere Variationen der Bodenfeuchte (Alencar und Paton, 2022). Diese Eigenschaft führt zu einer geringeren Rate der Intensivierung von Blitzdürren, was die geringere Häufigkeit von Flash Droughts in der Region erklären könnte. Es ist jedoch wichtig zu beachten, dass dies nicht unbedingt bedeutet, dass Regionen wie Brandenburg weniger schnelles Austrocknen wie Blitzdürren erleben (Shah et al., 2022). Darüber hinaus zeigte die Trendanalyse, dass Blitzdürren über Deutschland hinweg nicht nur ein häufiges Phänomen sind, sondern auch intensiver, länger und häufiger werden, mit positiven Trends in allen drei Variablen in allen Regionen (NUTS-2). Diese Trends sind jedoch nicht einheitlich und können mit verschiedenen Faktoren in Verbindung gebracht werden. Speziell hat die Intensität von Blitzdürren in der südlichen Region zugenommen, was mit früheren Berichten übereinstimmt zu bergigen Regionen (Brunner et al., 2023, Yuan et al., 2023). Die Ergebnisse legen nahe, dass die westlichen und südlichen Regionen Deutschlands eine Steigerung der Dauer von Blitzdürren verzeichnet haben.

- *Hypothese 2 - Die in den Medien gemeldeten Auswirkungen und die von Internetnutzern gesuchten Informationen sind eine Quelle für Risikobewertung, die genutzt werden kann, um zu identifizieren, wann Blitzdürren die Gesellschaft beeinflussen*

Während frühere Studien sich auf gefahrenzentrierte Indikatoren (Ford und Labosier, 2017; Pendergrass et al., 2020; Ho et al., 2023) konzentrierten, um Blitzdürren zu identifizieren, zeigt unsere Forschung die Effektivität der Nutzung digitaler Spurendaten, um sowohl Blitzdürren als auch ihre gesellschaftlichen Auswirkungen zu verfolgen. Wir stellten fest, dass der Begriff "Blitzdürre" nicht weit verbreitet ist im deutschen öffentlichen Diskurs. Folglich wurden Begriffe im Zusammenhang mit Dürre verwendet, um die Wahrnehmung von Auswirkungen und das öffentliche Bewusstsein zu bewerten. Es ist erwähnenswert, dass trotz der unterschiedlichen Natur und Ursachen von Dürren und Blitzdürren sie oft als ein einzelnes Phänomen wahrgenommen werden, wie durch die positiven Kreuzkorrelationswerte belegt (Abb. 5). Des Weiteren lassen sich negative Korrelationen zwischen dem Auftreten von Ereignissen und der Wahrnehmung ihrer Auswirkungen sowie dem öffentlichen Bewusstsein auf die semantische Verschmelzung von Blitz- und konventionellen Dürren im öffentlichen Diskurs zurückführen.

Diese Verschmelzung resultiert aus Auswirkungen im Zusammenhang mit Dürre, die auf Synchronität mit Blitzdürre-Ereignissen untersucht werden, sowie aus Blitzdürren, die schließlich zu längeren (konventionellen) Dürren werden (Bassara et al., 2019). Während frühere Forschungen Google Trends und Zeitungsdaten nutzten, um das Modellieren des sozialen Bewusstseins als Reaktion auf Dürren zu verbessern (Kam et al., 2019; Kim & Kim, 2019), ebnet diese Studie den Weg für die Modellierung von Blitzdürren unter Verwendung innovativer digitaler Spurendaten und für die Verknüpfung dieser Ergebnisse mit dem Auftreten der Gefahr.

- *Hypothese 3 - Es besteht eine Verzögerung zwischen dem Beginn von Blitzdürren und der Berichterstattung über Auswirkungen aufgrund der Latenzzeit für die Reaktion von Wasser/Pflanzen/Boden/Gesellschaft auf trockenere Bedingungen.*

Unter Verwendung hochauflösender Bodenfeuchtedaten und digitaler Spurendaten auf mehreren räumlichen Aggregationsebenen (NUTS1, 2 und 3) fanden wir positive Korrelationen zwischen dem Auftreten von Blitzdürren und der Berichterstattung über Auswirkungen sowie Google-Suchanfragen. Unsere Analyse zeigte die Existenz einer konsistenten Verzögerung zwischen dem Auftreten von Blitzdürren und der Berichterstattung über Auswirkungen in den Medien (4 Wochen) sowie bei Google-Suchen (3 Wochen). Daher belegen diese Korrelationen und beobachteten Verzögerungen unsere Hypothese H3 und bestätigen weiterhin Hypothese H2. Diese Verzögerungen sind jedoch zu lang, um handlungsfähig zu sein, da sie länger sind als die übliche Dauer von Blitzdürren (bis zu 20 Tage – Ford und Labosier, 2017; Pendergras et al., 2020; Lisonbee et al., 2021). Die Konsequenzen dieser Erkenntnis sind zweifach. Erstens verstärkt sie die Notwendigkeit von Frühwarn- und Frühaktionssystemen, um die Stakeholder über das Auftreten von Blitzdürren zu informieren (Otkin et al., 2022). Zweitens bietet sie ein konsistentes Maß, um wirkungsvolle Blitzdürren zu identifizieren, das zur Validierung von Methoden zur Gefahrenerkennung, Überwachung und Frühwarnsystemen verwendet werden kann (Alencar und Paton, 2022).

5. Schlussfolgerung

Durch die Analyse digitaler Spurendaten zur Wahrnehmung von Dürrefolgen zeigt unsere Studie die verzögerte Reaktion der gesellschaftlichen Wahrnehmung der Auswirkungen von Blitzdürren sowohl in Zeitungen als auch im Online-Suchverhalten. Wir stellten fest, dass das Auftreten von Blitzdürren in Deutschland in den letzten Jahrzehnten zugenommen hat, wodurch Blitzdürren zu einem häufigen Phänomen geworden sind. Es wurden Synchronizität zwischen der Berichterstattung über Dürrefolgen in Zeitungen und dem Auftreten von Blitzdürren in Deutschland festgestellt. Dennoch wird das gesellschaftliche Bewusstsein, gemessen am Online-Suchverhalten und den berichteten Auswirkungen in Zeitungen, durch eine Verzögerung von durchschnittlich vier Wochen im Vergleich zum Auftreten der Blitzdürre dargestellt. Diese Ergebnisse haben zwei wichtige Implikationen: (1) Digitale Spurendaten in Verbindung mit hochwertigen Bodenfeuchtedaten können Modellierern erfolgreich dabei helfen, entworfene Metriken zur Identifizierung von Blitzdürren genau zu validieren, (2) Während digitale Spurendaten eine reiche Informationsquelle darstellen, um zu bestimmen, wann und wo wirkungsvolle

Blitzdürren auftreten, reichen sie allein nicht aus, um handlungsrelevanten Informationen bereitzustellen, aufgrund von Verzögerungen zwischen dem Auftreten von Flash Droughts und der Wahrnehmung von Auswirkungen.

Anerkennungen

Diese Forschung wurde durch die Einstein-Forschungseinheit CliWaC von der Einstein-Stiftung Berlin und der Berlin University Alliance (ERU-2020-609) finanziert.

Literatur

- Alencar, P.H.L. & Paton E.N., 2022. How do we identify flash droughts? A case study in Central European Croplands. *Hydrology Research* 53.9, pp. 1150–1165.
- Basara, J. B. et al., 2019. The evolution, propagation, and spread of flash drought in the Central United States during 2012. *Environmental Research Letters* 14.8, p. 084025.
- Boeing, F. et al., 2022. High-resolution drought simulations and comparison to soil moisture observations in Germany. *Hydrology and Earth System Sciences* 26.19, pp. 5137–5161.
- Brunner, M.I. et al., 2023. Hydrological Drought Generation Processes and Severity Are Changing in the Alps. *Geophysical Research Letters* 50.2.
- Christian, J.I. et al., 2020. Flash drought development and cascading impacts associated with the 2010 Russian heatwave. *Environmental Research Letters* 15.9, p. 094078.
- Christian, J.I. et al., 2019. A Methodology for Flash Drought Identification: Application of Flash Drought Frequency across the United States. *Journal of Hydrometeorology* 20.5, pp. 833–846.
- Ford, T.W. & Labosier, C.F., 2017. Meteorological conditions associated with the onset of flash drought in the Eastern United States. *Agricultural and Forest Meteorology* 247, pp. 414–423.
- Ho, S. et al. 2023. Comparing Agriculture-Related Characteristics of Flash and Normal Drought Reveals Heterogeneous Crop Response. *Water Resources Research* 59.11.
- Hogue, J. & DeWilde, B. 2023. PyTrends: pseudo API for Google Trends. Online. url: <https://pypi.org/project/pytrends/>.
- Kam, J. et al., 2019. Monitoring of Drought Awareness from Google Trends: A Case Study of the 2011–17 California Drought. *Weather, Climate, and Society* 11.2, pp. 419–429.
- Kim, Y. & Kim, Y., 2023. Global regionalization of heat environment quality perception based on K-means clustering and Google trends data. *Sustainable Cities and Society* 96, p. 104710.
- Lesinger, K. & Tian, D. 2022. Trends, Variability, and Drivers of Flash Droughts in the Contiguous United States. *Water Resources Research* 58.9.
- Li, J. et al., 2020. A new framework for tracking flash drought events in space and time. *CATENA* 194, p. 104763.
- Liang, M. & Yuan, X. 2021. Critical role of soil moisture memory in predicting 2012 central USA flash drought. *Frontiers in Earth Science* 9, p. 46.

- Lisonbee, J. et al. 2021. Making sense of flash drought: definitions, indicators, and where we go from here. *Journal of Applied and Service Climatology* 2021.1, pp. 1–19.
- de Brito, M.M. et al., 2020. Near real-time drought impact assessment: a text mining approach on the 2018/19 drought in Germany. *Environmental Research Letters* 15.10, 1040a9.
- Mullen, L., 2020. textreuse: Detect Text Reuse and Document Similarity. <https://docs.ropensci.org/textreuse>, <https://github.com/ropensci/textreuse>.
- Otkin, J. A. et al., 2022. Getting ahead of Flash Drought: From Early Warning to Early Action. *Bulletin of the American Meteorological Society* 103.10, E2188–E2202.
- Pendergrass, A.G. et al., 2020. Flash droughts present a new challenge for subseasonal-to-seasonal prediction. *Nature Climate Change* 10.3, pp. 191–199
- Shah, J. et al., 2022. Increasing footprint of climate warming on flash droughts occurrence in Europe. *Environmental Research Letters* 17.6.
- Shumway, R.H. and Stoffer, D.S., 2019. *Time Series: A Data Analysis Approach Using R*. Chapman and Hall/CRC.
- Sodoge, J et al., 2023. Text-mining uncovers the unique dynamics of socioeconomic impacts during multi-year drought. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 2023, 1-25.
- Theil, H., 1992. A Rank-Invariant Method of Linear and Polynomial Regression Analysis. *Henri Theil's Contributions to Economics and Econometrics*. Springer Netherlands, pp. 345–381.
- Walker, D. W. et al., 2024. Flash Drought Typologies and Societal Impacts: A Worldwide Review of Occurrence, Nomenclature, and Experiences of Local Populations. *Weather, Climate, and Society* 16.1, pp. 3–28.
- Yuan, X. et al., 2023. A global transition to flash droughts under climate change. *Science* 380.6641, pp. 187–191.

Pumpwerkswarnung für Starkregen und Hochwasser im urbanen Raum: Das Projekt PuwaSTAR

Daniela Falter, Oliver Buchholz, Annette Ebener, Jorge Leandro, Angela Pfister, Felix Schmid, Burkhard Teichgräber, Georg Johann

Zusammenfassung

Im Rahmen des BMBF-Projekts PuwaSTAR soll das bei Emschergenossenschaft und Lippeverband (EGLV) vorhandene Hochwasservorhersagesystem erstmalig auf Pumpwerke ausgeweitet werden und dies am Beispiel des Pumpwerks Dorsten-Hamm bach demonstriert werden. Neben der hydrologischen Vorhersage sollen zusätzlich Ausfallwahrscheinlichkeiten der Pumpen abgeleitet und resultierende Überflutungsflächen und Überflutungstiefen dargestellt werden. Dabei wird anstatt einer bisher üblichen, zeitaufwendigen hydrodynamischen 2D-Berechnung eine Anwendung auf Basis Künstlicher Intelligenz (Künstliche Neuronale Netze) entwickelt. Aufbauend auf der Überflutungsvorhersage sollen Organisationskonzepte bzw. Aspekte einer Vorsorgestrategie mit den beteiligten BOS (Behörden und Organisationen mit Sicherheitsaufgaben) erfolgen.

1. Hintergrund und Motivation

Infolge des Steinkohlebergbaus sind in großen Teilen der Einzugsgebiete der Emschergenossenschaft und des Lippeverbandes (EGLV) weit gestreckte Bergsenkungsgebiete entstanden. Diese haben zur Ausbildung von großräumigen abflusslosen Polderflächen geführt. Ein großer Anteil der Einzugsgebiete von Emschergenossenschaft und Lippeverband ist deshalb dauerhaft auf eine künstliche Entwässerung angewiesen. Der Anteil der durch Pumpwerke entwässerten Fläche am Gesamtgebiet beträgt im Lippeverband ca. 15,7 % und im Verbandsgebiet der Emschergenossenschaft 38%. Insgesamt betroffen ist eine Fläche von 835 km², in der rund 330.000 Menschen leben. Die künstliche Entwässerung der Poldergebiete erfolgt durch etwa 500 verbandseigene Pumpwerke, die als kritische Infrastruktur die grundlegende Funktion der Entwässerung und des Hochwasserschutzes sichern (siehe Abbildung 1). Dabei werden sowohl Abflüsse aus den städtischen Kanalnetzen, als auch Gewässer mit Einzugsgebieten von mehr als 100 km² aus den Bergsenkungsgebieten gepumpt. Die Pumpwerke sind mit mehreren Pumpen ausgestattet, die je nach Zufluss zugeschaltet werden. Fließt einem Pumpwerk mehr Wasser zu, als dieses mit seiner Leistungsfähigkeit fördern kann bzw. fällt das Pumpwerk aus verschiedenen Gründen ganz oder teilweise aus, strömt das Wasser in das abflusslose Bergsenkungsgebiet und sorgt dort für Überflutungen. Die Folgen wären monetäre Schäden in Milliarden-Höhe und lebensbedrohliche Situationen für die Bevölkerung.

Aufgrund der dargestellten hohen Vulnerabilität in den Poldergebieten wurden bereits 2016 von EGLV Risikostudien für Pumpwerke durchgeführt, die einen Überblick über die potentiell betroffenen Überflutungsgebiete und das Gefahren- und Risikopotential im gesamten Verbandsgebiet geben.

Die vorhandenen Informationen, z.B. in Form statischer Überflutungskarten, geben hilfreiche Hinweise zu Vorsorgemaßnahmen, sind im Ereignisfall aber gegebenenfalls unzulänglich. Analog zu den Hochwasservorhersagen an Gewässerpegeln strebt EGLV eine Vorhersage zur Einschätzung und Warnung bei drohender Systemüberlastung oder dem Ausfall von Pumpwerken an. Damit könnten die zuständigen Träger öffentlicher Belange (TöB) und die

Bevölkerung gewarnt und Maßnahmen initiiert werden, welche die Schäden reduzieren und die Bevölkerung schützen. Dabei ist eine möglichst zeitnahe Information zu vorhergesagten Überflutungsflächen und Wasserständen für eine strategische und operationelle Planung des Katastrophenschutzes von wesentlicher Bedeutung. Sie erlaubt so auch eine zielgerichtete Bevölkerungswarnung und Maßnahmeninitiierung.

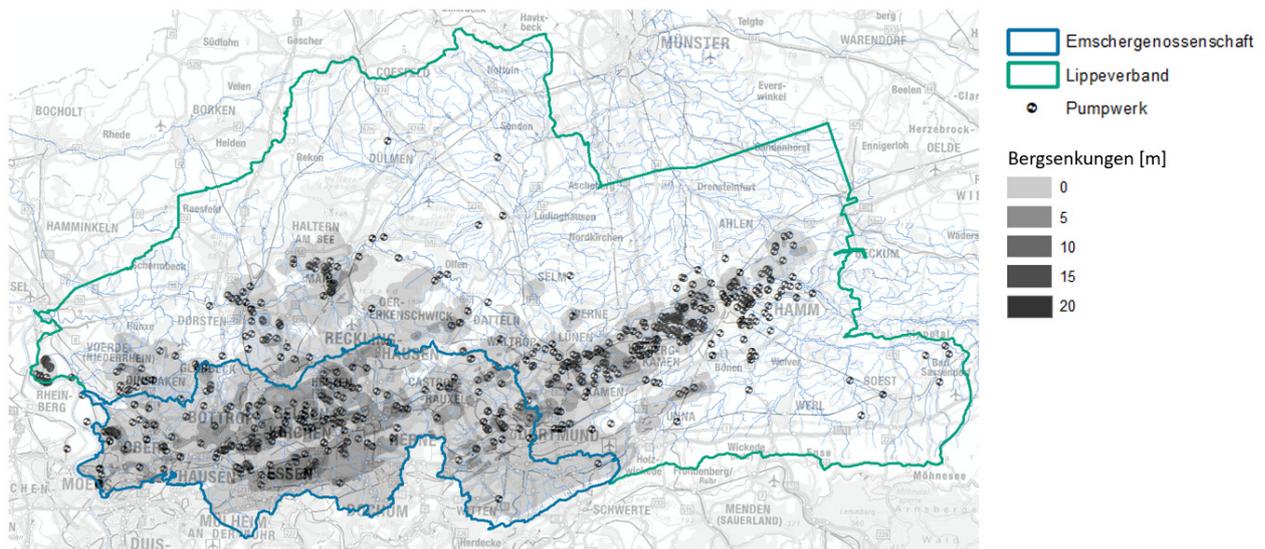


Abb. 1: EGLV-Gebiet mit Pumpwerken und Bergsenkungen (© Land NRW (2018) Datenlizenz Deutschland - Namensnennung Version 2.0 (www.govdata.de/dl-de/by-2-0))

Vor diesem Hintergrund wurde, im Rahmen des Programms „Forschung für die zivile Sicherheit“ (www.sifo.de) der Bundesregierung, das BMBF-Verbundprojekt PuwaSTAR (Pumpwerkswarnung für Starkregen und Hochwasser im urbanen Raum) initiiert. Der Verbund besteht aus den drei Projektpartnern Lippeverband, dem Forschungsinstitut Wasser und Umwelt (FWU), der Universität Siegen und der Hydrotec Ingenieurgesellschaft für Wasser und Umwelt mbH. Zu den assoziierten Partnern gehören neben der Stadt Dorsten und der Feuerwehr Dorsten auch das THW und benachbarte Kommunen.

Ziel des zweijährigen Vorhabens ist die Entwicklung eines Vorhersagesystems für Pumpwerke, das in der Lage ist innerhalb weniger Minuten Informationen über mögliche Überflutungsflächen unter Berücksichtigung des jeweiligen Ausfallszenarios bereitzustellen. In diesem Projekt soll eine Echtzeitvorhersage auf Basis künstlicher Intelligenz entwickelt werden, die langwierige hydraulische Simulationen im Ereignisfall ersetzt. Im Rahmen dieses Vorhabens soll das bei EGLV bereits vorhandene Hochwasservorhersagesystem somit auf Pumpwerke ausgeweitet werden und Endnutzern zur Verfügung gestellt werden. Neben der hydrologischen Vorhersage, werden zusätzlich die Ausfallwahrscheinlichkeiten der Pumpen abgeleitet und berücksichtigt. Dieser Beitrag stellt verschiedene Projektdetails und das geplante Vorgehen vor.

2. Hochwasservorhersage für Poldergebiete mit künstlicher Entwässerung

EGLV betreiben für die Flüsse Emscher und Lippe ein operationelles Hochwasservorhersagesystem mit der offenen und modular aufgebauten Vorhersageplattform Delft-FEWS. Das System wurde bereits in zahlreichen Veröffentlichungen diskutiert (Johann & Pfister 2013, Grün et al 2014, Buchholz et al. 2021). Der Aufbau erfolgte durch Hydrotec in Kooperation mit Deltares, NL. Das System wird aktuell durch Hydrotec im Auftrag von Lippeverband und Emschergenossenschaft gewartet und kontinuierlich weiterentwickelt.

Analog zu anderen operationellen Hochwasservorhersagesystemen werden die Vorhersagen mit Niederschlag-Abfluss-Modellen auf der Grundlage von gemessenen und vorhergesagten Parametern durchgeführt. Die relativ kurze Berechnungsdauer der Niederschlag-Abfluss-Modelle erlaubt die Veränderung des Abflussgeschehens für die Hochwasservorhersage in adäquaten Zeitschritten abzubilden. Diese Abflüsse werden in einem darauffolgenden Arbeitsschritt, über pegelbezogene Wasserstands-Abfluss Beziehungen, in Wasserstände umgerechnet. So kann vorhergesagt werden, wo und wann die Leistungsfähigkeit des Systems (z.B. Deichkronenhöhe) überschritten wird.

Im Rahmen des Vorhabens PuwaSTAR soll das Delft-FEWS-System erstmals auf ein Gewässer-Pumpwerk ausgeweitet werden. Dazu ist in einem ersten Schritt vorgesehen, Abflussvorhersagen für den Zufluss zum Gewässerpumpwerk Hammbach in Dorsten (Lippeverband) mit einem Niederschlag-Abfluss-Modell auf Basis von Niederschlagsprognosen durchzuführen und mit Informationen zum Betriebszustand des Pumpwerks und zu möglichen Systemüberlastungen zu verknüpfen. Die Auswirkungen eines Ausfalls oder einer Überlastung eines Pumpwerks auf die sich ausbildenden Überflutungsflächen sind immens. Die Ausbreitung der Überflutungsfläche hängt hier nicht nur von Niederschlag und Abfluss ab, sondern auch von der Leistungsfähigkeit des Gewässer-Pumpwerks. In diesem Falle sind die statischen Informationen aus vorhandenen Starkregen- und Hochwassergefahrenkarten unzulänglich.

Eine Warnung mit der zu erwartenden Überflutungsfläche wäre für die Hochwasser- bzw. Überflutungsbewältigung eine wertvolle Information. Aus diesem Grund ist zusätzlich die Berechnung und Darstellung resultierender Überflutungsflächen und Wassertiefen vorgesehen, die insbesondere für künstlich entwässerte Poldergebiete bisher fehlt. Hochwasservorhersagen mit Überflutungsflächen (und nicht nur Abflüssen und Wasserständen) haben in jüngster Vergangenheit in der Katastrophenrisikoforschung an Aufmerksamkeit gewonnen (z.B. Schüttrumpf et al. 2022). Durch die Vorhersage von Überflutungsflächen und Überflutungstiefen ist es möglich, die Anzahl und den Standort der betroffenen Personen und Gebäude darzustellen. Aufgrund von aufwändigen und zeitintensiven hydraulischen Simulationen werden derzeit Prognosen mit Überflutungsflächen allerdings kaum operativ eingesetzt (Merz et al. 2020). Zur Überwindung langer Rechenzeiten hydraulischer Modelle, wurden in den letzten Jahren vermehrt Ansätze zur Beschleunigung der Rechenzeiten (z.B. Lin et al. 2020 oder Apel et al. 2022) entwickelt. Das FWU hat zahlreiche KI-basierte Vorhersagetools entwickelt (z.B. Mahesh et al. 2022; Schmid & Leando. 2023a) um die Hochwasser- und Starkregenvorhersage zu unterstützen, einschließlich der Kanalisationsüberlastung (Schmid & Leando. 2023b) um lange Berechnungszeiten zu vermeiden. Diese Entwicklungen ermöglichen nun auch die

Vorhersagen von Überflutungsflächen für verschiedene Pumpwerksausfallszenarien selbst in schnell reagierenden Einzugsgebieten in Echtzeit und eröffnen die Möglichkeit, dass im Ereignisfall bessere Managemententscheidungen auf der Grundlage zur Verfügung stehender Überflutungskarten getroffen und zeitnah realisiert werden könnten. In dieser Studie soll die Vorhersage von Überflutungsflächen mithilfe von Künstlichen Neuronalen Netzen (KNN) ermöglicht werden.

3. Gewässerpumpwerk Hammbach in Dorsten

Die Echtzeitvorhersage von Überflutungsflächen basierend auf Künstlichen Neuralen Netzen soll am Beispiel des Pumpwerks Dorsten-Hammbach im Einzugsgebiet des Lippeverbands demonstriert werden. Das Pumpwerk wurde zur Wiederherstellung der Vorflut des Hammbachs und zur Weiterleitung der Abwässer gebaut und liegt in Dorsten (NRW). Mit zwei getrennten Pumpsystemen werden sowohl Mischwasserzuflüsse aus der Kanalisation von Dorsten in die Kläranlage, als auch der Hammbach mit einer Einzugsgebietsgröße von 143 km² in seinen Vorfluter, die Lippe, gefördert. Das Gewässerpumpwerk hat die Aufgabe, mit einer maximalen Förderleistung von 15,5 m³/s das zulaufende Wasser des Hammbachs inkl. seiner Nebenläufe in die höher gelegene Hammbach-Mündung zur Lippe zu heben. Laut einer EGLV vorliegenden Risikostudie (Abbildung 2) würde sich der zu erwartende Schaden im gefährdeten Gebiet bei einem Pumpwerksausfall auf etwa 75 Mio. € summieren. Von der Überflutung betroffen wären zudem mehr als tausend Personen, mehrere städtische Verwaltungseinrichtungen, Schulen und Altenheime.

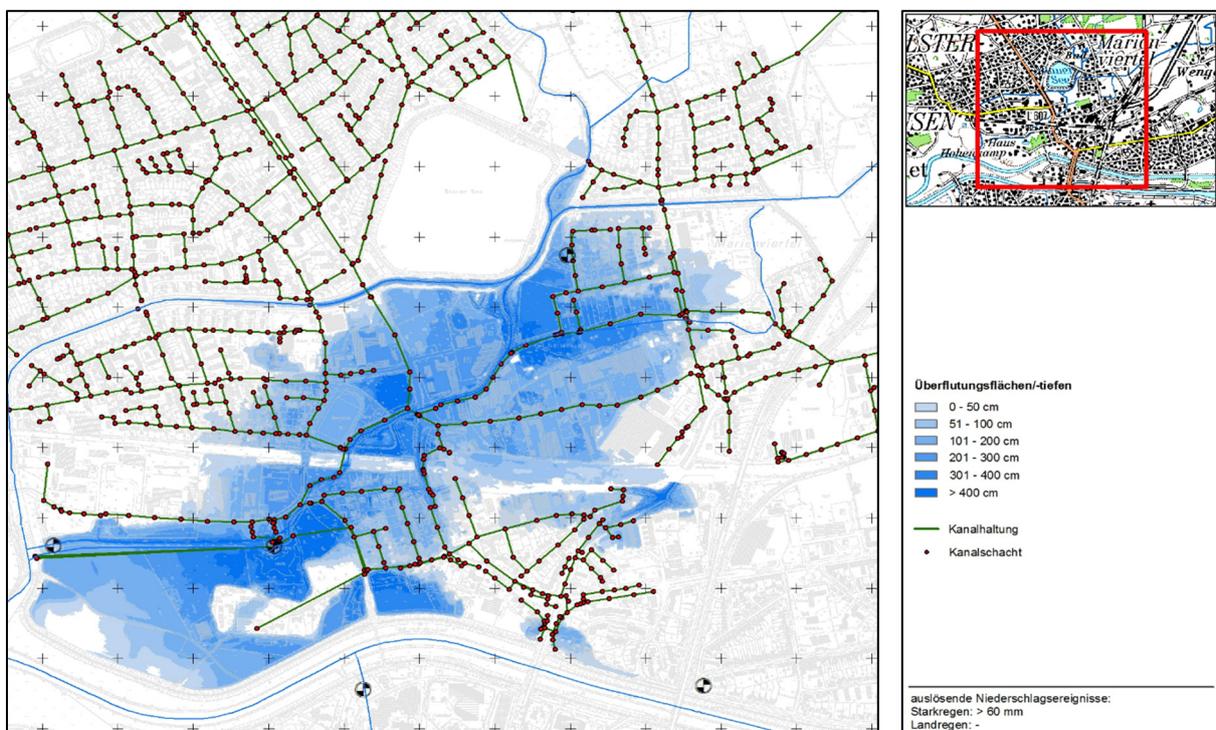


Abb. 2: Auszug aus der Pumpwerksrisikostudie Hammbach mit Darstellung von potentiellen Überflutungsflächen bei Pumpwerksausfall.

4. Vorgehen und Methodik

Das geplante Vorgehen ist in 6 Arbeitspakete untergliedert (siehe Abb. 3). In Arbeitspaket 1 ist die Generierung der notwendigen Niederschlag-Abfluss-Szenarien als Daten-Input für die 1D/2D-Überflutungsmodellierung und das Training der Künstlichen Neuralen Netze (KNN) vorgesehen. Arbeitspaket 2 wird sich mit der Definition von Ausfallszenarien der Pumpwerke und Ermittlung ihrer entsprechenden Wahrscheinlichkeiten auseinandersetzen. Die Erstellung einer voll funktionsfähigen KNN zur 2D-Überflutungsvorhersage (2D-ÜV-Methode) unter Berücksichtigung möglicher Pumpenausfallszenarien wird in Arbeitspaket 3 erfolgen. Arbeitspaket 2 und 3, welche den Kern des Projektes darstellen, werden am FWU entwickelt. Anschließend soll die Integration der neu erstellten 2D-ÜV-Methode und Echtzeit-Aufzeichnung des Betriebszustands der Pumpen in das bereits bei EGLV im Einsatz befindliche Delft-FEWS-System erfolgen (AP 4). Während der Projektlaufzeit werden gemeinsame Definitionen von Anforderungen der Endnutzer sowie den assoziierten Partnern (Stadtverwaltung, Feuerwehr und THW) in Workshops und die Entwicklung eines dynamischen Systems zur Einschätzung, Bewertung und Warnung bei drohender Systemüberlastung oder dem Ausfall von Pumpwerken erarbeitet (AP 5). Darauf aufbauend können gemeinsam mit den assoziierten und zuständigen TöB Organisationskonzepte zur Warnung der Bevölkerung und Initiierung von geeigneten Maßnahmen, welche die Bevölkerung schützen und die Schäden reduzieren, entwickelt werden. Die Ausarbeitung notwendiger Organisationskonzepte mit den assoziierten und beteiligten BOS (Behörden und Organisationen mit Sicherheitsaufgaben) unterstützen ebenfalls die Entwicklung kommunaler Vorsorgestrategien. Zu den assoziierten Partnern gehören neben der Stadt Dorsten und der Feuerwehr Dorsten auch das THW und benachbarte Kommunen.

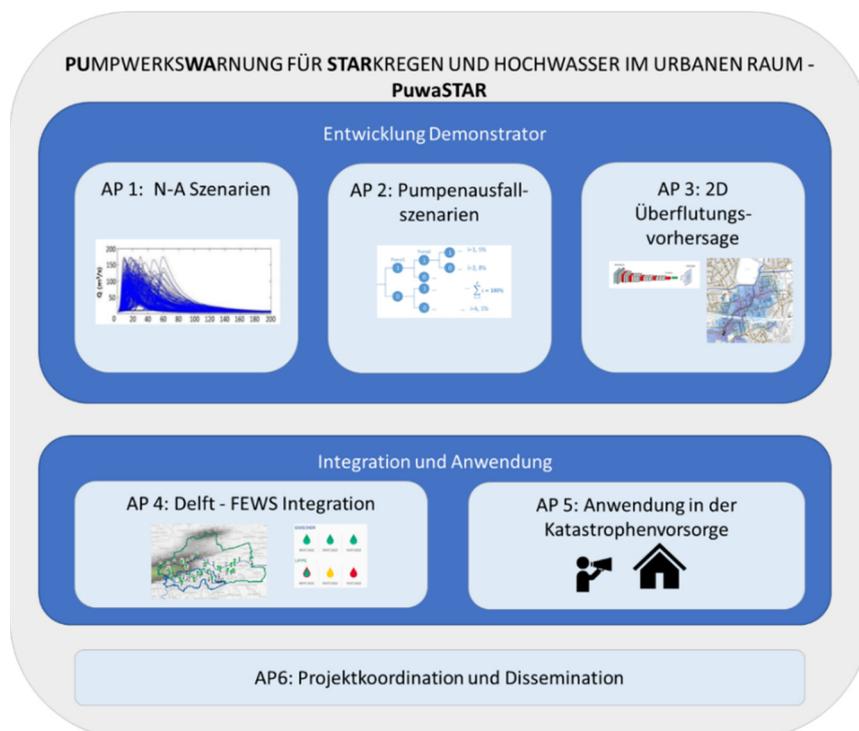


Abb. 3: Übersicht der Arbeitspakete im BMBF-Projekt PuwaSTAR.

Die Datenaufbereitung, -übergabe und -plausibilisierung, sowie die Definition von Pumpenausfallszenarien und die Bereitstellung von Niederschlag-Abfluss-Modellierungen (Randbedingungen) für die Erforschung des Demonstrators zur Überflutungsvorhersage werden gemeinsam mit den Partnern Hydrotec und dem FWU durchgeführt. Für die Zuflussvorhersage zum Pumpwerk ist es notwendig das Niederschlag-Abfluss-Modell für den Hammbach in ein EGLV-eigenes Testsystem von Delft-FEWS zu integrieren und in Echtzeit mit aktuellen Niederschlagsvorhersagen zu betreiben. Der Demonstrator zur Echtzeitvorhersage von Überflutungen soll ebenfalls in das Delft-FEWS-System integriert werden und mit Echtzeit-Betriebsdaten und Niederschlagsvorhersagen verknüpft werden. Abbildung 4 fasst die zugrundeliegende Modellerstellung und Modellanwendung graphisch zusammen.

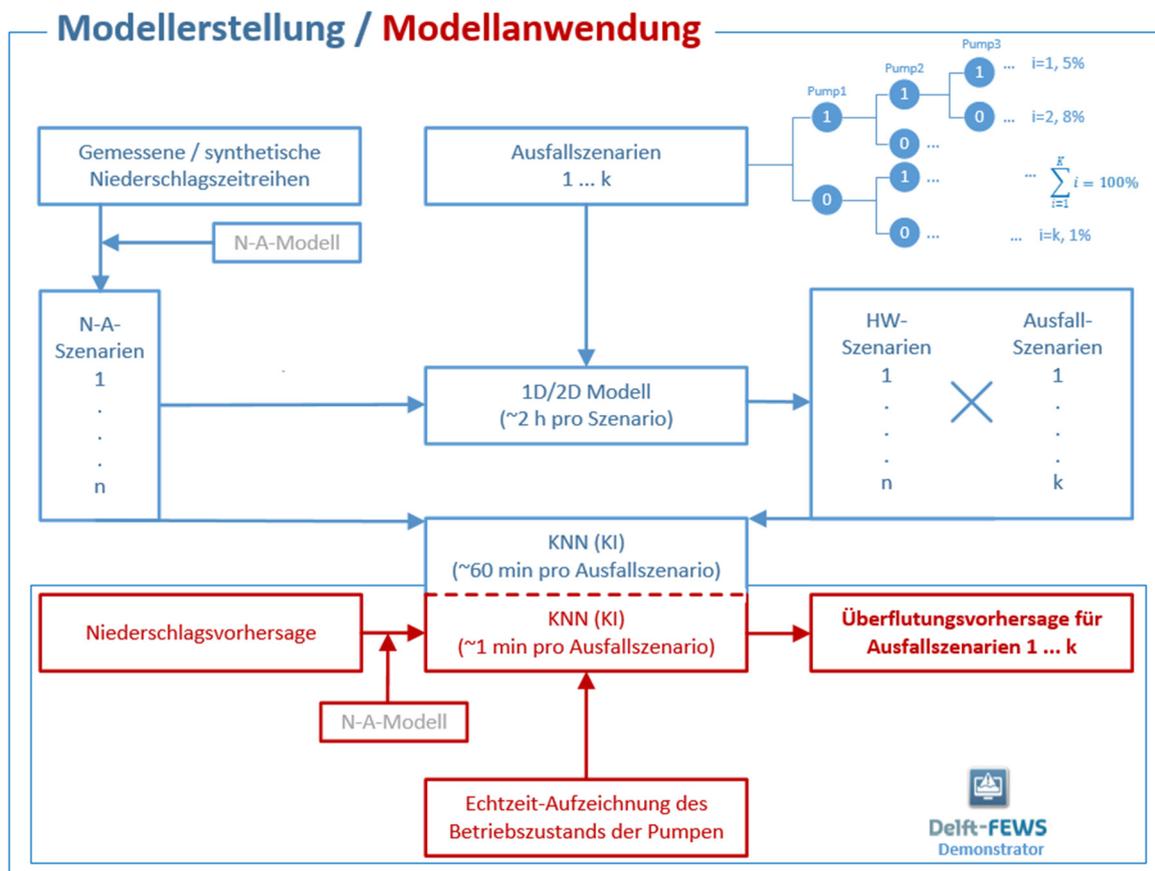


Abb. 4: Graphische Darstellung der Modellerstellung und Modellanwendung.

5. Zusammenfassung und Ausblick

Im Rahmen des BMBF-Projekts PuwaSTAR soll das bei Emschergenossenschaft und Lippeverband (EGLV) bereits vorhandene Hochwasservorhersagesystem erstmalig auf Pumpwerke ausgeweitet werden und dies am Beispiel des Pumpwerks Dorsten-Hammbach im Einzugsgebiet des Lippeverbands demonstriert werden. Neben der hydrologischen Vorhersage sollen zusätzlich Ausfallwahrscheinlichkeiten der Pumpen abgeleitet und resultierende Überflutungsflächen und Überflutungstiefen dargestellt werden. Dabei wird anstatt einer bisher üblichen, zeitaufwendigen hydrodynamischen 2D-Berechnung eine Anwendung auf Basis Künstlicher

Intelligenz (Künstliche Neuronale Netze) erarbeitet. Durch die Umgehung langwieriger hydraulischer Berechnungen mithilfe der KI-Anwendung soll es möglich sein, auch verschiedene Pumpwerksausfallszenarien während des Ereignisses zu berücksichtigen. Diese zeitnahe, auswirkungsorientierte Warnung mit einer Überflutungskarte kann nun die Möglichkeit für eine bisher nicht dagewesene frühzeitige und zielgerichtete Hochwasser-Verteidigung eröffnen. Die Überflutungsvorhersage inkl. des Betriebsstatus der Pumpen des Pumpwerks Dorsten-Hammach sollen in Delft-FEWS als Demonstrator bereitgestellt und verfügbar gemacht werden. Mit der Möglichkeit die Ausbreitung der Überflutung, hinsichtlich ihrer Fläche und Wassertiefe, zeitnah zur Verfügung stellen zu können, würde eine neue Herangehensweise in der Hochwasserbewältigung und auch der Vorsorge realisierbar werden. Dies gilt insbesondere für dicht besiedelte Poldergebiete, die dauerhaft auf eine künstliche Entwässerung angewiesen sind. Folglich ist die Ausarbeitung möglicher Organisationskonzepte bzw. Aspekte einer Vorsorgestrategie mit den beteiligten BOS ein wesentlicher Aspekt des Projektziels und wird gemeinsam mit den assoziierten Partnern des Projekts initiiert.

Die Ergebnisse des Projekts PuwaSTAR sollen als Grundlage für eine Übertragung auf Pumpwerksstandorte im Einzugsgebiet von EGLV dienen sowie einen Transfer der Methodik für weitere Betreiber von Pumpwerken (oder anderen zu steuernden Abflusselementen) ermöglichen.

Literatur

- Apel, Heiko & Vorogushyn, Sergiy & Merz, Bruno. (2022). Brief communication: Impact forecasting could substantially improve the emergency management of deadly floods: case study July 2021 floods in Germany. *Natural Hazards and Earth System Sciences*. 22. 3005-3014. 10.5194/nhess-22-3005-2022.
- Buchholz, O., Johann, G., Piroth, K & Ross, U. (2021): Räumliche und zeitliche Überlagerung von Bemessungsgrößen bei Extremniederschlägen. In: HKC-Werkstattbericht Umgang mit hydrologischen Bemessungsgrößen in Zeiten des Klimawandels. S.44
- Grün E., Johann G. & A. Pfister (2014): Hochwassersicherheit im urbanen Raum. In: Tagungsband Essener Tagung
- Johann, G. & Pfister, A. (2013): Von der Hochwasservorhersage zur Hochwasserbewältigung - Werkzeuge des Hochwassermanagements im Emscher und Lippegebiet. In: Dresdner Wasserbauliche Mitteilungen Heft 48 – „Technischer und organisatorischer Hochwasserschutz“.
- Lin, Q.; Leandro, J.; Wu, W.; Bholá, P.; Disse, M. (2020): Prediction of Maximum Flood Inundation Extents With Resilient Backpropagation Neural Network: Case Study of Kulmbach. *Front. Earth Sci.* 2020, 8, 332.
- Mahesh, R. B., Leandro, J., Lin, Q. (2022), Physics Informed Neural Network for Spatial-Temporal Flood Forecasting. *Climate Change and Water Security*, 77-91
- Merz, B., Kuhlicke, C., Kunz, M., Pittore, M., Babeyko, A., Bresch, D. N., et al. (2020). Impact forecasting to support emergency management of natural hazards. *Reviews of Geophysics*, 58, e2020RG000704. <https://doi.org/10.1029/2020RG000704>

- Schmid, F.; Leandro, J. A (2023a): Feature-Informed Data-Driven Approach for Predicting Maximum Flood Inundation Extends. *Geosciences* 2023, 13, 384. <https://doi.org/10.3390/geosciences13120384>
- Schmid F, Leandro J. (2023b): An ensemble data-driven approach for incorporating uncertainty in the forecasting of stormwater sewer surcharge, *Urban Water Journal*, DOI: <https://10.1080/1573062X.2023.224030>
- Schüttrumpf, H., Birkmann, J.; Brüll, C., Burghardt, L., Johann, G., Klopries, E.-M., Lehmkuhl, F., Schüttrumpf, A., Wolf, S. (2022): Die Flutkatastrophe 2021 im Ahrtal und ihre Folgen für den zukünftigen Hochwasserschutz. In: *Wasser und Brunnen* 14, Seiten/Artikel-Nr.:43-49^

Hydrological approaches to assess flash flood risks in data scarce and climate-change affected regions like Jordan

Clara Hohmann, Christina Maus, Hanna Leberke, Ahmad Awad, Peter Hoffmann,
Dörte Ziegler

Zusammenfassung

In Jordanien führen Starkregenfälle immer wieder zu großen Schäden. Mit dem Klimawandel verschärft sich die Intensität dieser Starkregenereignisse. Die Sturzflutgefahren wurden für ein Einzugsgebiet von Amman, der Hauptstadt Jordaniens, mit einem hydrologischen und einem hydraulischen Modell untersucht. Drei Niederschlags-Szenarien wurden simuliert und mit einem baseline Szenario verglichen: Moderates, intensives und katastrophales Szenario. Dabei wurde eine veränderte Landnutzung durch Urbanisierung berücksichtigt. Sowohl der Klimawandel als auch die Urbanisierung erhöhen die Sturzflutgefahr. Die Veränderung des Niederschlags bewirkt eine bis zu fünffach größere Erhöhung der Sturzflutgefahr als die Landnutzungsänderung. Die größte Herausforderung ist die Datenarmut in Jordanien. Wir konnten zeigen, wie Open Source Daten (z.B. Satellitendaten zu Niederschlag und Landnutzung) und lokales Wissen diese Datenarmut in Teilbereichen ausgleichen.

Summary

Jordan is regularly hit by severe flash floods, and the intensities of heavy rainfall events will increase in the future. Therefore, we studied the flash flood hazard in an urbanized catchment in the capital of Jordan, Amman with a hydrological and a hydraulic model. Four rainfall scenarios were simulated: Baseline, moderate, intense, and catastrophic scenario. For all scenarios, urbanization and land use change were also analyzed (past – 1968, present – 2021, and future – 2050). Urbanization and climate change will further increase flash flood hazards. However, rainfall changes influence flash flood hazards up to five times more than land use changes. The most challenging aspect is the data scarcity in Jordan. We showed in this study how open source datasets (e.g. satellite rainfall and land use data) can be combined with local knowledge to further create usable datasets.

1. Introduction

Jordan is one of the water-scarcest countries worldwide but is simultaneously vulnerable to extreme heavy rainfall events which can lead to severe flash floods (Gharaibeh et al., 2019). In the past the country has already been hit by severe flash flood events which caused infrastructure damages and loss of human lives (Tarawneh et al., 2020). These hydroclimatic hazardous events might change in intensity and/or frequency due to climate change and/or land use land cover (LULC) changes that in turn could aggravate flash flood risks (IPCC, 2021). The BMBF-funded German-Jordanian research project “Capture and reTain heavy rainfall in Jordan” (CapTain Rain, www.captain-rain.de) studies flash flood risks and vulnerability with a transdisciplinary approach, interacting with local stakeholders.

In this study, we want to focus on heavy rainfall events and flash flood risks under climate change and urbanization. As flash flood hazard we understand the peak flow, water levels and inundation areas. For Germany guidelines on how to deal with flash flood risk already exist (e.g. DWA-M 119 (2016)), which is not the case in Jordan and the Middle East and North Africa (MENA) region in general. Jordan’s population is still growing thus the city will further expand. The city administration needs to provide solutions for flash flood risk reduction. Therefore, we want to highlight the necessary methodological approaches to assess flash flood risk in data and water scarce regions like Jordan and compare them to the German approach. The data

scarcity and the different hydrological processes in (semi-)arid regions require different approaches than the methods based on quality-controlled datasets from humid regions. On the one hand, we highlight which open source datasets are available worldwide, and what the added value of local datasets is. On the other hand, we want to identify to what extent the different drivers i.e. climate change and urbanization, lead to a change in flash flood hazard.

2. Data and method

2.1 Study area

Our study region is Amman, the capital of Jordan. The city is located in the northwestern part of the country (Figure 1). The region belongs to the Mediterranean climatic zone. The mean temperature is 19.3°C ranging from a mean minimum of 11.4°C in winter and up to a mean maximum of 26.2°C in summer. The average annual precipitation is around 328 mm with a rainy season from October to April (based on the time period of 1981 to 2010, ClimateImpactsOnline for Jordan, 2023). The region of Amman is classified as a semi-arid area.

The studied area, a central catchment within Amman, is highly urbanized with over 75 % built-up areas. The catchment has an area of around 150 km² and ends downstream of the district “Downtown”. The height varies from 700 m to 1100 m with very steep slopes. There are several major wadis in the city of Amman e.g. Wadi Al-Seer or Wadi Abdoun. They all join before Downtown Amman and jointly become the river Zarqa. The main wadi in the city center is piped in huge underground culverts, to reduce the inundations caused by winter season flash floods in Downtown (Gharaibeh et al., 2019). Amman was hit several times by flash floods in the past (e.g. 2015 and 2019). Within the catchment the Downtown area including the UNESCO world heritage site of the Roman theater is our focus area, since in 2019 this area was heavily flooded (Gharaibeh et al., 2019).

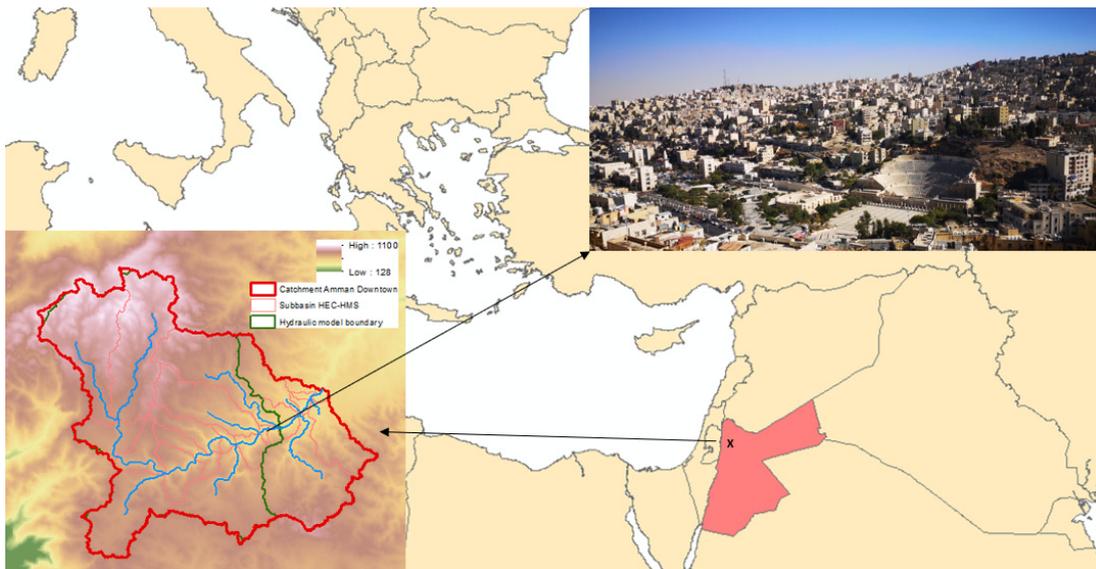


Fig. 1: The study area Amman, the capital of Jordan, a highly urbanized catchment in the MENA region. On the top right a picture of Downtown Amman, with its Roman theater, the focus area of our catchment. On the bottom left the map of the studied catchment with its model sub-catchments in red and the model boundary of the hydraulic model in green.

2.2 Data

Considering the scarcity and retrievability barriers of data in Jordan, our research started with open source datasets, which were updated with higher resolution datasets of local partners (Table 1). The higher resolution 1 m grid size digital elevation model (DEM) instead of 30 m grid size (open source) gives a much better picture of the steep terrain of Amman. For the heavy precipitation events the 5 min time resolution provides a good temporal resolution for the heavy precipitation event of February 2019. For the long-term analysis, the reanalysis and satellite datasets are very valuable (see chapter 2.4). The LULC maps were derived from satellite images (see chapter 2.5). After considering different soil information, we used the open source dataset HYSOGs250m. The open source infrastructure datasets of streets and building polygons from OpenStreetMap (OSM) were updated with information from the local authority (Greater Amman Municipality, GAM). Measured runoff datasets are missing as well as the sewer and culvert dimensions of the stormwater system. Pictures, newspaper articles and videos by the local community were studied to find out the water levels of past heavy rainfall events.

Tab. 1: Overview of used datasets in the study area of Amman, with comparison of freely available open source data to additionally retrieved datasets of the local partners.

Data	Open source	Additionally retrieved
DEM	30 m (SRTM)	1 m (Royal Jordanian Geographic Center)
Rainfall	Reanalysis data e.g. ERA5; Satellite data e.g. GSMaP; Regional climate model ensembles until 2100 CMIP5 CORDEX-EUR44	5 min time series for five stations in/close to our study region for the event in February 2019 (Jordan Meteorological Department, UN-Habitat, 2020)
LULC maps	1968: CORONA 2021: Sentinel-2 2050: Statistical model	2050: expert interviews and mapping
Soil information	HYSOGs250m	
Street & building polygons	Shapefiles from OSM	Shapefiles from GAM

2.3 Hydrological and hydraulic modelling

To understand the past and potential future scenarios including climate and LULC changes, we employed the hydrological model HEC-HMS and the 2D hydraulic model HYSTEM EXTRAN(HE)2D/FOG2D. Even without runoff data for calibration, a hydroclimatic overview about the effects of feasible changes (e.g. climate and LULC) is possible with the usage of different models and flood marks for validation (Foody et al., 2004). The effects of changes in rainfall pattern and LULC can thus be compared (Hamdy et al., 2023).

Hydrological model – HEC-HMS

After a comprehensive model selection process, we used the HEC-HMS model software package version 4.11 for the hydrological simulations. The reasons are:

- The model allows for short-term event modelling of minutes to hours

- The model can implement natural and urbanized areas, changes in LULC, as well as changes in rainfall due to climate change (e.g. Schoener, 2022; Zhang et al., 2019)
- Access is free: Open source model, with user manual (HEC-HMS, 2023)
- The model is often used in semi-arid regions with scarce data (e.g. Schoener, 2022; UN-Habitat, 2020; El Alfy, 2016).

For the model setup the sub-catchments and information such as slope and river lengths were derived directly in the software based on a DEM with a 1 m grid resolution (Table 1). The model was set up using the curve number (CN) approach to calculate infiltration losses. The mean CN values were derived from the different LULC datasets (chapter 2.5) in combination with the information about the hydrologic soil group (HYSOGs250m). The SCS Unit hydrograph is used as the transform method. The lag time calculation includes CN number, river flow length, and slope (USDA, 2010). As routing method, the Muskingum-Cunge approach is used with the assumption of rectangular shape and Manning's value n of $0.04 \text{ s/m}^{1/3}$ for all river reaches (Barnes, 1967). As rainfall input the scenarios described in Table 2 are used.

Hydraulic model – HE2D/FOG2D

The hydraulic model and the simulations were realized with the software package "Urban Flash Floods" (HE2D/FOG2D) from itwh GmbH in version 8.6.2. HE2D uses the complete system of equations of the two-dimensional shallow water equations to calculate the surface flooding processes. The flow equations are solved in space with cell-centered finite volumes and in time with the explicit Euler approach.

HE2D performs discharge calculations on an irregular triangular grid. This is generated on the basis of the DEM (1 m grid) and the buildings using the FOG2D model generator. To ensure that the simulation of the model runs is as efficiently as possible, the size of the triangles is defined differently depending on the location. Each triangular element has a constant height value (Z -value), which is determined using a smoothing process. The building polygons are considered as non-flow gaps in the 2D calculation grid. For the rainfall-runoff calculations, a distinction is made between paved and unpaved areas. For infiltration on unpaved surfaces, infiltration losses are considered with the Horton approach. HE2D uses the Manning-Strickler roughness approach. The roughness coefficients (kSt) are determined on the basis of the LULC.

The catchment area determined in a topographical analysis is used as the model boundary. As the hydraulic model has much longer computing times, here a smaller area of around 120 km^2 is simulated. The triangular grid consists of over 4.5 million triangles in this area, whereby the average triangle size is approx. 20 m^2 . The rainfall input of the scenarios described in Table 2 are used.

2.4 Rainfall scenarios

Local extreme rainfall events are often associated with characteristic large-scale circulation patterns. Retrospective analyses of historical events in Jordan and Amman using ERA5 re-analysis data (Hersbach et al., 2020) have shown a causal linkage to so-called trough-like circulation patterns over the eastern Mediterranean. Such critical patterns often favor the genesis

of local instabilities leading to a cyclonic moisture transport and thus increase the potential of heavy rainfall in the Middle East region preferable in the winter half-year. This also included the reported extreme rainfall event of February 2019, which caused flash floods in Downtown (Gharaibeh et al., 2019).

However, climate model analyses of future (long-term) development of the frequency of similar weather conditions revealed decreasing trends and slight shifts in the season. This would mean a lower heavy rainfall risk due to a declining trend of days with heavy rainfall (> 98th of wet days) as reported in a climate risk profile report for Jordan (WeatheringRisk, 2022). Zittis et al. (2022) give a more comprehensive assessment of climate change and extremes in the Eastern Mediterranean region. They warn about weather extremes (e.g. torrential rain events) with high impacts on the society. In order to further refine this statement, additionally available high-resolution regional climate model simulations for the Euro-Cordex-0.11 domain (Copernicus, 2019) with a sub-daily resolution of 3 hours were evaluated for Jordan and nearest grid cells for Amman. Different annual maximums for event lengths of 3 h, 6 h to 24 h were considered. For the RCP8.5 emission scenario, return periods of historical (1981-2010) and future (2070-2099) rainfall events were compared from the total number of 10 x 30 model years (Figure 2).

The results show opposite tendencies for short-term (< 6 h) and long-term (> 6 h) events. The 3 h rainfall of a 100-yr return period for the future will be about 13 % higher than in the historical period (Figure 2, left). Continuously rising sea surface temperatures in the Mediterranean Sea increase the potential of the air to contain more water, which can lead to intensification of rain events in critical weather conditions. For long-term events (> 6 h) the rainfall level for the historical period is higher than for the future (Figure 2, right). Then, changes in atmosphere dynamics play a more important role.

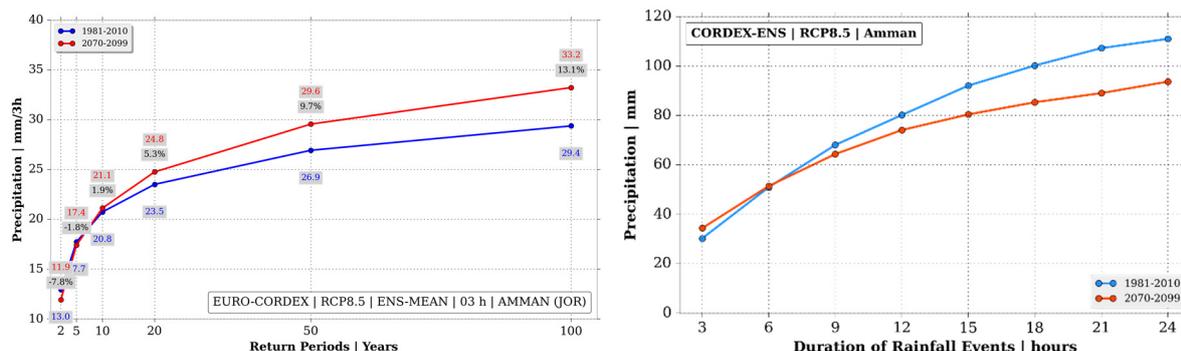


Fig 2. Comparison of historical (blue) and projected (red) return levels derived from annual maximum of 3 h precipitation over Amman using ten Euro-Cordex simulations for the RCP8.5 scenario (left). Comparison of the 100-yr dependent on the event length (right).

For our rainfall scenario analysis, we selected the most intense 5.5 hours of the February 2019 event as the “Baseline”, since such an event happens about annually in Amman. Derived from the climate change analysis we included a potential increase of 20 % in rainfall intensity (“Moderate scenario”). We then chose the observed highest rainfall at one station (Amman Civil Airport) of the complete February 2019 event (27 h) and applied it uniformly to the whole area

as “Intense scenario”. Considering the extreme flood events in the Mediterranean during September 2023 we amplified the Intense scenario to 300 mm, almost the mean annual rainfall sum, to get the “Catastrophic scenario”. Table 2 gives an overview of rainfall scenarios used in the study.

Tab. 2: Overview of rainfall scenarios used in the study.

Scenario	Description	Rainfall amount
Baseline	Most intense period of the event in Feb. 2019	19 – 64 mm in 5.5 h
Moderate	Baseline + 20 % climate change effect	23 – 77 mm in 5.5 h
Intense	Amman Airport station of the event in Feb. 2019	136 mm in 27 h
Catastrophic	~ Annual rainfall amount in one event	300 mm in 27 h

2.5 Land use land cover change

The LULC maps were derived from satellite images. Past and present LULC conditions were generated using remote sensing imageries from CORONA (1968), and Sentinel-2 (2021), with a spatial grid resolution of 10 m. Beside the past, spatio-temporal drivers of LULC change were used to predict future LULC conditions using a MLP-Markov Chain model and expert knowledge. The spatial resolution of the 2050 LULC is 100 m. Detailed description is given in Awad et al. (2024).

Figure 3 shows the LULC datasets from the past (1968), present (2021) and future (2050). The LULC analysis of the past and present demonstrated that built-up surfaces increased 10-fold from 1968 to 2021. Such drastic urbanization is also seen in other MENA cities (e.g. Hamdy et al., 2023). Simulated built-up areas in 2050 are expected to increase by around 70 % mainly at the expense of rangelands.

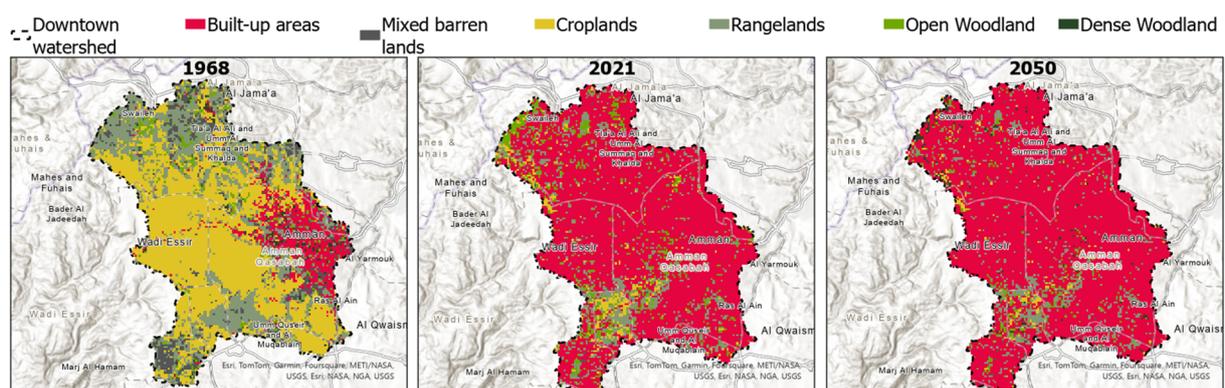


Fig 3. Land use and land cover datasets for our catchment area in Amman from the past – 1968, present – 2021 and future – 2050 periods based on satellite images and predicted LULC changes.

3. Results

3.1 Hydraulic assessment of rainfall scenarios

With the hydraulic model the water levels and inundation areas of our catchment area in Amman were simulated with the different rainfall scenarios and based on the 2021 LULC map. In Figure 4a) the inundation areas of the baseline are displayed in detail for our focus area in Downtown Amman. In Figure 4b)-d) the differences of the inundation areas to this baseline scenario are shown for the same detailed display in purple. The modeled inundation area of the baseline scenario comprises the area of the Roman theater and the surrounding streets. The moderate scenario, with 20 % more rainfall input, increase the modelled water levels in large areas by 10 to 50 cm. The intense scenario further increases inundation areas, and the water level rises 50 cm up to more than 1 m compared to the baseline. The catastrophic scenario shows very high water levels (plus 1 m and more) and a further extent of the flooded areas.

3.2 Hydrological assessment of rainfall scenarios and land use land cover changes

With the hydrological model we simulated the four different rainfall scenarios (Table 2) respectively with three different LULC datasets (Figure 3). Figure 5 shows the results of the simulation runs with the percentage change of peak runoff at the catchment outlet always in comparison to the run with climate baseline scenario and present LULC as input.

Focusing on the LULC changes while keeping the rainfall baseline scenario (first group of columns in Figure 5), it becomes clear, that the LULC changes from 1968 to 2021 (~ 40 % change in peak flow) have a bigger effect on the peak flow compared to the projected future urbanization change until 2050 (~20 % change). The LULC of 2021 shows that already 75 % are built-up areas (Figure 3), so there is limited space for further urban development. The influence of LULC changes on runoff are not as large, since most areas in the catchment are classified as soil type D (high runoff potential) and only some parts as soil type C (moderately high runoff potential), based on our global soil data information (HYSOGs250m).

The moderate scenario with 20 % more rainfall as the baseline led to 30 % higher runoff peaks. Already in the baseline scenario the infiltration capacity of the model setup was reached so that more rainfall input almost completely becomes surface runoff. The moderate scenario combined with the future LULC change increased the peak runoff to more than 50 % at the catchment outlet. The intense scenario shows that, the peak runoff may increase even further: The intense rainfall event of 136 mm in 27 h increased the peak flow by more than 150 % which is around 400 m³/s more runoff at the outlet of our catchment. The catastrophic rainfall scenario, leads to devastating peak runoffs with over 400 % increase compared to the baseline. Overall rainfall changes influence flash flood hazards up to five times more than land use changes.

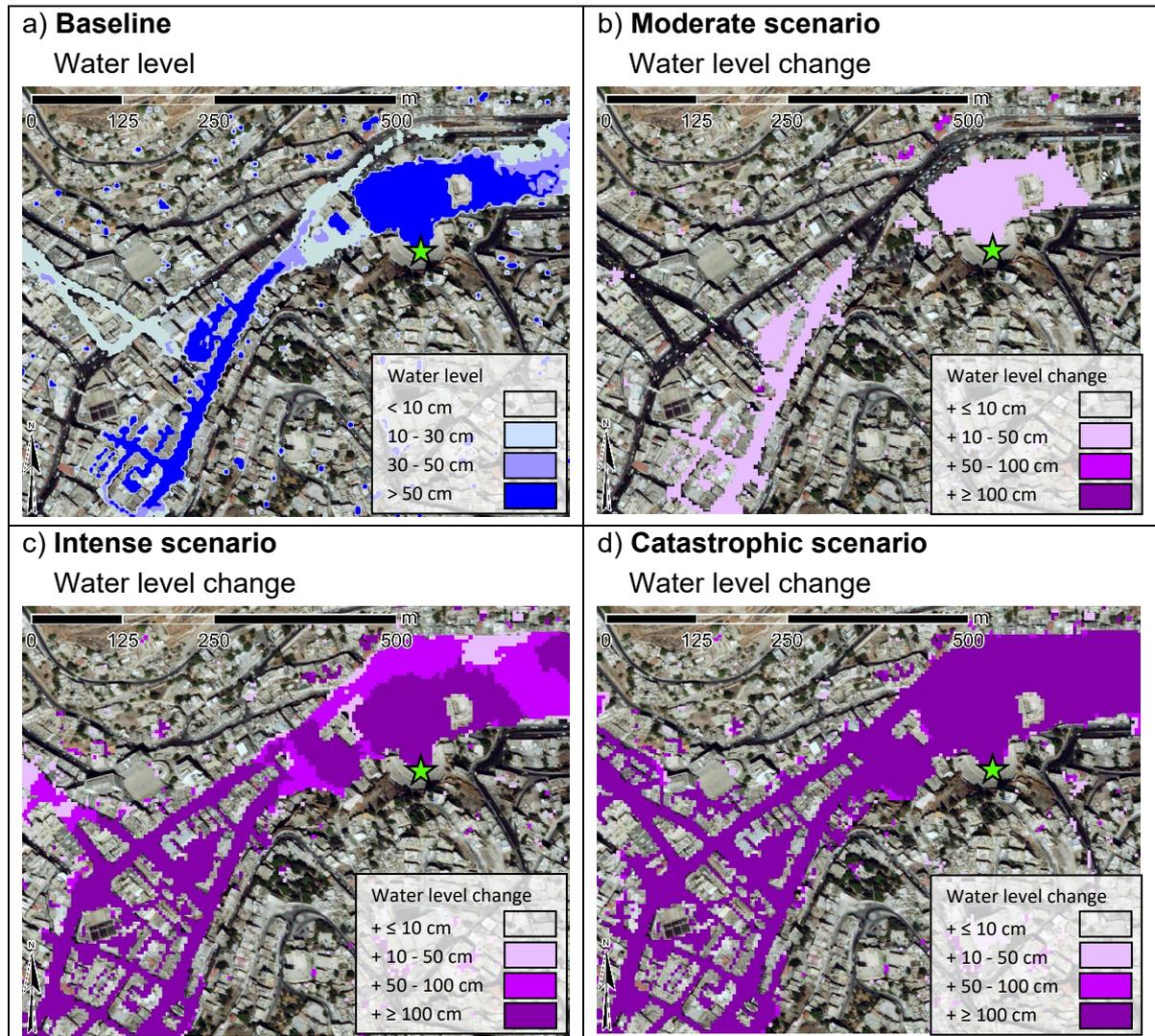


Fig. 4: Maps of the focus area Downtown Amman with a) inundation map of the baseline simulation, water levels in blue, and the differences maps to the baseline in purple of b) moderate scenario (20 % more rainfall than baseline), c) intense scenario (maximum station for the whole catchment, 136 mm in 27 h), d) catastrophic scenario (300 mm in 27 h), the UNESCO world heritage site, Roman theater is marked as a green star.

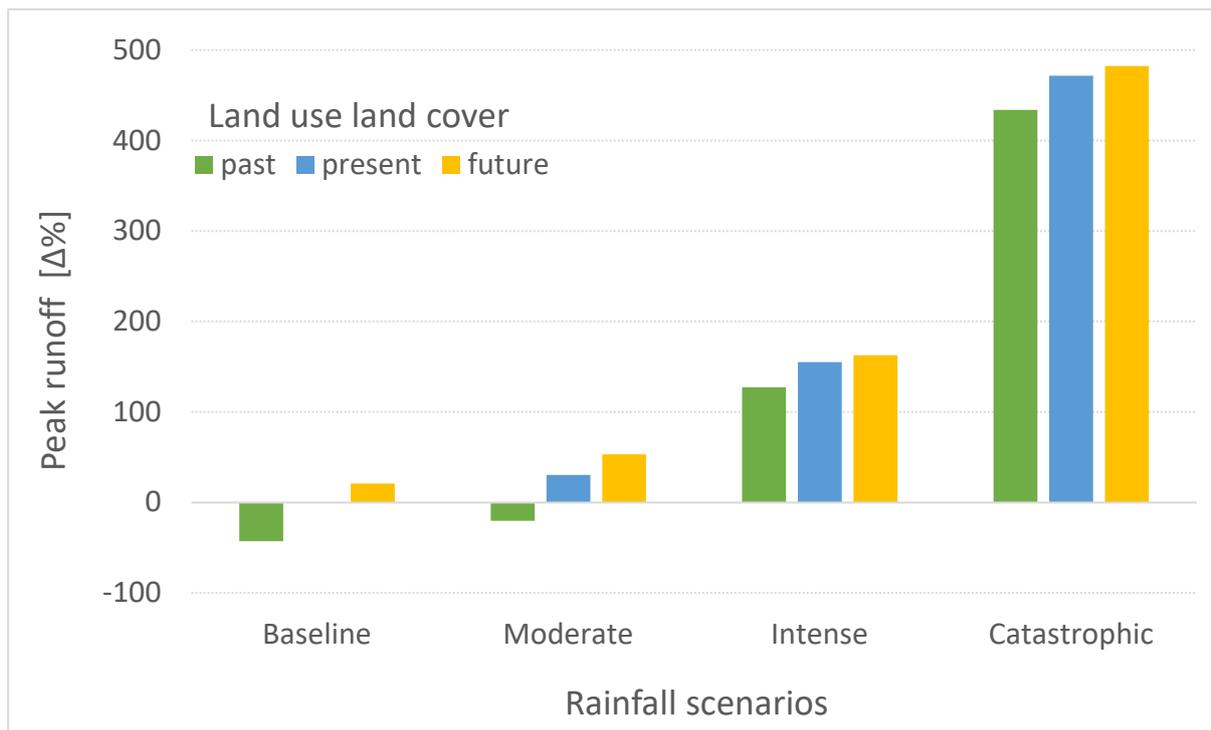


Fig. 5: With the hydrological model HEC-HMS simulated rainfall scenarios (baseline, moderate, intense, and catastrophic, Table 2) and respectively with the LULC datasets of the past – 1968, present – 2021 and future – 2050 (Figure 3), calculated differences to baseline scenario (5.5 h rainfall event and present LULC) in percent change of peak flow at the catchment outlet.

4. Discussion and conclusion

We studied the flash flood risk in an urbanized catchment in the capital of Jordan, Amman simulating climate change and urbanization effects with a hydrological and a hydraulic model. Four rainfall scenarios in combination with past, present and future LULC datasets were studied.

As shown from our results, the increase in more extreme rainfall events in the future in combination with more urbanized areas drastically increase the flooded areas and water levels caused by extreme flash floods. Natural rainfall variability and climate change effects overlap and cannot be clearly separated. One of the major reasons is the past rainfall data scarcity. The rainfall scenarios were selected to represent the possible future under climate change and include the uncertainties of the rainfall datasets. The catastrophic event was included to identify precautionary measures. Our model results help to locate flooding hotspots and will be used to analyze which measures decrease the flash flood hazard.

The data scarcity in Jordan is one of the most challenging aspects when assessing flash flood risks, but we could show how the open source datasets can be combined with locally retrieved data to further create usable datasets, e.g. for precipitation, infrastructure, geoinformation, or LULC. Hamdy et al. (2023) already mentioned that open source data can produce highly realistic main results, but more precise datasets with a higher spatial and temporal resolution would produce more trustful results for more accurate simulation and flash flood risk analysis.

The lack of data is visible in various levels, e.g. we only have 5-minute rainfall data for the February 2019 event, but no runoff information. Other station data are only available on an hourly to daily basis. Because of the limited data availability, we could not properly quality control the time series. Nevertheless, with the available ground-based station data in combination with reanalysis and satellite datasets we get an idea about the local extreme rainfall patterns of past and possible future events in this area.

Another aspect is the scarce soil information in Amman. Therefore, we based our CN calculations for the hydrological modelling on the global soil dataset (HYSOGs250m), which give low permeabilities for the area. The rough classification of soils in combination with the LULC transformation to CN values results in large insecurities. Since CN values become quite high because of low infiltration, the influence of LULC change on runoff is not very large. In unsealed areas, the soil might have a varying infiltration capacity to what the global dataset suggests.

Regarding the hydraulic model the culverts were not included, since insufficient information about the locations and dimensions are available for Amman. From the local experts we know that the existing culverts are able to retain large volumes of regular, annual rainfall events. Therefore, the baseline rainfall scenario might not cause flooding in the city, since the water should be drained off by the underground network. The differences maps take out this flooded volume of the baseline rainfall (Figure 4b-d)), but still indicate immense flooded areas. The German guideline DWA-M 119 (2016) indicates that the sewer system has a smaller effect and can be considered in a simplified way for extreme events (return periods ≥ 50 years). Our scenarios intense and catastrophic can be classified as such extreme events.

As next steps in the project we will also include possible adaptation measures to reduce the flash flood risk and increase the water use of such events, here the hydrological and hydraulic models will support decision-makers in selecting the most effective measures. Also, a more detailed flash flood risk assessment including a damage potential and vulnerability analysis will be performed. These steps will further strengthen the knowledge of the local stakeholders for future decisions and to develop measures to reduce flash flood risks in Amman.

Acknowledgement

The project “CapTain Rain – Capture and Retain Heavy Rainfalls in Jordan” is funded by the German Federal Ministry of Education and Research (BMBF) as part of the funding measure “CLIENT II – International Partnerships for Sustainable Innovation” in the context of the framework program “Research for Sustainable Development” (FONA).

Literature

- Awad, A., Hohmann, C., Maus, C., Hamour, W., Naimat, M., Brinkmann, K. (2024). Urbanization's impact on flash floods risks from past to future: MENA city's dynamic land cover analysis. in preparation.
- Barnes Jr., H. H. (1967). Roughness Characteristics of Natural Channels. U.S. Geological Survey, Denver, Colorado, USA.

- ClimateImpactsOnline for Jordan (2023), https://kfo.pik-potsdam.de//jor/index_en.html?language_id=en (accessed February 20, 2024).
- Copernicus (2019): Climate Change Service, Climate Data Store - CORDEX regional climate model data on single levels. Copernicus Climate Change Service (C3S) Climate Data Store (CDS). DOI:10.24381/cds.bc91edc3 (accessed February 20, 2024).
- DWA (2016): German Guideline, DWA-Merkblatt 119. Risikomanagement in der kommunalen Überflutungsvorsorge für Entwässerungs-systeme bei Starkregen. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, ISBN: 978-3-88721-393-0.
- El Alfy, M. (2016): Assessing the impact of arid area urbanization on flash floods using GIS, remote sensing, and HEC-HMS rainfall–runoff modeling. *Hydrology Research* 47 (6), P. 1142–1160. DOI: 10.2166/nh.2016.133.
- Footy, G. M.; Ghoneim, E. M.; Arnell, N.W. (2004): Predicting locations sensitive to flash flooding in an arid environment. *Journal of Hydrology*, 292, DOI:10.1016/j.jhydrol.2003.12.045.
- Gharaibeh, A. A.; Al.Zu'bi, E. M.; Abuhassan, L. B. (2019): Amman (City of Waters); Policy, land use, and character changes. *Land*, 8, DOI:10.3390/land8120195.
- Hamdy, O; Abdelhafez, M. H. H.; Touahmia, M.; Alshenaifi, M.; Noaime, E.; Elkhayat, K., Alghaseb, M., Ragab, A. (2023): Simulation of Urban Areas Exposed to Hazardous Flash Flooding Scenarios in Hail City. *Land* 12 (2), P. 353. DOI: 10.3390/land12020353.
- HE2D/FOG2D: Hydraulic Model by itwh, <https://itwh.de/en/software/desktop-software/urban-flash-floods/>, Version 8.6.2.
- HEC-HMS (2023): Hydrological model of the Hydrologic Engineering Center within the U.S. Army Corps of Engineers, User manual, <https://www.hec.usace.army.mil/confluence/hmsdocs/hmsum/latest>, Model version 4.11.
- Hersbach H., Bell B., Berrisford P., et al. (2020): The ERA5 global reanalysis. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 146, DOI: 10.1002/qj.3803.
- IPCC (2021): Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. (Hg.): Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, et al. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, In press, DOI:10.1017/9781009157896.
- Schoener, G. (2022): Impact of urbanization and stormwater infrastructure on ephemeral channel transmission loss in a semiarid watershed. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 41, DOI: 10.1016/j.ejrh.2022.101089.
- Tarawneh, Z.; Hadadin, N.; Tarawneh E. (2020): Extreme floods in central Jordan: Frequency analysis, *Italian Journal of Engineering Geology and Environmen*,1, DOI:10.4408/IJEGE.2020-01.O-02.
- UN-Habitat (2020): Developing a Preliminary Design for Flood Mitigation and Performing a Flood Risk Assessment and Flood Hazard Mapping for Downtown Amman, J20112-0100D-RPT-PM-03 REV 0.
- USDA (2010): Hydrology National Engineering Handbook Part 630. U.S. Department of Agriculture, 210–VI–NEH, May 2010.

- WeatheringRisk (2022): Climate Risk Profile for Jordan https://www.weatherin-risk.org/sites/default/files/document/Climate_Risk_Profile_Jordan.pdf.
- Zhang, Y.; Wang, Y.; Chen, Y.; Liang, F.; Liu, H. (2019): Assessment of future flash flood inundations in coastal regions under climate change scenarios-A case study of Hadahe River basin in northeastern China. *The Science of the total environment*, 693, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.07.356.
- Zittis, G., Almazroui, M., Alpert, P., Ciais, P., Cramer, W., Dahdal, Y., et al. (2022): Climate change and weather extremes in the Eastern Mediterranean and Middle East. *Reviews of Geophysics*, 60, DOI:10.1029/2021RG000762.

Elektrische Leitfähigkeit in Elbe und Oberrhein: Trend, Einflussfaktoren und Klassifizierung

Gerd Hübner, Daniel Schwandt

Zusammenfassung

Da die elektrische Leitfähigkeit (LF) in Flüssen geogen unterschiedlich ist, kann eine flussgebietsweite einheitliche Klassifizierung von Messwerten nur anhand relativer Klassengrenzen erfolgen. Um eine solche Klassifizierung für die Informationsplattform Undine zu erarbeiten, wurden die LF-Messwerte der Elbe an sechs und am Oberrhein an zwei Messstationen im Zeitraum 2000 bis 2022 statistisch analysiert. Die LF korrelierte in allen Fällen signifikant mit dem Durchfluss. Da sich im Fall der Elbe weder bei der LF noch beim Durchfluss ein signifikanter Trend zeigte, wurde die Klassifikation dort auf Basis aller LF-Werte im Untersuchungszeitraum vorgenommen. Über das messstationsspezifische 10-, 30-, 70- und 90-Perzentil wurden fünf Klassen eingeteilt, nach denen die fortlaufenden Messwerte an der jeweiligen Station eingeordnet werden. Da der Rhein bei Karlsruhe einen signifikant fallenden LF-Trend zeigte, ist für die Klassifizierung im Rheingebiet ein anderer Bezugszeitraum zu suchen.

1. Einleitung

Die Informationsplattform Undine (<https://undine.bafg.de>), die im Auftrag des Bundesumweltministeriums von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) betrieben wird, gibt für die großen Flüsse in Deutschland einen flussgebietsweiten Überblick über aktuelle Messwerte der Basiskenngrößen Wassertemperatur und Sauerstoffgehalt. Es handelt sich um Ergebnisse automatisierter kontinuierlicher Sondenmessungen an Messstationen, die von den Bundesländern oder im Einzelfall von der BfG betrieben werden. Perspektivisch sollen auch die Kenngrößen pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit (LF) in aktueller Überblicksdarstellung auf der Informationsplattform Undine präsentiert werden.

Die LF gibt den reziproken Wert des spezifischen elektrischen Widerstandes an und ist ein Maß für die Gesamtheit aller im Wasser gelösten Anionen und Kationen. Damit stellt die LF eine sehr bedeutende Kenngröße der Wasseruntersuchung dar.

Anders als bei der Wassertemperatur, dem Sauerstoffgehalt und dem pH-Wert ist eine einheitliche Klassifizierung der Messwerte der LF schon aufgrund abweichender geogener Einflüsse im Einzugsgebiet nicht sinnvoll. Welches Messwertniveau sich als hoch- oder niedrig darstellt, hängt von der Lage der Messstelle ab (oberhalb oder unterhalb für die LF maßgeblicher Oberflächen- und Grundwasserzuflüsse sowie anthropogener Einleitungen).

Detaillierte Angaben zur geogenen LF-Hintergrundbelastung an den Messstationen wären sehr hilfreich, liegen jedoch nicht vor. Die für die Fließgewässertypen in Deutschland gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie nach Pottgießer (2018) ausgewiesenen LF-Spannweiten werden dort als „Leitwerte“ für den charakteristischen typspezifischen Wertebereich bezeichnet. Da sie sich auf unterschiedliche Flüsse und oft auf sehr lange Flussabschnitte beziehen, sind die genannten Spannweiten der LF dementsprechend weit gefasst. Zum Beispiel wird für Typ 10, dem die Elbe von der deutsch-tschechischen Grenze etwa bis Riesa zugeordnet ist (Umweltbüro Essen 2016), die Spannweite 350 bis 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ angegeben und für den anschließenden bis zum Tidebereich reichenden Typ 20 die Spannweite 500 bis 900 $\mu\text{S}/\text{cm}$. In der Oberflächengewässerverordnung (vom 20.6.2016, letzte Änderung 9.12.2020) wird die LF nur ein

einziges Mal erwähnt, und auch nur als eine mögliche Kenngröße für die Qualitätskomponente Salzgehalt.

Ziel unserer Untersuchungen ist die exemplarische Entwicklung einer mehrstufigen, nach einheitlichem Schema abgeleiteten Klassifizierung der LF in großen Flüssen Deutschlands, um aktuelle Messwerte plausibel und anschaulich einordnen zu können. In diesem Zusammenhang erfolgen Analysen des LF-Trends an repräsentativen Messstationen und die Untersuchung wesentlicher Einflussfaktoren.

2. Methoden

Aufgrund der Temperaturabhängigkeit der LF werden die Messwerte standardmäßig auf eine Wassertemperatur von 25 °C bezogen. Dies gilt auch für alle in diesem Beitrag verwendeten Messergebnisse. Die Untersuchungen beziehen sich auf Tagesmittelwerte der LF von ausgewählten Messstationen an Elbe und Rhein vom Jahr 2000 bis 2022. Dieser Zeitraum wurde gewählt, da die Einleitungen stark salzhaltiger Abwässer in den 1990er Jahren durch Stilllegung von Werken der Kaliindustrie im Einzugsgebiet der Saale bzw. im Elsass deutlich vermindert wurden und fortan ein geringeres und weniger schwankendes LF-Niveau zu erwarten war. Aufgrund teilweise noch nicht vorliegender bzw. noch zu überarbeitender LF-Datenreihen des Rheingebiets beschränken sich die Auswertungen dort auf die oberrheinischen Messstationen Weil und Karlsruhe. Alle einbezogenen Messstationen und Angaben zu den verwendeten LF-Datensätzen sind in den Tabellen 1 und 2 aufgeführt. Die verwendeten Tagesmittelwerte des Durchflusses (Q) an den Bezugspegeln der Messstationen (Tab. 2) wurden von der Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes bzw. vom Bundesamt für Umwelt (Schweiz: Pegel Basel-Rheinhalle) erhoben und von der BfG bereitgestellt.

Tab. 1: Ausgewählte Messstationen an Elbe und Oberrhein sowie Bezugsquelle und Stand der Daten zur elektrischen Leitfähigkeit im Zeitraum 2000 bis 2022.

Fluss	Messstation	Betreiber	Messung	Datenquelle	Datenstand
Elbe	Schmilka				26.10.2023
	Zehren	LfULG	BfUL	Datenportal FGG Elbe	27.10.2023
	Dommitzsch				27.10.2023
	Wittenberg	BfG	BfG	BfG, Referat G4	06.11.2023
	Cumlosen	NLWKN	NLWKN	Datenportal FGG Elbe*	27.10.2023
	Schnackenburg				27.10.2023
Rhein	Weil am Rhein	BAFU / LUBW	AUE	Datenportal Basel-Stadt	30.10.2023
	Karlsruhe	LUBW	LUBW	Datenportal UDO	27.10.2023

* Jahr 2022 für Schnackenburg ergänzt nach Daten des NLWKN, Stand 3.11.2023

Die statistische Auswertung erfolgte grafisch mit der Software gnuplot (Version 5.4.2) sowie rechnerisch mithilfe der Software R (4.3.1; 2023.06.16) / RStudio (2023.09.0) unter Einsatz des Statistik-Pakets „trend“ (Pohlert, 2023). Da die LF-Tagesmittelwerte an einigen Messstationen und die Durchfluss-Tagesmittelwerte an allen Pegeln augenscheinlich keine Normalverteilung zeigten, wurden folgende statistische Verfahren ausgewählt, die auch bzw. insbesondere für nicht normalverteilte Daten geeignet sind: Trendanalyse nach Mann-Kendall und

Sen's slope sowie Korrelationskoeffizient nach Spearman und Kendall's Tau. Der Trendanalyse liegt die Aufteilung der Datensätze in Kalenderjahre zugrunde. Für Jahre, die weniger als 275 LF-Tagesmittelwerte aufweisen (vgl. Tab. 2), wurde kein LF-Median und kein Boxplot berechnet. Da die angewandten statistischen Trendtests vollständige Datenreihen voraussetzen, wurde der Jahresmedian in diesen Fällen aus den Medianen der Nachbarjahre linear interpoliert.

Tab. 2: Angaben zu den Datensätzen (Tagesmittelwerte: TMW) der elektrischen Leitfähigkeit (LF) und des Durchflusses (Q) im Zeitraum 2000 bis 2022.

Fluss	Messstation	Beginn LF	Jahre LF < 275 TMW	Q-Pegel	Q-Datenstand	
	Schmilka	01.01.2000	2002, 2005-2009	Schöna		
	Zehren	01.05.2001	2001, 2002, 2006, 2011, 2013, 2020	Dresden		
	Elbe	Dommitzsch	01.01.2000	2003, 2018, 2019	Torgau	03.11.2023
	Wittenberg	03.01.2015	2017, 2022	Wittenberg		
	Cumlosen	01.01.2000	2009	Wittenberge		
	Schnackenburg	01.01.2000	2009, 2013	Wittenberge		
	Rhein	Weil am Rhein*	01.01.2002	Basel-Rheinhalle	10.07.2023	
	Karlsruhe	01.01.2000	Maxau			

* TMW der LF aus Stundenwerten berechnet, sofern > 12 Stundenwerte / Tag vorhanden.

3. Ergebnisse

3.1 Trendprüfung der LF

Die Ergebnisse der LF-Trendprüfung nach Mann-Kendall und der Berechnung der Trendgeraden nach Sen's slope sind in Tabelle 3 enthalten. Für die Messstellen, für die der Trend über den gesamten Zeitraum 2000 bis 2022 analysiert werden konnte, sind die Jahresmediane und die Trendgerade in Abbildung 1 dargestellt.

Tab. 3: Trendanalysenergebnisse der Jahresmediane der elektrischen Leitfähigkeit nach Mann-Kendall und Sen's slope.

Fluss	Messstation	Zeitraum	z(S)*	Trend	p-Wert**	Signifikanz	Trendgerade
Elbe	Schmilka	2000-2022	-1,88	fallend	0,06	nein	$Y = -1,727x + 465$
	Zehren	2003-2022	1,23	steigend	0,22	nein	$Y = 1,500x + 434$
	Dommitzsch	2000-2022	-0,08	fallend	0,94	nein	$Y = -0,118x + 454$
	Wittenberg	2015-2022	-1,86	fallend	0,06	nein	$Y = -5,857x + 514$
	Cumlosen	2000-2022	1,56	steigend	0,12	nein	$Y = 5,714x + 852$
	Schnackenburg	2000-2022	1,32	steigend	0,19	nein	$Y = 6,714x + 889$
Rhein	Weil am Rhein	2002-2022	-0,18	fallend	0,86	nein	$Y = -0,081x + 359$
	Karlsruhe	2000-2022	-4,49	fallend	0,00***	ja	$Y = -3,333x + 418$

*z-Quantil der Standardnormalverteilung; **Wahrscheinlichkeit: $\leq 0,05 = \geq 95\%$; *** $p = 0,00000713$

Für die Elbe wurde oberhalb des Zuflusses von Mulde und Saale (Messstationen Schmilka bis Wittenberg) ein überwiegend fallender LF-Trend ermittelt, wobei die Auswertung aufgrund von Datenlücken in diesem Elbe-Abschnitt nur bei Schmilka und Dommitzsch über den gesamten betrachteten Zeitraum erfolgen konnte. Die von Auswirkungen des ehemaligen und aktuellen Bergbaus im Saalegebiet und unmittelbar an der Elbe stark beeinflussten Messstationen Cumlosen und Schnackenburg zeigen dagegen einen steigenden LF-Trend. Neben dem weit höheren Belastungsniveau schwanken die LF-Messwerte dort auch deutlich stärker als an den oberhalb gelegenen Messstationen (Abb. 1 und Abb. 3).

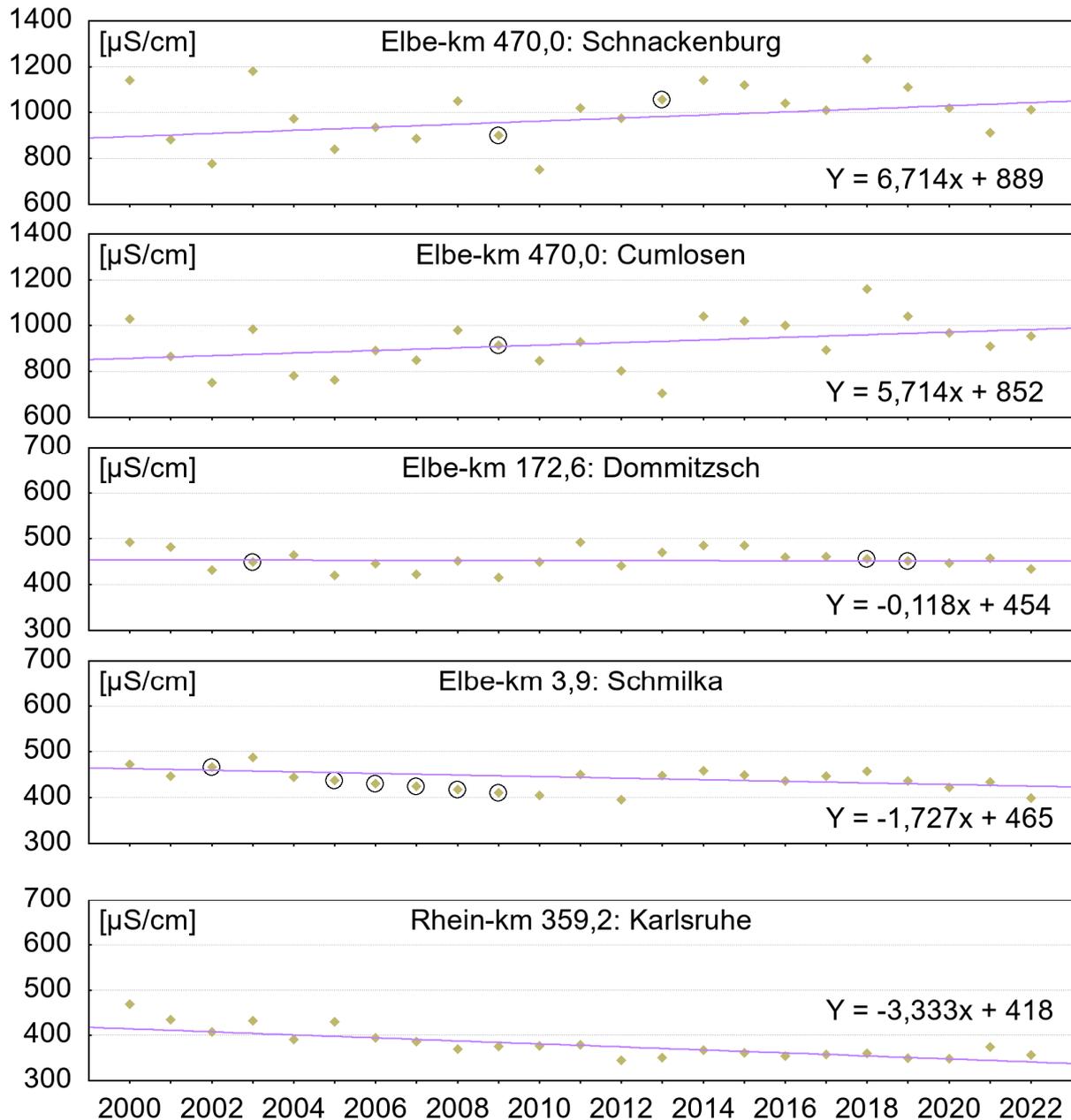


Abb. 1: Elektrische Leitfähigkeit: Median der Jahre 2000 bis 2022 und Trendgerade (Sen's slope) an Messstationen der Elbe sowie am Oberrhein in Karlsruhe; umkreiste Mediane wurden durch Interpolation ermittelt.

Das gegenüber der Elbe bei Schnackenburg etwas niedrigere LF-Niveau der Elbe bei Cumlosen dürfte im Wesentlichen auf den in Bezug auf den Salzgehalt verdünnenden Einfluss der am rechten Elbe-Ufer mündenden Havel zurückzuführen sein. Die für die Elbe ermittelten Trends erreichen in keinem Fall das Signifikanzniveau (95 % Wahrscheinlichkeit).

Am Oberrhein zeigen beide Messstationen einen fallenden Trend, der bei Weil nur schwach, bei Karlsruhe aber ausgeprägter und signifikant ist (Tab. 3, Abb. 1).

3.2 Korrelation zum Durchfluss und Durchfluss-Trend

Einen wichtigen Einflussfaktor auf die LF stellt der Durchfluss (Q) dar. In Tabelle 4 sind die Ergebnisse der Korrelationsberechnung zwischen den Tagesmittelwerten von LF und Q aufgelistet. Es besteht an allen Messstationen anhand beider Varianten der Korrelationsberechnung eine signifikante negative Korrelation zwischen Q und LF. Typischerweise sind die Korrelationsfaktoren nach Kendall's Tau niedriger als nach Spearman, zeigen aber im Vergleich der Messstationen eine übereinstimmende Tendenz. So ist die gegenläufige Beziehung zwischen Q und LF an der Elbe bei Cumlosen und Schnackenburg nach beiden Berechnungsvarianten stärker ausgeprägt als oberhalb des Zuflusses von Mulde und Saale (Messstationen Schmilka bis Wittenberg). Dies kommt auch in Abbildung 2 zum Ausdruck, wo die Messwertpaare Q und LF für die oberste und unterste betrachtete Messstation an der Elbe dargestellt sind.

Tab. 4: Korrelation zwischen Durchfluss (Q) und elektrischer Leitfähigkeit (LF) nach Spearman (Korrelationskoeffizient: KorSM) und Kendall's Tau (Korrelationskoeffizient: KorKD).

Fluss	Messstation	Anzahl LF/Q	KorSM	Signifikanz	KorKD	Signifikanz
Elbe	Schmilka	7217	-0,50	ja*	-0,35	ja*
	Zehren	6436	-0,57	ja*	-0,40	ja*
	Dommitzsch	7335	-0,57	ja*	-0,40	ja*
	Wittenberg	2283	-0,56	ja*	-0,39	ja*
	Cumlosen	7596	-0,79	ja*	-0,61	ja*
	Schnackenburg	7660	-0,84	ja*	-0,65	ja*
Rhein	Weil am Rhein	7624	-0,40	ja*	-0,27	ja*
	Karlsruhe	8285	-0,38	ja*	-0,26	ja*

* Wahrscheinlichkeit (p-Wert): < 2,2 E-16

Tab. 5: Trendanalysenergebnisse der Jahresmediane des Durchflusses (Q) an den Bezugspiegeln der Messstationen nach Mann-Kendall und Sen's slope.

Fluss	Pegel	Zeitraum	z(S)*	Trend	p-Wert**	Signifikanz	Trendgerade
Elbe	Schöna	2000-2022	-1,53	fallend	0,13	nein	Y = -3,182x + 243
	Dresden	2003-2022	-1,43	fallend	0,15	nein	Y = -2,523x + 231
	Torgau	2000-2022	-1,51	fallend	0,13	nein	Y = -2,923x + 251
	Wittenberg	2015-2022	0	kein Trend	1		
	Wittenberge	2000-2022	-1,74	fallend	0,08	nein	Y = -7,455x + 536
Rhein	Basel-Rheinhalle	2002-2022	-0,88	fallend	0,38	nein	Y = -2,801x + 955
	Maxau	2000-2022	-1,98	fallend	0,047	ja	Y = -12,5x + 1260

*z-Quantil der Standardnormalverteilung; **Wahrscheinlichkeit: ≤ 0,05 = ≥ 95 %

Die Beträge der Korrelationsfaktoren am Oberrhein sind geringer als an der Elbe und unterscheiden sich zwischen Weil und Karlsruhe nur geringfügig.

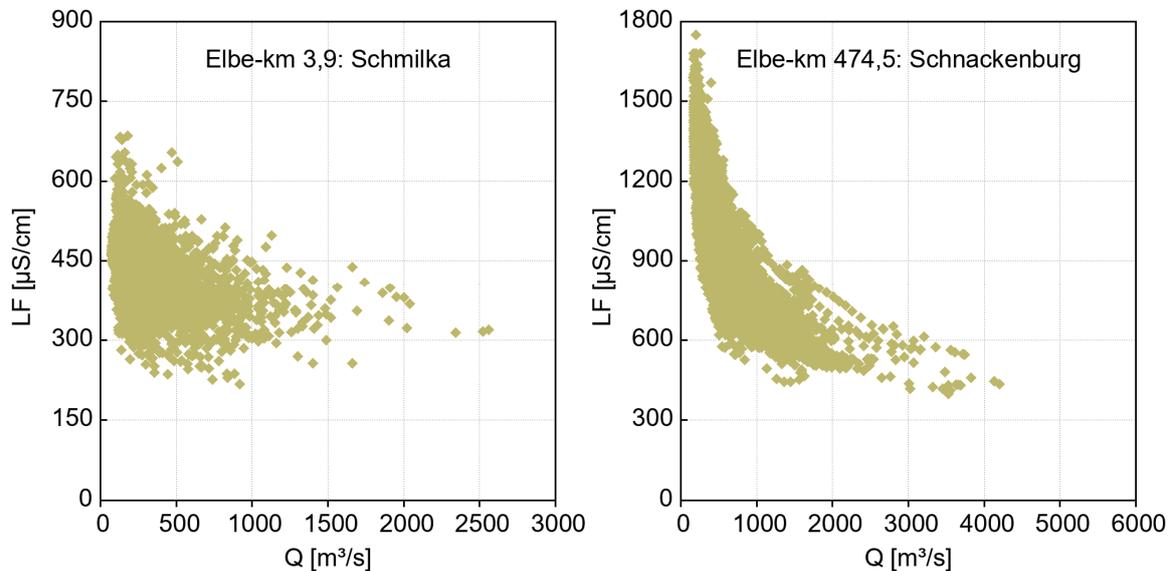


Abb. 2: Elektrische Leitfähigkeit (LF) der Elbe bei Schmilka und Schnackenburg im Zeitraum 2000 bis 2022 im Vergleich zum Durchfluss (Q) an den Bezugspegeln Schöna bzw. Wittenberge.

3.3 Klassifizierung von Leitfähigkeitsmesswerten

Die angestrebte Klassifizierung der LF-Messwerte soll für jede Messstelle die Einordnung ermöglichen, ob die aktuellen Werte gegenüber den in der jüngeren Vergangenheit gemessenen im mittleren Bereich liegen, mäßig bis deutlich ober- bzw. unterhalb dieses Bereichs oder ob sie zu den höchsten bzw. niedrigsten Werten zählen. Dazu werden für jede Messstelle folgende Perzentilgrenzen ermittelt: 10-Perzentil, 30-Perzentil, 70-Perzentil und 90-Perzentil. Diese Perzentilgrenzen bilden die Klassengrenzen von fünf Klassen wie folgt: Klasse 1: \leq 10-Perzentil, Klasse 2: $>$ 10-Perzentil bis 30-Perzentil, Klasse 3 $>$ 30-Perzentil bis 70-Perzentil, Klasse 4: $>$ 70-Perzentil bis 90-Perzentil, Klasse 5: $>$ 90-Perzentil. Die Perzentilgrenzen der einzelnen Messstationen sind in Tabelle 6 aufgeführt. Zur Ermittlung der Perzentilgrenzen wurden für die Elbe alle LF-Tagesmittelwerte des Zeitraums 2000 – 2022 (ohne statistisch signifikanten Trend) verwendet. Aus Abbildung 3 geht exemplarisch für drei Messstationen der Elbe hervor, wie sich diese Perzentilgrenzen gegenüber den LF-Boxplots der einzelnen Jahre darstellen.

Tab. 6: Zur Klassifizierung eingesetzte Perzentilgrenzen der elektrischen Leitfähigkeit in $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Tagesmittel 2000 bis 2022) an Messstationen der Elbe.

Fluss	Messstation	10-Perzentil	30-Perzentil	70-Perzentil	90-Perzentil
Elbe	Schmilka	357	399	459	493
	Zehren	376	423	489	524
	Dommitzsch	380	422	490	528
	Wittenberg	405	450	520	550
	Cumlosen	662	825	1010	1140
	Schnackenburg	690	857	1120	1280

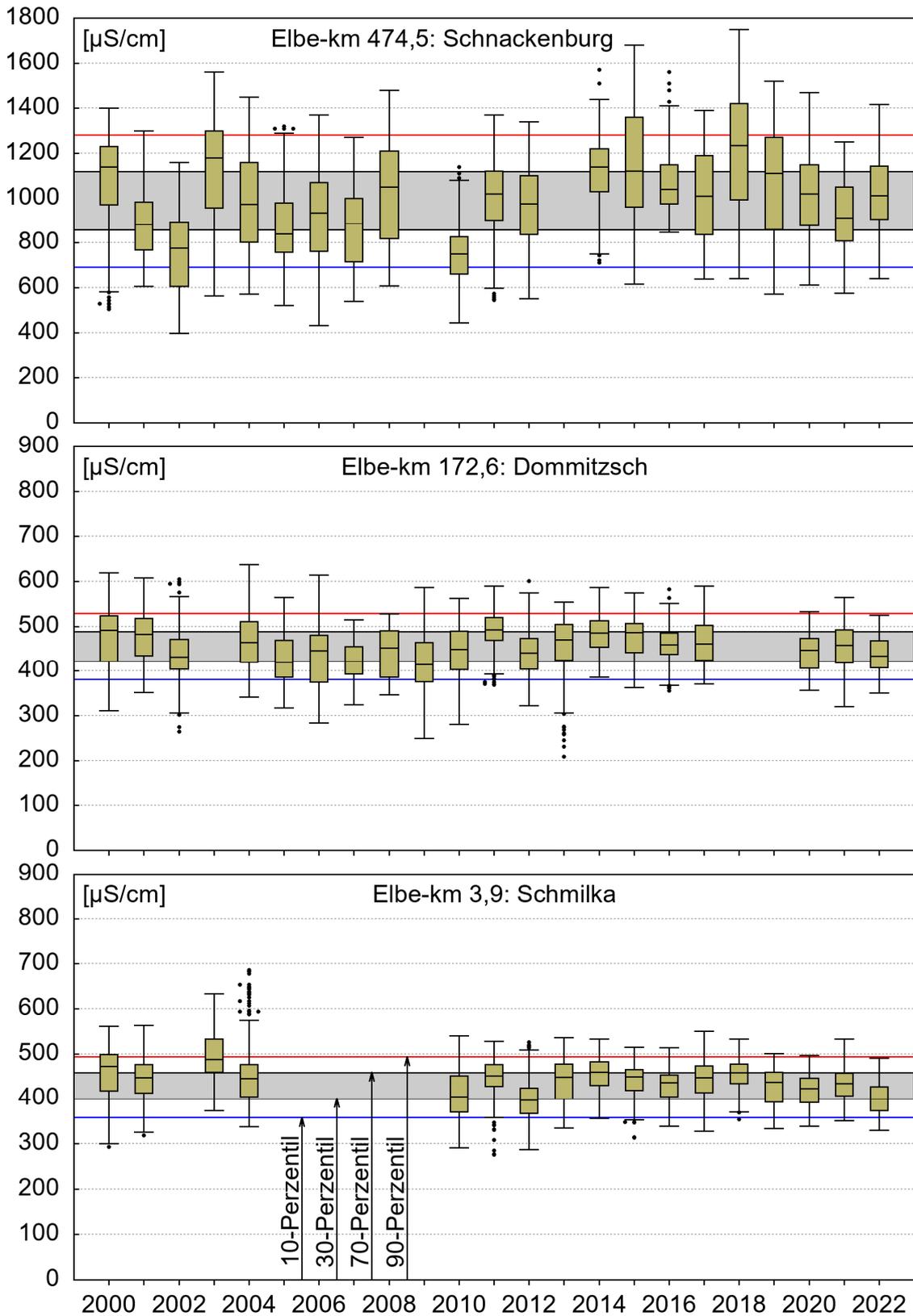


Abb. 3: Boxplots der elektrischen Leitfähigkeit der Elbe an den Messstationen Schmilka, Dommitzsch und Schnackenburg für die Jahre 2000 bis 2022 mit Perzentilen aus dem jeweiligen Gesamtdatensatz.

Der mittlere Perzentilbereich (Klasse 3) spiegelt meist das mittlere Niveau der einzelnen Jahre wider (Abb. 3). Zur Wahrung des einheitlichen Klassifizierungsschemas wird in Kauf genommen, dass der Interquartilsabstand der Boxplots in Ausnahmefällen (Jahr 2003 bei Schmilka, 2010 bei Schnackenburg) komplett außerhalb von Klasse 3 liegen kann.

Auf der Informationsplattform Undine verläuft die Farbcodierung der Klassen von dunkelblau, hellblau, orange über violett nach rot. Die Farbe Grün wurde ganz bewusst nicht verwendet, um einer möglichen Assoziation mit naturnahen Zuständen (im Wesentlichen nur geogene Hintergrundbelastung) aus dem Weg zu gehen. Beim Berühren der Messstation auf der entsprechenden Überblicksdarstellung (Abb. 4) mit dem Mauszeiger erscheint ein Tooltip-Fenster mit dem aktuellen Messwert. Fehlt dieser Wert, ist der Messstationspunkt grau eingefärbt. Für Messstationen im Tidebereich erfolgt aufgrund der tidebeeinflussten LF-Schwankungen keine Klassifizierung.

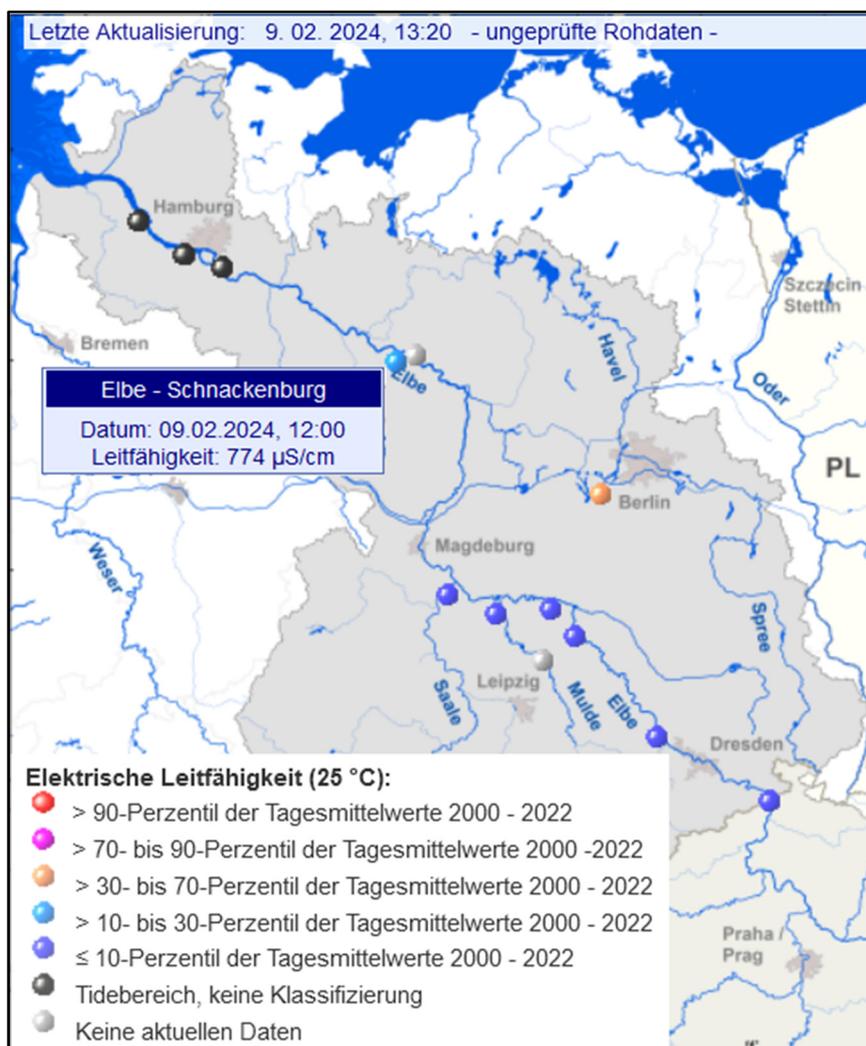


Abb. 4: Klassifizierung der aktuellen elektrischen Leitfähigkeit im Elbegebiet auf der Informationsplattform Undine (Probetrieb am 9.2.2024 bei hohem Durchfluss).

Zusätzlich zu der in Abbildung 4 dargestellten Legende wird noch der Hinweis gegeben, dass sich aus den angezeigten Klassen nicht auf das grundlegende Maß der Belastung an den einzelnen Messstellen schließen lässt.

Zur noch ausstehenden Klassifizierung der LF an Messstationen des Rheins wird wegen des signifikant fallenden Trends an der Messstation Karlsruhe, der dort auf höhere Werte im ersten Drittel der Zeitreihe zurückzuführen ist, und möglicher weiterer Trends an anderen Messstationen nur ein kürzerer Zeitraum zur Ermittlung der Perzentilgrenzen genutzt werden.

4. Fazit und Ausblick

Für die Elbe konnte im betrachteten Zeitraum 2000-2022 an keiner Messstation ein signifikant fallender Trend der LF festgestellt werden. In der Elbe bei Zehren sowie im Flussabschnitt unterhalb der Mündung von Mulde und Saale zeigte sich sogar – wenn auch nicht signifikant – ein tendenzieller Anstieg der LF. Auch wenn gleichzeitig nicht signifikante fallende Durchfluss-Trends berechnet wurden, spricht dies für die Annahme, dass sich die Wasserqualität der Elbe in der jüngeren Vergangenheit nicht oder kaum verbessert hat. So konnte der Zeitraum zur Ableitung der vorgestellten perzentilgestützten LF-Klassifizierung an der Elbe schon mit dem Jahr 2000 beginnen. Ob sich die vorgestellte Klassifizierung bewährt, wird der Betrieb auf der Informationsplattform Undine zeigen. Die Freischaltung der Überblicksseite zur LF im Elbegebiet soll in Kürze erfolgen. Für das Rheingebiet und die weiteren auf der Informationsplattform einbezogenen Flussgebiete sollen dann sukzessive entsprechende Überblicksseiten folgen.

Literatur

- Pohlert, T., 2023. Package `trend` - Non-Parametric Trend Tests and Change-Point Detection. Repository: CRAN, Stand: 23.10.2023. <https://cran.r-project.org/web/packages/trend/trend.pdf>. Abgerufen am 5.2.2024.
- Pottgießer, T., 2018. Die deutsche Fließgewässertypologie. Zweite Überarbeitung der Steckbriefe der Fließgewässertypen. Auftraggeber: Umweltbundesamt, Stand: Dez. 2018. https://www.gewaesser-bewertung.de/media/steckbriefe_fliessgewaessertypen_dez_2018.pdf. Abgerufen am 6.2.2024.
- Umweltbüro Essen, 2016. Fachkarte: Fließgewässertypenkarte. Auftraggeber: Umweltbundesamt, Stand: Jul. 2016. https://www.gewaesser-bewertung.de/media/typenkarte_fliessgewaesser_fachkarte_april2016.pdf. Abgerufen am 6.2.2024.

Lösungsansätze zur Bewältigung der Transformation vom bergbaugeprägten hin zu einem wieder natürlichen Abflussverhalten von Spree und Schwarze Elster im Zuge des Ausstieges aus der Kohleverstromung

Volker Preuß, Ingolf Arnold, Uwe Grünwald

Zusammenfassung

Die Spree und die Schwarze Elster im Einzugsgebiet der Elbe wurden über den Zeitraum von mehr als 100 Jahren in ihrem Abflussverhalten gravierend durch die Einleitung der Sumpfungswässer des Braunkohlebergbaus geprägt. Das führte zu einer deutlichen Erhöhung des natürlichen Wasserdargebotes und rief einen großräumigen Landschafts-, Gewässer- und Ökosystemumbau bzw. deren tiefgreifende Veränderung hervor. Mit dem für spätestens 2038 fixierten Ausstieg aus der Kohleförderung setzten aktuell auch in der Lausitz verschiedene Transformationsprozesse ein. Für die erforderlichen Anpassungsmaßnahmen, vor allem im Bereich der Wasserbewirtschaftung, liegen seit über zwanzig Jahren wissenschaftliche Erkenntnisse vor. In einer im Auftrag des Umweltbundesamtes angefertigten Studie wurden diese Ergebnisse aktualisiert und im Jahr 2023 veröffentlicht, woran sich ein noch andauernder breiter Diskussionsprozess angeschlossen hat.

1. Zum Abflussverhalten von Spree und Schwarzer Elster unter verschiedensten anthropogenen Einflussnahmen

Für beide im Oberlausitzer Berg- und Hügelland bei Höhenlagen um 320 bis ca. 480 m ü.NN an der Landesgrenze zu Tschechien entspringenden Flüsse ist die klimatisch kontinentale Ausprägung mit geringen Niederschlägen und Abflüssen sowie hohen Verdunstungsraten infolge flurnaher Grundwasserstände charakteristisch. Das schließt nicht aus, dass beide Flüsse und deren Anrainer vor allem in den gefällearmen Niederungsgebieten wie dem Spreewald und den Elsterniederungen von Zeit zu Zeit durch erhebliche, lang andauernde und schadenbringende Hochwasser betroffen waren. Demzufolge richteten sich die menschlichen Beeinflussungen zunächst vor allem auf Wasserregulierungen IKSE (2005). Diese mündeten in entsprechenden Gesetzen und der Bildung von Wassergenossenschaften bzw. -verbänden für die Schwarze Elster im Jahr 1852 und für die Spree im Jahr 1879 (Armenat, 2012).

Anfang bis Mitte des 19. Jahrhunderts siedelte sich in den beiden Lausitzer Flussgebieten schrittweise die Braunkohlenindustrie an. Zunächst war das Gebiet der Schwarzen Elster betroffen. Anfang der 1920er Jahre lag dort die Sumpfungswassereinleitung bei rd. 4 m³/s. Daraus resultierte eine Erhöhung der Abflüsse aber auch die Ausbildung eines zusammenhängenden großräumigen Grundwasserabsenkungstrichters verbunden mit dem Versiegen von Trinkwasserbrunnen. In der Überlagerung mit stofflichen Belastungen aus der Textil-, Glas- und Papierindustrie ergaben sich zudem negative Einflüsse auf die Wasserqualität der Schwarzen Elster. Anpassungsmaßnahmen in Form z.B. von zentralen Trinkwasserversorgungsanlagen waren nötig. Im Jahr 1922 wurde ein Sondergesetz zur Reinhaltung des Flusses erlassen (Armenat, 2012).

Zwar setzte im Flussgebiet der Spree der industrielle Braunkohlenbergbau bereits in den 1920er Jahren ein, jedoch begann erst in den 1950er Jahren die großflächige Verlagerung des Braunkohlenbergbaues vom Flussgebiet der Schwarzen Elster zur Spree. Den Höhepunkt erreichte die Braunkohlenförderung im Flussgebiet der Spree in den 1980er Jahren mit einer

Spitzenförderung von 200 Mio. t Braunkohle (1988) und einer Förderung von ca. 40 m³/s Sumpfungswasser (aus beiden Flussgebieten) (Arnold & Kuhlmann, 1993).

Die wasserbezogenen Folgen waren enorm. Bei einem mittleren Verhältnis von Kohle- zu Wasserförderung von 1:6 kam es zur Herausbildung eines zusammenhängenden Grundwasserabsenkungstrichters (Berechnungsgrundlage: Fläche, in deren Umring der Grundwasserspiegel um mehr als 1 m gegenüber der vorbergbaulichen Zeit gefallen ist) auf einer Fläche von 2100 km². Das entspricht dem 2,4-fachen der Fläche des Bundeslandes Berlin. Kumulativ entstand ein Wasserdefizit von 13 Mrd. m³. Das entspricht dem achtfachen Wasservolumen der zehn größten Talsperren Deutschlands (ca. 1,6 Mrd. m³). Insgesamt wurden im Zeitraum von 1900 bis 2020 in der Lausitz 8,4 Mrd. t Braunkohle gefördert und dabei 58,4 Mrd. m³ Wasser bewegt - das Wasservolumen des Bodensees beträgt zum Vergleich 48 Mrd. m³ (Arnold, 2022).

Seit Stilllegung des letzten Tagebaus im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster im Jahr 1999 kam es vor allem in Trockenjahren zu erheblichen negativen hydrologischen, wasserwirtschaftlichen und ökologischen Folgen (z.B. Trockenfallen von Flussabschnitten, Unterschreitung von Mindestabflüssen und Mindestwasserständen, Muschel- und Fischsterben). Die Unterlieger im Spreeinzugsgebiet dagegen (z.B. UNESCO-Biosphärenreservat Spreewald, Dahme-Spree-Seenketten, landwirtschaftliche und industrielle Nutzer bis hin zur Wasserversorgung in der Bundeshauptstadt Berlin) konnten wegen des immer noch existierenden moderaten Braunkohlenbergbaues von dessen Wassereinleitungen profitieren. Verbunden mit dem Wiederanstieg des Grundwassers waren und sind weiterhin erhebliche Herausforderungen bezüglich der Wasserbeschaffenheit (z.B. Versauerung der entstehenden Tagebauseen, Belastung der Fließgewässer mit Eisenhydroxid, Seewasserbehandlungstechnologien, Entwicklung von Eisenrückhalt- und -behandlungstechnologien) vom Träger des Sanierungsbergbaus, der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH (LMBV), zu bewältigen.

2. Wasserbezogene Konsequenzen und Entwicklungen, die mit dem ersten Ausstieg aus der Braunkohleverstromung in der Lausitz verknüpft waren

Mit dem im Jahre 1990 beginnenden Anpassungsprozess der Braunkohleförderung sank die Braunkohlenförderung in nur fünf Jahren auf 40 % des Niveaus von 1989. Mit diesem abrupten Rückgang, gleichbedeutend für die Stilllegung von zunächst 8 und bis 1999 weiteren drei von ehemals 16 Tagebauen in den Niederlausitzer Flussgebieten, wurden damals unabwendbar die Weichen für das Entstehen von zunächst ca. 150 km² (Tagebaufolgesee-) Wasserflächen gestellt. Die bergbaubedingten Abflusserhöhungen durch Sumpfungswassereinleitungen in die Schwarzer Elster gingen gegen Null und verringerten sich in der Spree erheblich.

Diese ungeplante Stilllegung stellte die betroffenen Bergbauunternehmen und neu entstandenen Berg-, Wasser- und Umweltbehörden in den betroffenen Bundesländern und in der sich neu strukturierenden Bundesrepublik Deutschland vor vollkommen neue Herausforderungen. Bisherige Planungen waren überholt und mussten kurzfristig aktualisiert bzw. neu aufgestellt

werden. In kurzer Folge entstanden auf verschiedenen Ebenen und durch verschiedene Institutionen neue Pläne und Entwicklungskonzepte (z.B. MUNR, SENSU, 1992; Dornier, 1993; Arnold & Kuhlmann, 1993).

Insbesondere der im Jahr 1992 vorgelegte erste Entwurf des „Wasserwirtschaftlichen Rahmenplan Berlin und Umland“ stellte als erster bundesländerübergreifender wasserwirtschaftlicher Rahmenplan der BRD die Weichen für ein effektives Zusammenwirken des sich neuformierenden Sanierungs- und Gewinnungsbergbaus in den Bundesländern Brandenburg und Sachsen und den sich neu bildenden Umwelt-, Wasser- und Bergbehörden in Sachsen, Brandenburg und Berlin.

Wissenschaftlich / organisatorisch war von großem Vorteil, dass damals auf umfangreiche Vorarbeiten und Fachkompetenzen vor allem im Mittleren Spreegebiet und im Berliner Raum zurückgegriffen werden konnte. In Simon & Zwirnmann (2019) ist dargestellt, wie es im Jahr 1987 am damaligen Institut für Wasserwirtschaft (IfW) in Berlin zum Abschluss des „Projektes für ein rechnergestütztes Bewirtschaftungssystem zur Leitung und Planung der rationellen Wasserverwendung im Flussgebiet der Spree“ kam und welche Modelle und Instrumentarien damals bereits entwickelt und erfolgreich angewendet werden konnten (z.B. Langfrist Bewirtschaftungsmodell (LBM) Spree, Einzugsgebiets bezogenes Niederschlags-Abflussmodell EGMOD Spree, Großraum Modell (GRM) Spree, das später unter der Marken-Bezeichnung ArcGRM bzw. WBalMo kommerziell weiter entwickelt und vermarktet wurde).

Politisch wurden mit dem „Rahmenkonzept Wasserhaushalt“ von der 11. Umweltministerkonferenz der neuen Länder UMK (1994) die Weichen für die organisatorisch / technische sowie finanzielle Ausstattung der Braunkohlesanierung in der Region gestellt. In Drebenstedt & Kuyumcu (2014) findet sich der dadurch bis Ende 2010 erreichte Stand, insbesondere auch bei der „Wiederherstellung eines ausgeglichenen, sich weitgehend selbst regulierenden Wasserhaushaltes“.

Darüberhinausgehend stellte sich Ende des 20. Jahrhunderts für die Lausitz die Frage, wie sich neben dem sich ändernden Wandel in der Landnutzung (einschließlich des Auslaufens der Tagebaue, der Entstehung neuer Bergbaufolgeseen und Seenlandschaften) auch der sich abzeichnende Klimawandel auf den Wasser- und Stoffhaushalt dieser Landschaften im Süden Brandenburgs bzw. im Nordosten Sachsens sowie auf die Landschaften im unteren Elbeeinzugsgebiet auswirken wird.

Dazu liegen umfangreiche und vielfältige Ergebnisse aus Forschungsprojekten der letzten zwei Jahrzehnte vor. Aus dem Projekt GLOWA Elbe Wechsung et al. (2005) wurden „Anpassungsstrategien für die Wasserbewirtschaftung an den globalen Wandel im Einzugsgebiet der Spree“ abgeleitet Koch et al. (2009), welche auch die Überleitung von Wasser aus den Nachbar-einzugsgebieten umfassten.

In Wechsung et al. (2011) werden Szenarien des globalen Wandels (zu dem neben dem Klimawandel z.B. auch die Änderung der Landnutzung, der Verlust an Biodiversität, der demographische und technologische Wandel und die ökonomische Globalisierung gehören) für das gesamte Elbegebiet - einschließlich des großen Anteils in Tschechien und der sehr kleinen Anteile in Polen und Österreich - analysiert und anschaulich visualisiert.

Im Verbund-Projekt INKA BB Knierim & Siart (2012) wurden für das Spreegebiet umfangreiche Analysen für Klima- und Bewirtschaftungsszenarien erstellt Pohle et al. (2016). Auch diese

münden in konkreten Vorschlägen für Überleitungs- und Anpassungsstrategien der Wasserbewirtschaftung. Sie greifen die in Hüttl & Bens (2012) allgemein dargestellten Herausforderungen des globalen Wandels bezüglich des Umgangs mit der Georessource Wasser in Deutschland für das Spreegebiet unter Nutzung einer Modellkaskade auf und entwickeln Szenarien zu den wasserbezogenen Konsequenzen eines vollständigen Kohleausstiegs in der Lausitz.

Deutlich wird z.B., dass dann auch ohne Wirkung des Klimawandels („Szenario STAR 0K“) in den Sommermonaten die Mindestabflüsse der Spree am Pegel Große Tränke (Zulaufpegel für Berlin) nicht erreicht werden. Bei den weiteren vom PIK Potsdam im Projekt erarbeiteten Szenarien („STAR 2K“) würden für die Zeitperioden 2035 und 2050 erhebliche Unterschreitungen der Mindestabflüsse an den Pegeln zum Spreewald und dem Zulaufpegel nach Berlin auftreten. Die darauf aufbauenden Anpassungsempfehlungen waren z.B. Überleitungen von Wasser insbesondere aus dem Elbeinzugsgebiet, vollständige Ausschöpfung der Speichermöglichkeiten in den neu entstehenden Tagebauseen und veränderte Prioritätensetzungen bei der Wasserbewirtschaftung.

Diese waren Gegenstand eines speziell für die Wasserbehörden der Länder, den beiden Bergbauunternehmen sowie den NGO's in Cottbus organisierten Abschlussworkshop BTU (2014) sowie DHI (2014) zum INKA-Teilprojekt 21.

Die Diskussion darüber war offen und konstruktiv. Leider musste in der Vergangenheit festgestellt werden, dass die Umsetzung und Übernahme der Forschungsergebnisse in die Arbeit von Ministerien und Behörden der zuständigen Bundesländer noch zu zögerlich vorging.

Neben der seit Anfang der 1990er Jahre etablierten länderübergreifenden Arbeitsgruppe „Wasserbewirtschaftung Spree und Schwarze Elster“ der Bundesländer Berlin, Brandenburg und Sachsen sowie den beiden Bergbauunternehmen stellte die Gründung der „Flutungszentrale Lausitz (FZL)“ innerhalb der LMBV einen deutlichen Fortschritt dar Bringewski & Grünewald (2000), aber noch keinesfalls einen ausreichenden Schritt für die Bewältigung aller wasserwirtschaftlichen und ökologischen Folgen des endgültigen Ausstiegs aus der Braunkohleverstromung und den sich abzeichnenden Folgen des Klimawandels in der Lausitz dar.

3. Wasserwirtschaftliche Folgen des endgültigen Braunkohleausstiegs in der Lausitz und Lösungsansätze zu deren Bewältigung

Die von Grünewald (2020) dargestellte Situation bezüglich des „Kohleausstiegs 2.0 in der Lausitz“ und den damit verknüpften großen Herausforderungen für die einzugsgebietsbezogene, länderübergreifende Wasserbewirtschaftung waren neben weiteren Aktivitäten Anlass, dass durch Bundestagsabgeordnete der Lausitz die Bereitstellung eines Finanzpaketes zur Anfertigung einer Forschungsstudie angeschoben wurde, welche nach Bestätigung im Bundestag und Bundesrat (2020) ihren Niederschlag in der Wasserstudie des UBA (2023) fanden. In einer detaillierten Analyse wurden darin unter Nutzung des bekannten Wissens quantitative und qualitative Aussagen zu den Auswirkungen des Kohleausstiegs auf die Oberflächengewässer und das Grundwasser dargelegt sowie in der Zukunft entstehende Nutzungskonflikte abgeleitet. Ausgehend von den künftigen Ziel- und Nutzungskonflikten um das Wasser werden Was-

serüberleitungen aus benachbarten Einzugsgebieten und die Erhöhung der Wasserspeicherkapazität in den Talsperren und Bergbaufolgeseen der Lausitz als die wesentlichen und erfolgversprechenden Beiträge zur Bewältigung der wasserwirtschaftlichen Folgen des Kohleausstiegs herausgearbeitet, die von weiteren Maßnahmen zur Verringerung des Wasserbedarfs, zur Erhöhung des Wasserdargebots und der Optimierung der Wasserverfügbarkeit sowie von technischen Lösungen und einer länderübergreifenden Organisation und Kommunikation flankiert werden müssen“ (UBA, 2023).

Der künftige Konflikt zwischen dem Rückgang der Abflussmengen der Spree einerseits und dem erhöhten Wasserbedarf andererseits kann demnach nur durch ein Bündel von Maßnahmen (z.B. Wasserrückhalt in Talsperren und in den Speicherlamellen der Tagebaufolgeseen) gelöst werden. Derzeit sind im Spreegebiet von den nominal vorhandenen 151 Mio. m³ Speicherraum lediglich 94 Mio. m³ verfügbar. In der UBA-Studie wurde auf der Basis von WBalMo-Analysen bilanziert, dass „zur Stabilisierung des nachbergbaulichen Wasserhaushalts und zur Gewährleistung der vielfältigen Nutzeransprüche im Spreegebiet eine Gesamtspeicherkapazität von mindestens 178 Mio. m³ erforderlich“ ist UBA (2023). Dies bedeutet, dass der insbesondere aus geotechnischen und ökologischen Gründen bisher nicht nutzbare Speicherraum von 57 Mio. m³ bewirtschaftungsrelevant verfügbar gemacht werden muss und das darüber hinaus ein zusätzlicher Speicherraum von 27 Mio. m³ neu geschaffen werden muss. Hierfür könnte sich zum Beispiel der aus dem ehemaligen Tagebau Cottbus-Nord entstehende Bergbaufolgensee „Cottbuser Ostsee“ eignen.

Durch das Eigenwasser-Dargebot der Spree kann eine ausreichende Füllung dieses Gesamtspeicherraumes von 178 Mio. m³ zu Frühjahrsbeginn jedoch nur zu 65 % (115 Mio. m³) erreicht werden, so dass zur vollständigen Füllung jährlich bis zu 63 Mio. m³ Wasser aus den benachbarten Einzugsgebieten von Elbe, Lausitzer Neiße und der Oder überzuleiten sind. Diese Aussage deckt sich vollkommen mit den Ergebnissen aus den GLOWA Elbe Forschungsprojekten und aus dem INKA BB Teilprojekt 21.

Darüber hinaus analysiert und aktualisiert UBA (2023) die im Auftrag der LMBV erstellte Machbarkeitsstudie GFI et al. (2009) und räumt der Trassenvariante der Elbewasserüberleitung beginnend bei Prossen über einen unterirdischen Stollen hin zur Spree oberhalb der Talsperre Bautzen den Vorzug ein. Damit könnte bei einer Überleitungskapazität von z.B. 3 m³/s in Zeiten mit ausreichendem Durchfluss in der Elbe (langjähriger mittlerer Durchfluss MQ = 328 m³/s, langjähriger mittlerer niedrigster Jahresabfluss MNQ = 118 m³/s jeweils am Pegel Dresden, Jahresreihe 1961-2000 IKSE (2005)) Wasser in das Einzugsgebiet der Spree übergeleitet und zwischengespeichert werden. Dass dies für Deutschland keine ungewöhnliche und undenkable Lösung darstellt, beweisen die praktizierten Überleitungen Donau-Main (Kanalüberleitungen im Mittel 125 Mio. m³/a plus „Brombachüberleitung“ mit im Mittel 25 Mio. m³/a Wasserwirtschaftsamt Ansbach (2010)) sowie die im Rheinischen Revier im Rahmen des Kohleausstiegs bereits ab 2030 vorgesehenen Wasserüberleitungen aus Rhein und Rur in die dortigen verbliebenen Tagebauresträume (DWA, 2021 sowie Landesregierung NRW, 2023).

Zusammenfassend ist festzustellen, dass es für die Bewältigung der wasserwirtschaftlichen Herausforderungen in den Flussgebieten der Schwarzen Elster und Spree ausreichend belastbare und fachliche sorgfältig geprüfte Unterlagen gibt. Mit Blick auf den ab Mitte der 2040er

Jahre real erwartbaren deutlichen Rückgang in der Wasserführung der Spree sowie dem erforderlichen zeitlichen Vorlauf für Antragstellung, Genehmigungsverfahren und Umsetzung der Anpassungsmaßnahmen sind Grundsatzentscheidungen zur Konkretheit der Speicherausbaumaßnahmen sowie zur Wasserüberleitung zwingend bis 2026 landesplanerisch zu treffen. Danach bleiben lediglich 15 bis max. 20 Jahre Zeit, um durch ambitionierte Umsetzung der Anpassungsmaßnahmen ein Kollabieren des Spreesystems wirksam zu verhindern.

Jedes Hinauszögern der landesplanerischen Grundsatzentscheidungen für die Umsetzung dieser wasserbezogenen Anpassungsmaßnahmen ist mit unübersehbaren ökonomischen, ökologischen und gesellschaftlichen Risiken verbunden. Deshalb sind die einzelnen Lösungsoptionen (UBA 2023) im Schulterschluss der betroffenen Bundesländer und dem Bund zu prüfen und einer Entscheidung zuzuführen.

Literatur

- Armenat, M., 2012. Die „vollständige Ausbildung“ der Schwarzen Elster - Eine multidimensionale Studie zur Wasserwirtschaft und zum Kulturlandschaftswandel 1800-1945. Dissertation, Georg-August-Universität, Göttingen.
- Arnold, I., 2022. Anstehende Aufgaben zur Sanierung des Wasserhaushaltes aus der Sicht des Wasser-Cluster-Lausitz e.V. Vortrag: Grüne Wasserkonferenz Bergbau, Wasserstoff, Klimakrise - wie weit reicht das Wasser in der Lausitz?, 10.06.2022, Cottbus.
- Arnold, I., Kuhlmann, K., 1993. Hydrogeologische Komplexstudie Niederlausitzer Braunkohle-Revier. Lausitzer Braunkohle AG (LAUBAG) Abt. Wasserwirtschaft, Senftenberg.
- Bringewski, F., Grünwald, U., 2000, „Flutungszentrale Lausitz“ in Betrieb - wichtiger Schritt bei der wasserhaushaltlichen Sanierung der Lausitz. Korrespondenz Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall (KA), 11, S. 1609, Hennef.
- BTU, 2014, Schwarze Elster, Braune Spree - zu wenig Wasser, zu viel drin? INKA BB Teilprojekt 21: Instrumentarien für die nachhaltige regionale wasserwirtschaftliche Planung und Entwicklung - Beispiel Lausitz, Abschlussworkshop, 25.09.2014, Cottbus.
- DHI, 2014, INKA BB: Sulfat-gekoppelte Wasserbewirtschaftungsmodellierung. DHI-WASY, <http://www.dhi-wasy.com/News/2014/08/14/inkabb.aspx>. Abgerufen am 14.08.2014.
- DWA, 2021, Wasserwirtschaftliche Anforderungen im Zusammenhang mit dem vorzeitigen Braunkohleausstieg / Drei Reviere - eine Meinung. DWA-Arbeitsgruppe HW-3.4 „Wasserbewirtschaftung in braunkohlebergbaubeeinflussten Regionen“, Korrespondenz Wasserwirtschaft (KW), 14, Heft 5, S. 276-280, Hennef.
- Dornier, 1993, Ökologischer Sanierungs- und Entwicklungsplan Niederlausitz, Grundlagen – Analysen, Empfehlungen. Dornier GmbH Friedrichshafen, im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn.
- Drebenstedt, C., Kuyumcu, M., 2014, Braunkohlesanierung - Grundlagen, Geotechnik, Wasserwirtschaft, Brachflächen, Rekultivierung, Vermarktung. Springer Vieweg, Berlin, Heidelberg.

- GFI, BTU, IWB, TUBAF, 2009, Machbarkeitsstudie zur Elbewasserüberleitung – Schlussbericht. Im Auftrag der LMBV: Grundwasserforschungszentrum GmbH Dresden, BTU Cottbus, Lehrstuhl für Hydrologie und Wasserwirtschaft, Ingenieurbüro für Wasser und Boden GmbH und TU Bergakademie Freiberg, Institut für Bergbau und Spezialtiefbau, Dresden, Cottbus, Possendorf und Freiberg.
- Grünewald, U., 2020, Kohleausstieg 2.0 in der Lausitz - Eine gewaltige Herausforderung für die einzugsgebietsbezogene, länderübergreifende Wasserbewirtschaftung. *Korrespondenz Wasserwirtschaft (KW)*, 13, Heft 4, S. 214-219, Hennef.
- Hüttl, R.F., Bens, O., 2012, Geoessource Wasser - Herausforderung Globaler Wandel / Ansätze und Voraussetzungen für eine integrierte Wasserressourcenbewirtschaftung in Deutschland. *acatech* (Hrsg.), Springer, Heidelberg u.a.
- IKSE, 2005, Die Elbe und ihr Einzugsgebiet - Ein geographisch-hydrologischer und wasserwirtschaftlicher Überblick. *Internationale Kommission zum Schutz der Elbe* (Hrsg.), Magdeburg.
- Knierim, A., Siart, S. 2012, Ansätze und Instrumentarien zur gesellschaftlichen Steuerung von wasserbezogenen Anpassungsmaßnahmen - Entwicklung von Anpassungsstrategien in Kooperation mit Praxispartnern. In: Grünewald, U. et al. *Wasserbezogene Anpassungsmaßnahmen an den Landschafts- und Klimawandel*. Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart, S. 201-219.
- Koch, H., Grünewald, U., Kaltoven, M., 2009, Anpassungsstrategien der Wasserbewirtschaftung an den globalen Wandel im Einzugsgebiet der Spree, *Korrespondenz Wasserwirtschaft (KW)*, 2. Heft 11, S. 600-605, Hennef
- Landesregierung NRW, 2023, Leitentscheidung 2023: Meilenstein für den Klimaschutz, Stärkung der Versorgungssicherheit und Klarheit für die Menschen in der Region. Beschluss der Landesregierung vom 19. September 2023.
- MUNR, SENSU, 1992, Wasserwirtschaftlicher Rahmenplan Berlin und Umland (Entwurf). Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg / Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz, Potsdam / Berlin
- Pohle, I., Koch, H., Zimmermann, K., Gädeke, A., Claus, T., Uhlmann, W., Kaltoven, M., Redetzky, M., Schramm, M., Müller, F., Schoenheinz, D., Grünewald, U., 2016, Analyse von Wassermenge und Wasserbeschaffenheit für Klima- und Bewirtschaftungsszenarien: Aufbau und Nutzung einer Modellkaskade für das Spreeeinzugsgebiet. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 60, Heft 3, 176-195.
- Simon, M., Zwirnmann, K.H., 2019, Wasserbewirtschaftung in der DDR - Entwicklung, Leistungen und Ergebnisse einer Wasserbewirtschaftung nach Flusseinzugsgebieten. Steffen Media GmbH, Friedland.
- Schuster, R., 2022, Kohle.Wasser.Geld. Wie umgehen mit den Wasserproblemen des Braunkohlebergbaus in der Lausitz? GRÜNE LIGA Umweltgruppe Cottbus e.V., (Hrsg.), Cottbus, Projekt gefördert durch das Umweltbundesamt und durch das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz.
- UBA, 2023, Wasserwirtschaftliche Folgen des Braunkohleausstiegs in der Lausitz. Abschlussbericht zu Forschungskennzahl 3720 24202 0 FB001159, TEXTE 90/ 2023, Umweltbundesamt (Hrsg), Dessau-Rosslau. Mit Mitteln aus dem Etat des Deutschen Bundestages.

- UMK, 1994, Rahmenkonzept zur Wiederherstellung eines ausgeglichenen Wasserhaushaltes in den vom Braunkohlenbergbau beeinträchtigten Flusseinzugsgebieten in der Lausitz und in Mitteldeutschland. Bund-Länder-Arbeitsgruppe Wasserwirtschaftliche Planung. Von der 11. Umweltministerkonferenz der neuen Länder am 17./18. März 1994 als Grundlage für die weitere Arbeit beschlossen.
- Wasserwirtschaftsamt Ansbach, 2010, Überleitung Donau-Main, Bayrisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit, Ansbach
- Wechsung, F., Becker, A., Gräfe, P. (Hrsg.), 2005, Auswirkungen des globalen Wandels auf Wasser, Umwelt und Gesellschaft im Elbegebiet - Konzept für eine nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft. Weißensee Verlag, Berlin
- Wechsung, F., Koch, H., Gräfe, P. (Hrsg.), 2011, Elbe-Atlas des globalen Wandels. Weißensee Verlag, Berlin

Ursachen für die außergewöhnlich hohe Zahl der Todesfälle beim Hochwasser 2021 im Ahrtal

Belinda Rhein, Heidi Kreibich

Zusammenfassung

In den vergangenen 40 Jahren von 1980 bis 2020 waren in Deutschland 159 Todesopfer durch Binnenhochwasser zu beklagen. Das Hochwasser 2021 allein forderte 189 Hochwassertote in Deutschland, davon 134 im Ahrtal. Akten der Staatsanwaltschaft zu den Todesfällen liefern detaillierte Informationen über die Umstände der Todesfälle, sodass anfällige Gruppen und Orte mit hohem Risiko identifiziert werden können. Ältere Menschen und Personen mit Mobilitäts- oder kognitiven Beeinträchtigungen waren besonders anfällig. Geschlechterspezifische Unterschiede in der Anfälligkeit waren nicht gegeben. Campingplätze, Keller und Souterrainwohnungen wurden als besonders risikoreiche Orte identifiziert. Um die Zahl der Todesopfer durch Hochwasser zu minimieren sollte die Frühwarnung, speziell für Sturzflutereignisse, weiter verbessert werden. Das Verständnis und die Vorbereitung der Bevölkerung für das besondere Risiko von Sturzfluten muss durch Risikokommunikation verbessert werden, insbesondere durch die Sensibilisierung für anfällige Gruppen und Risikogebiete.

1. Einleitung

Das Hochwasser vom Juli 2021 war ein extremes Hochwasser mit einer besonders hohen Zahl von Todesopfern. 189 Menschen starben in Deutschland (Koks et al., 2021), davon 134 an der Ahr. In den letzten 40 Jahren zwischen 1980 und 2020 starben bei Binnenhochwassern in Deutschland 159 Menschen (Abbildung 1; Petrucci et al., 2022).

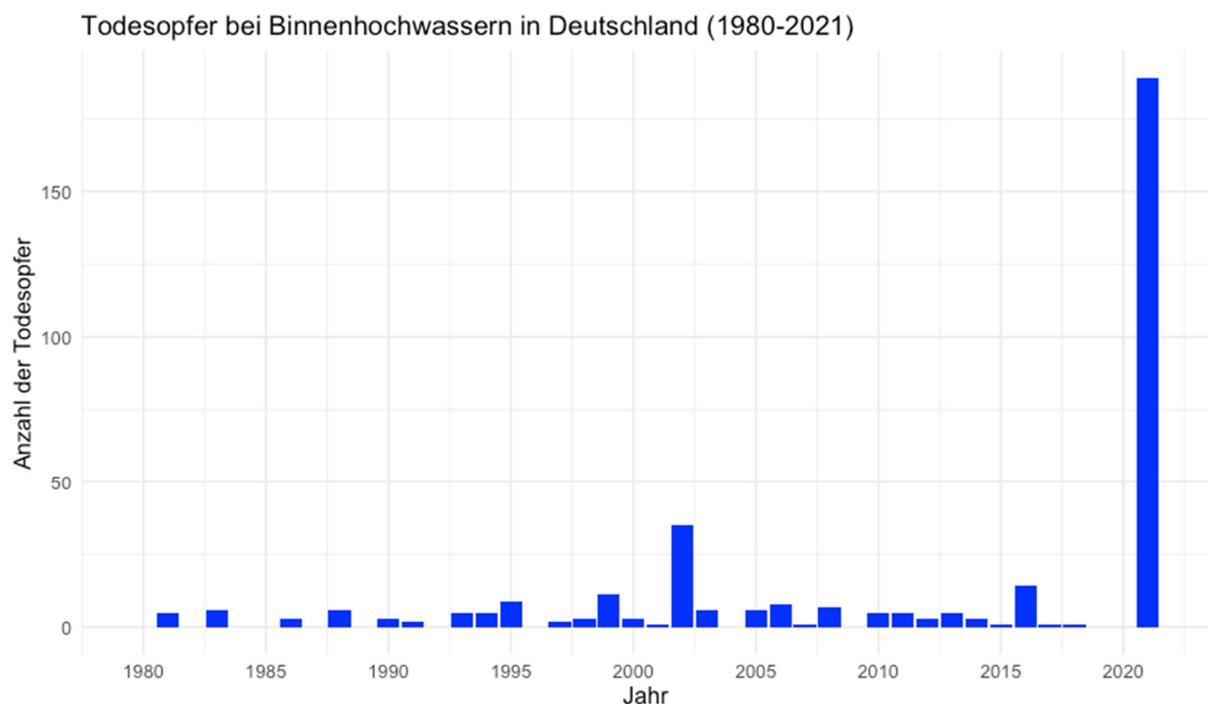


Abb. 1: Todesopfer bei Binnenhochwassern in Deutschland (1980-2021) (Petrucci et al., 2022); Ereignis 2021 ergänzt.

Zwischen dem 12. und 19. Juli 2021 waren Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz, sowie angrenzende Regionen in Belgien und den Niederlanden von extremen Niederschlägen und daraus resultierenden Hochwassern betroffen, die durch das Tiefdruckgebiet „Bernd“ verursacht wurden (Kron et al., 2022). Das Hochwasser 2021 war im Hinblick auf den schnellen Anstieg, die hohen Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen und mit 189 Todesopfern und ökonomischen Schäden von rund 33 Milliarden Euro extrem (Kron et al., 2022, Munich Re, 2022). Entlang der Ahr waren rund 42.000 Einwohner vom Hochwasser betroffen, etwa 8.800 Gebäude wurden beschädigt (DKKV, 2022).

Für das potenziell hochwasserauslösende Tiefdruckgebiet „Bernd“ wurden ab dem 11. Juli 2021 Warnungen durch den Deutschen Wetterdienst ausgesprochen (DWD, 2021). Der Kreis Ahrweiler gab am 14. Juli 2021 am frühen Nachmittag eine Hochwasserwarnung heraus (Thieken et al., 2022). Um 23:09 Uhr am 14. Juli 2021 wurde in der Verbandsgemeinde Altenahr der Notstand ausgerufen und die Anwohner in einem Umkreis von 50 Metern beiderseits der Ahr zur Evakuierung aufgefordert (Thieken et al., 2022). Jedoch haben die offiziellen Warnungen die Intensität des bevorstehenden Hochwassers nicht vermittelt, so dass die lokalen Behörden sowie die Bevölkerung das Hochwasser unterschätzten, was dazu führte, dass im Kreis Ahrweiler der Notstand zu spät ausgerufen wurde, um rechtzeitig mit der Evakuierung zu beginnen (Thieken et al., 2022).

Wir führen eine Analyse der Todesfälle des Hochwassers im Ahrtal auf der Grundlage der polizeilichen Todesermittlungsakten des Landes Rheinland-Pfalz durch. Die Analyse soll dazu beitragen, Hochwassertodesfälle besser zu verstehen und damit das Hochwasserrisikomanagement zu verbessern.

2. Daten und Methodik

Datengrundlage für diese Analyse sind 134 Todesermittlungsakten der Staatsanwaltschaft in Rheinland-Pfalz. Die Akten bieten unter anderem Informationen über Vulnerabilitätsfaktoren der Todesopfer sowie zu Unfallort, Fundort und Uhrzeit. Bei allen Todesfällen wurde der Tod durch Ertrinken angenommen. Die Informationen wurden anhand des Kodierungssystems von Thieken et al. (2023) klassifiziert. Zur Qualitätskontrolle wurde die Kodierung unabhängig von zwei Personen durchgeführt. Die Unfallorte wurden anhand der Adressdaten aus den Polizeiberichten geokodiert.

In 19% der Fälle ist nur der Fundort bekannt. In diesen Fällen wurde der Fundort zur Kodierung der Ortsangaben verwendet. Die bekannten Unfallorte wurden mit den rekonstruierten Hochwasserkarten von Apel et al. kombiniert, einschließlich der Fließgeschwindigkeit in Metern pro Sekunde und der Wassertiefe in Metern (Apel et al., 2022). Für diese Analyse in QGIS wurden die Unfallorte, welche sich in Gebäuden befinden, verschoben, da das hydraulische Routing des Modells Gebäude ausschließt, was zu einer Wassertiefe von null Metern innerhalb der Gebäude führte. Die Standorte wurden an den nächstgelegenen verfügbaren Punkt verschoben, an dem die genaue Wassertiefe verfügbar ist. Es wurde die Fließgeschwindigkeit und die Wassertiefe neben den Gebäuden für die Analyse der Überschwemmungstoten in Gebäuden angenommen.

3. Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse der Analyse der Einflussfaktoren auf das Auftreten von Todesopfern beim Hochwasser im Ahrtal sind in Anlehnung an das Risikokonzept entlang der Gefährdungs-, Expositions- und Vulnerabilitätsfaktoren strukturiert.

3.1 Gefährdungsfaktoren

Die Kombination aus Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit bei der es zu Todesfällen kam zeigt, dass bei geringeren Fließgeschwindigkeiten mehr Menschen in höheren Wassertiefen starben (Abbildung 2). Mit zunehmender Fließgeschwindigkeit kamen die Menschen in geringeren Wassertiefen ums Leben.

Unterschiede zwischen Innen- und Außenbereichen werden sichtbar. Bei Unfällen in Innenräumen war die Fließgeschwindigkeit unbedeutend. Auch eine geringe Wassertiefe außen am Haus konnte zu tödlichen Unfällen in Gebäuden führen. Die höchsten Wassertiefen sind an Orten zu finden, an denen Menschen vermutlich in den oberen Stockwerken der Häuser starben, da sie den Fluten nicht weiter vertikal entkommen konnten. Bei den Fällen im Freien ist festzustellen, dass es weniger Fälle mit niedrigen Fließgeschwindigkeiten gab. Die höchsten

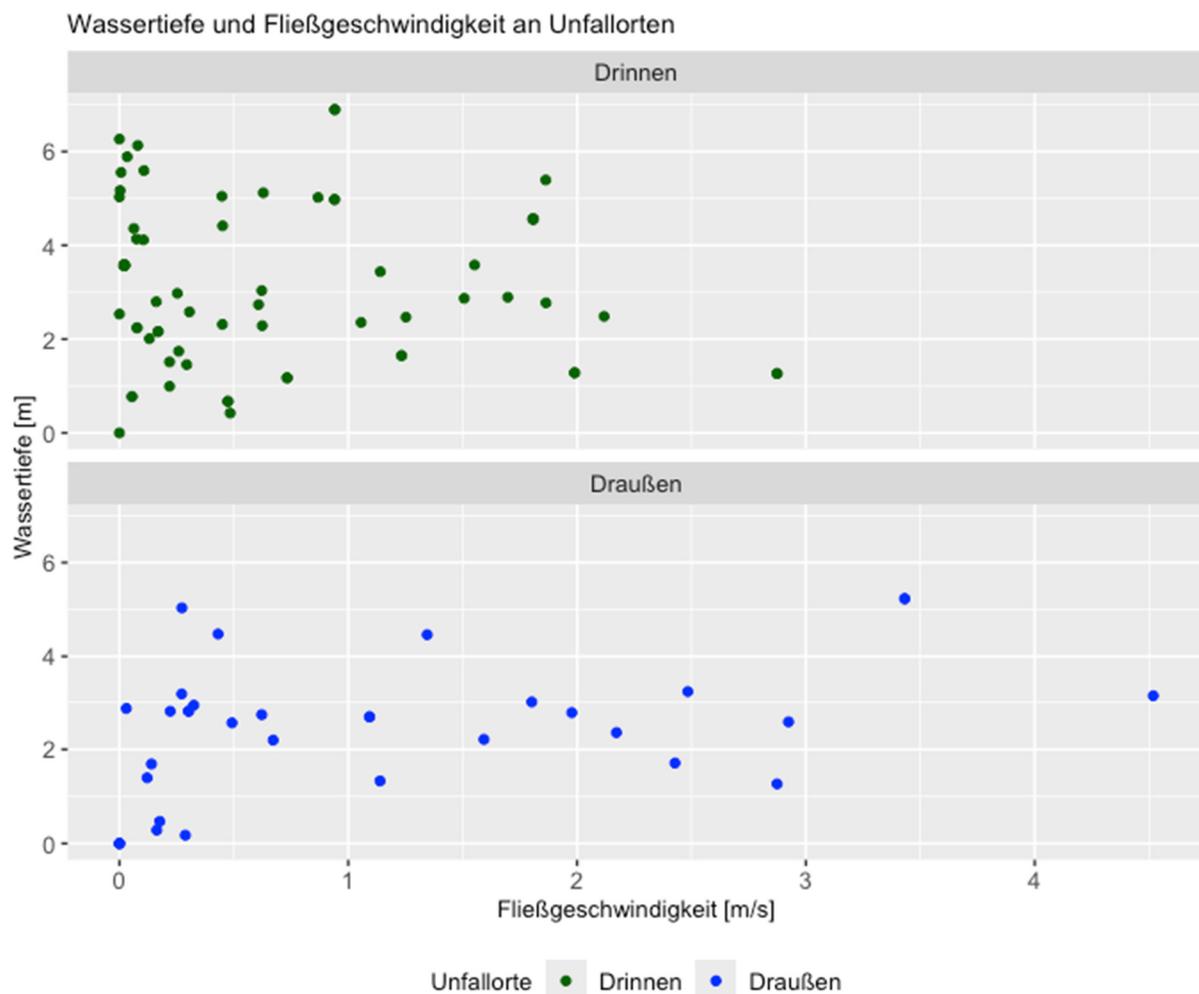


Abb. 2: Streudiagramm von Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit an Unfallorten (drinnen und draußen). Rekonstruierte Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit (Apel et al., 2022).

Fließgeschwindigkeiten waren bei den Todesfällen im Freien wo im Vergleich zu Innenräumen Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe einen größeren Einfluss hatten.

3.2 Expositionsfaktoren

Ein Campingplatz im Ort Dorsel war der erste Ort, an dem es an der Ahr zu Todesfällen kam. Das Hochwasser hatte noch nicht seinen Höhepunkt erreicht. Zeitungsberichten zufolge wurde der Campingplatz gegen 16 Uhr am 14. Juli überflutet, ohne dass die Betroffenen eine entsprechende Warnung oder Evakuierungsmitteilung erhalten hatten (FOCUS online, 2022). Sie waren besonders exponiert, da ihre Wohnmobile keinen Schutz vor den Fluten boten. Das Risiko, überrascht zu werden, ist für Menschen auf Campingplätzen in der Regel höher, da sie möglicherweise weniger Informationen über die Wetterlage erhalten (Terti et al., 2017).

Insgesamt ereigneten sich 65 % aller Unfälle in Gebäuden, da das Hochwasser nachts seinen Höhepunkt erreichte. In Bad Neuenahr-Ahrweiler und Sinzig, wo sich die meisten Todesfälle ereigneten, erreichte die Flut ihren Höchststand zwischen 1 und 2 Uhr nachts (Mohr et al., 2022). Von allen Unfällen ereigneten sich 11% in Kellern, 3% in Kellerwohnungen und 37% im Erdgeschoss (Abbildung 3). Vor allem Kellerwohnungen machten es den Bewohnern schwer, sich in höher gelegene Stockwerke zu flüchten.

Während es bei langsam ansteigenden Flusshochwassern, die den Betroffenen viel Zeit lassen, sich auf das Hochwasser vorzubereiten, sinnvoll ist durch Notmaßnahmen Schäden am Eigentum zu vermeiden, gilt dies nicht für schnell einsetzende Sturzfluten, bei denen es nicht ratsam ist, Keller zu betreten, um Eigentum zu retten oder Schäden zu minimieren. Hochwasserwarnungen vor Sturzfluten müssen die Notwendigkeit kommunizieren, Keller zu meiden und sich in höhere Stockwerke zu begeben.

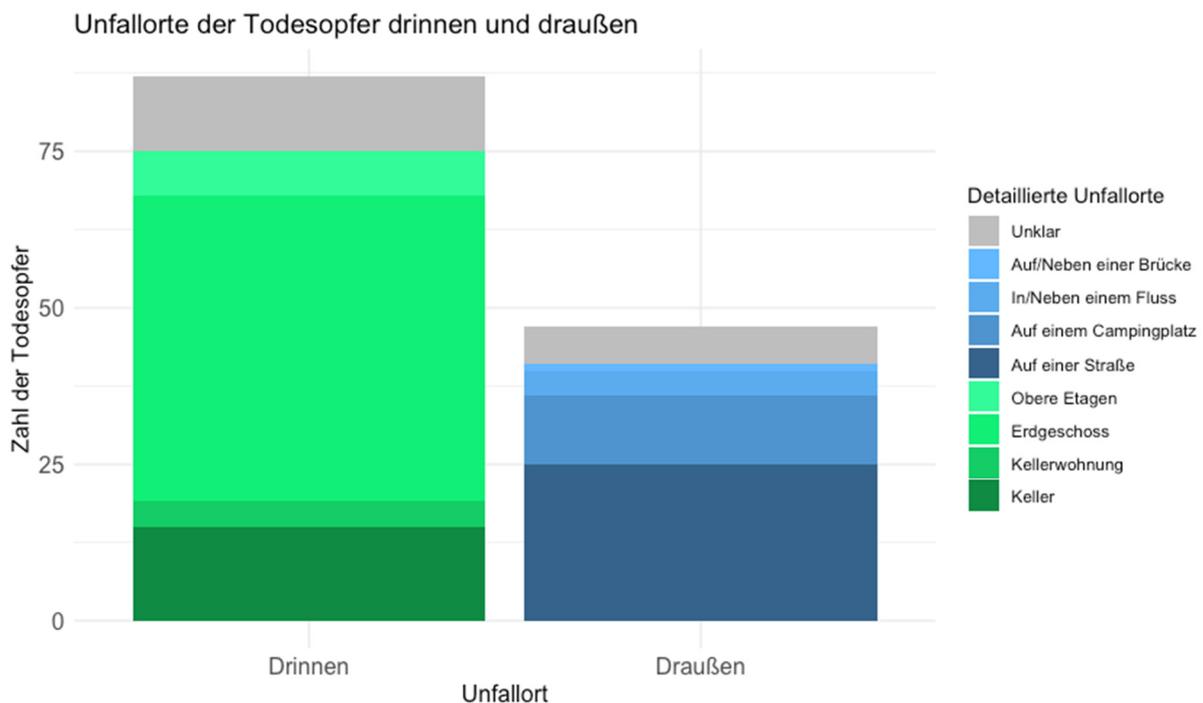


Abb. 3: Unfallorte drinnen und draußen.

3.3 Vulnerabilitätsfaktoren

Insgesamt waren 80% der Opfer 60 Jahre oder älter (Abbildung 4). Im Vergleich zur rheinland-pfälzischen Gesamtbevölkerung ist die Zahl der älteren Menschen, die starben, deutlich höher als ihr Anteil an der Gesamtbevölkerung, vermutlich aufgrund ihrer körperlichen Einschränkungen. Die meisten Hochwasseropfer in Europa zwischen 1980 und 2018 waren zwischen 30 und 64 Jahre alt (Petrucci 2022).

49% der Opfer waren männlich und 51% weiblich, die Geschlechterverteilung ist also recht ausgewogen. Die Gesamtbevölkerung von Rheinland-Pfalz im Dezember 2020 weist dieselbe Geschlechterverteilung wie die der Opfer auf (Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz 2020). Die Literatur deutet darauf hin, dass bei Flussüberschwemmungen mehr Männern sterben, wobei fahrzeugbedingte Todesfälle und riskantes Verhalten häufige Todesursachen sind (Sharif et al. 2012). Sturzfluten, die durch ein schnelleres Einsetzen der Überschwemmungen gekennzeichnet sind, zeigen eine ausgewogenere Verteilung, bei der die meisten Opfer von den Überschwemmungen überrascht werden und riskantes oder schützendes Verhalten weniger Einfluss auf das Auftreten von Todesfällen durch Überschwemmungen hat (Petrucci 2022).

Bei 16% der Flutopfer lagen Mobilitäts- oder kognitive Beeinträchtigungen vor. Tragischerweise starben 12 Menschen in einem Wohnheim für Erwachsene mit geistigen Behinderungen. Aus Gründen des Datenschutzes gibt es nur relativ wenig Studien zu körperlichen oder geistigen Einschränkungen von Hochwasseropfern. Bei einem Hochwasser in Italien im Jahr 2000 kamen 13 Menschen mit Mobilitätseinschränkungen auf einem Campingplatz ums Leben (Aceto et al. 2017).

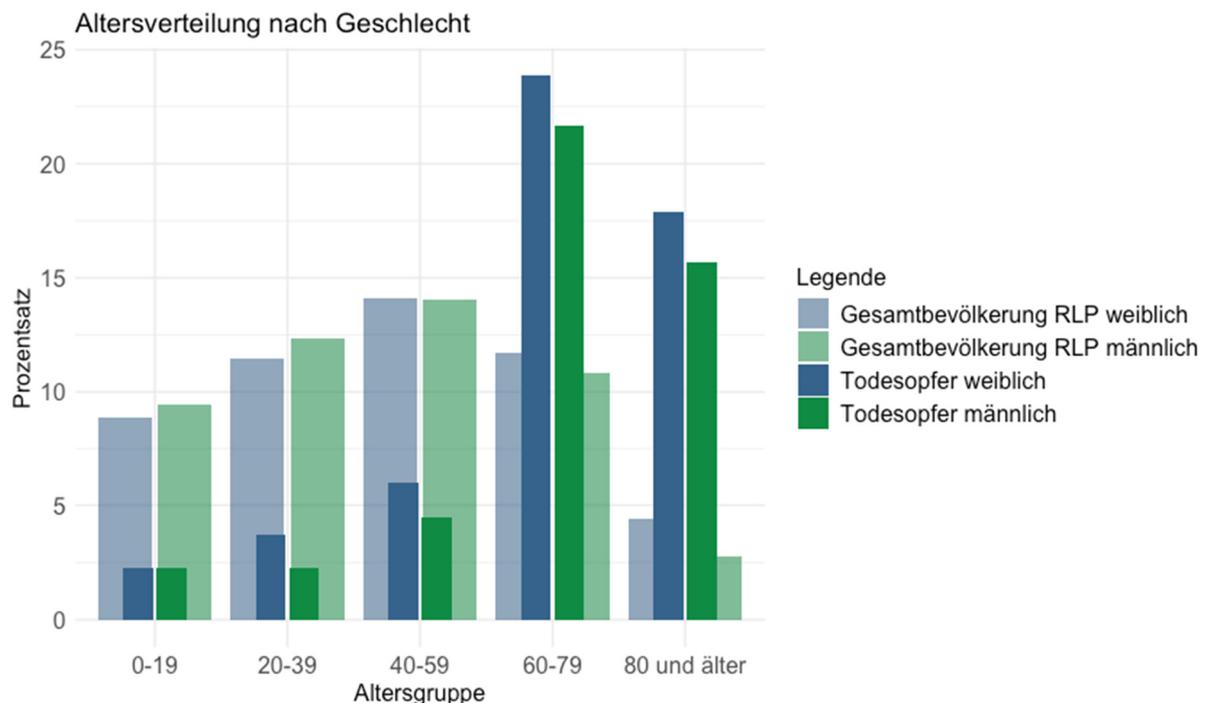


Abb. 4: Altersverteilung nach Geschlecht für die Hochwassertoten vom Juli 2021 und die rheinland-pfälzische Gesamtbevölkerung (Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz, 2020).

4. Fazit

Das Hochwasser wurde unterschätzt und das Warnsystem funktionierte nur unzureichend, so dass viele von der Flut überrascht wurden. Campingplätze, Keller und Souterrainwohnungen wurden als besonders risikoreiche Orte identifiziert. Ältere Menschen und Personen mit Mobilitäts- oder kognitiven Einschränkungen waren besonders anfällig. Um die Zahl der Todesopfer durch Hochwasser zukünftig zu minimieren, wird empfohlen, sich auf Frühwarnungen zu konzentrieren und die Vorbereitung auf Sturzflutereignisse zu verbessern. Das Verständnis der Bevölkerung für das besondere Risiko von Sturzfluten muss durch Risikokommunikation verbessert werden, insbesondere durch die Sensibilisierung für anfällige Gruppen und risikoreiche Orte. Was die Verhaltensempfehlungen anbelangt, muss im Fall von Sturzfluten der Schwerpunkt von der Rettung von Eigentum auf die Rettung von Menschenleben verlagert werden. Es sollte vermieden werden, in den Keller zu gehen. Der Evakuierung von Einrichtungen für Kranke, Alte und Behinderte sowie von Campingplätzen muss Vorrang eingeräumt werden.

Anmerkungen

Diese Forschungsarbeit wurde vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) im Rahmen der Projekte KAHR und AVOSS gefördert (Förderkennzeichen FKZ 01LR2102F, Förderkennzeichen FKZ 02WEE1629C).

Literatur

- Aceto, L., Pasqua, A. A., & Petrucci, O. (2017). Effects of damaging hydrogeological events on people throughout 15 years in a Mediterranean region. *Advances in Geosciences*, 44, 67–77. <https://doi.org/10.5194/adgeo-44-67-2017>
- Apel, H., Vorogushyn, S., & Merz, B. (2022). Brief communication – Impact Forecasting Could Substantially Improve the Emergency Management of Deadly Floods: Case Study July 2021 floods in Germany [Preprint]. *Hydrological Hazards*. <https://doi.org/10.5194/nhess-2022-33>
- DKKV. (2022). Opfer- und Schadensdaten der Flut 2021 in Rheinland-Pfalz. German Committee for Disaster Reduction, 1–4.
- DWD. (2021). Bericht zum Ablauf und Umfang der operationellen Warn- und Beratungstätigkeit des Deutschen Wetterdienstes im Vorlauf und während des Unwetters 12. – 15. Juli 2021 in NRW und Rheinland-Pfalz, ausgelöst durch das Tief „Bernd“. Deutscher Wetterdienst.
- FOCUS online. (2022, März 19). Sieben Camper sterben bei Flut: Jetzt erheben Gäste schwere Vorwürfe gegen Besitzer. FOCUS online. https://www.focus.de/politik/gerichte-in-deutschland/campingplatz-stahlhuette_id_70026250.html
- Koks, E., Van Ginkel, K., Van Marle, M., & Lemnitzer, A. (2021). Brief Communication: Critical Infrastructure impacts of the 2021 mid-July western European flood event [Preprint]. *Risk Assessment, Mitigation and Adaptation Strategies, Socioeconomic and Management Aspects*. <https://doi.org/10.5194/nhess-2021-394>

- Kron, W., Bell, R., Thiebes, B., & Thieken, A. (2022). The July 2021 flood disaster in Germany. In HELP Global Report on Water and Disasters (S. 12–44). High-level Experts and Leaders Panel on Water and Disasters (HELP).
- Mohr, S., Ehret, U., Kunz, M., Ludwig, P., Caldas-Alvarez, A., Daniell, J. E., Ehmele, F., Feldmann, H., Franca, M. J., Gattke, C., Hundhausen, M., Knippertz, P., K pfer, K., M hr, B., Pinto, J. G., Quinting, J., Sch fer, A. M., Scheibel, M., Seidel, F., & Wisotzky, C. (2022). A multi-disciplinary analysis of the exceptional flood event of July 2021 in central Europe. Part 1: Event description and analysis [Preprint]. Hydrological Hazards. <https://doi.org/10.5194/nhess-2022-137>
- Munich Re. (2022). Hurricanes, cold waves, tornadoes: Weather disasters in USA dominate natural disaster losses in 2021. Munich Re. <https://www.munichre.com/en/company/media-relations/media-information-and-corporate-news/media-information/2022/natural-disaster-losses-2021.html>
- Petrucci, O. (2022). Review article: Factors leading to the occurrence of flood fatalities: a systematic review of research papers published between 2010 and 2020. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 22(1), 71–83. <https://doi.org/10.5194/nhess-22-71-2022>
- Petrucci, O., Aceto, L., Bianchi, C., Br zdil, R., Diakakis, M., Inbar, M., Kahraman, A., Kili ,  ., Krahn, A., Kreibich, H., Kotroni, V., Brito, M. M. de, Llasat, M. C., Llasat-Botija, M., Mercuri, M., Papagiannaki, K., Pereira, S.,  ehoř, J., Rossello-Geli, J., ... Z zere, J. L. (2022). FFEM-DB “Database of Flood Fatalities from the Euro-Mediterranean region”. 4TU.ResearchData. <https://doi.org/10.4121/14754999.V2>
- Sharif, H. O., Hossain, Md. M., Jackson, T., & Bin-Shafique, S. (2012). Person-place-time analysis of vehicle fatalities caused by flash floods in Texas. *Geomatics, Natural Hazards and Risk*, 3(4), 311–323. <https://doi.org/10.1080/19475705.2011.615343>
- Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz. (2020). Bev lkerung: Basisdaten Land—Bev lkerung am 31.12.2020 nach Altersgruppen, Familienstand und Geschlecht [dataset]. <https://www.statistik.rlp.de/de/gesellschaft-staat/bevoelkerung-und-gebiet/basisdaten-land/tabelle-4/>
- Terti, G., Ruin, I., Anquetin, S., & Gourley, J. J. (2017). A Situation-Based Analysis of Flash Flood Fatalities in the United States. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 98(2), 333–345. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-15-00276.1>
- Thieken, A., Bubeck, P., Heidenreich, A., Von Keyserlingk, J., Dillenardt, L., & Otto, A. (2022). Performance of the flood warning system in Germany in July 2021 – insights from affected residents. <https://doi.org/10.5194/egusphere-2022-244>
- Thieken, A. H., Bubeck, P., & Zenker, M.-L. (2023). Fatal incidents during the flood of July 2021 in North Rhine-Westphalia, Germany: What can be learnt for future flood risk management? *Journal of Coastal and Riverine Flood Risk* 2.

Modellierung der Referenzverdunstung von Fassadenbegrünung – ET_0^{vert}

Karin A. Hoffmann, Rabea Saad, Björn Kluge, Thomas Nehls

Zusammenfassung

Die Berechnung der Evapotranspiration von Vertikalbegrünung dient der praktischen Bewässerungsplanung und somit der gezielten Einbindung von Vertikalbegrünung in städtische Wasser- und Energieflüsse. ET_0^{vert} ist ein prozessbasiertes Modell zur Berechnung der Evapotranspiration von Vertikalbegrünung, welches in der vorliegenden Arbeit vorgestellt, anhand von vor Ort gemessenen Lysimeterdaten validiert und mit verfügbaren meteorologischen Eingangsdaten getestet wird. Die größte Genauigkeit der Vorhersagen wird durch die Verwendung von vor Ort gemessenen Eingangsdaten und der Berücksichtigung der Höhenabhängigkeit von Strahlung und Wind erreicht. Wenn zur Berechnung nur Daten entfernter Klimastationen zur Verfügung stehen, müssen diese „vertikalisiert“ werden. Das Modell kann zur Berechnung der stündlichen und täglichen Evapotranspiration benutzt werden, die z.B. für die Bewässerungsplanung, Gebäudeenergiesimulation oder lokale Klimamodellierung erforderlich ist.

1. Einführung

Vertikalbegrünung (VG) trägt als Teil blau-grüner Infrastruktur zur Anpassung von Städten an den Klimawandel, zum Wassermanagement und zur Regulierung des Mikroklimas bei. Die gezielte, strategische Einbindung von Fassadenbegrünung in Wasser- und Energieflüsse erfordert eine Vorhersage der Evapotranspiration (ET) unter Berücksichtigung des individuellen Begrünungssystems, der verwendeten Pflanzenarten und der Gebäudeeigenschaften. Etablierte Modelle zur Berechnung der ET beziehen sich auf horizontale Flächen, Landwirtschaftliche Kulturen großer Ausdehnung und lassen somit vertikale und städtische Besonderheiten außer Acht. Für die Berechnung der Evapotranspiration von VG müssen diese Modelle auf die vertikalen Bedingungen angepasst werden. Abhängig von der Verfügbarkeit der Eingangsdaten und der geforderten Genauigkeit stehen verschiedene Ansätze zur Berechnung der ET zur Verfügung. Sie umfassen regional validierte, empirische Ansätze (z.B. Haude, Hargreaves) für die monatliche bis wöchentliche Auflösung bis hin zu prozessbasierten Ansätzen wie Penman-Monteith, die für Zeitschritte von bis zu 10 Minuten validiert wurden (Fank, 2007). Der hier gewählte Berechnungsansatz nutzt als Grundlage die von der FAO empfohlenen Gleichungen zur Berechnung der Grass-Referenzverdunstung nach Penman-Monteith (FAO 56, Allen et al., 1998).

Wir stellen ein vertikalisiertes Modell (ET_0^{vert}) der Grass-Referenzverdunstung ET_0 auf Grundlage einer Sensitivitätsanalyse vor. Das Modell umfasst eine Anpassung des Strahlungs- und des Windterms an die individuellen Bedingungen vor einer Gebäudefassade. Das Modell wird anschließend mit gemessenen Lysimeterdaten validiert, die im Zeitraum vom 25.07.-29.08.2014 an einer 12 m hohen und mit Schlingknöterich (*Fallopia baldschuanica*) begrüneten Fassade in Berlin aufgenommen wurden. Die Modellvorhersagen werden für die folgenden meteorologischen Eingangsdatensätze berechnet: (i) Messungen des DWD an der nächstgelegenen Wetterstation (horizontale Bezugsfläche), (ii) interpolierte Messdaten der nächstgelegenen DWD-Stationen (sowohl horizontale als auch vertikale Bezugsfläche) und (iii) vor Ort gemessene Daten (vertikale Bezugsebene mit und ohne Höhenanpassung).

2. Material und Methoden

2.1 Modellgebiet, Aufbau des Experiments, Messungen

Das Untersuchungsgebiet liegt im Berliner Innenstadtbereich (Charlottenburg-Wilmersdorf, 52.5136 N, 13.3243 E; 33 m ü.d.M.). An der Westwand einer Produktionshalle auf dem Campus der Technischen Universität Berlin (12 m Höhe und 24,5 m Breite, siehe Abb. 1) wurde eine Lysimeterstation mit fünf Pflanzcontainern (1 m³) zu je sechs Individuen von Schlingknöterich (*Fallopia baldschuanica*) installiert. Im Abstand von 30 cm zur Wand wurden Rankhilfen angebaut.



Abb. 1: Messstelle Vertikalbegrünung in Berlin, Deutschland (westliche Ausrichtung), fotografiert am 6. August 2014 (angepasst aus Hoffmann et al., 2023, preprint)

Die Pflanzen wurden mittels Unterflurbewässerung über einen stets konstanten (Grund-) Wasserspiegel versorgt. Die Versorgung erfolgte aus einem periodisch aufgefüllten wägbaren Vorratsgefäß mittels Pumpe und freiem Auslauf. Dadurch wurde eine stets ausreichende Wasserversorgung gewährleistet. Der Eintrag von Regenwasser und Evaporationsverluste wurden durch eine Überdachung minimiert. Im Untersuchungszeitraum betrug die bewachsene Fasadensfläche ca. 18 m² (1,5 m Breite und 12 m Höhe, siehe Abb. 1).

Die Transpiration wurde über Wägung des Vorratsgefäßes (Signum1, Sartorius, Deutschland) mit einer Auflösung von 1 g min⁻¹ bestimmt (Genauigkeit mind. 0,002 L m⁻²; Hölscher et al., 2018). Zusätzlich wurden die Windgeschwindigkeit u in 3 m, 6 m und 9 m Höhe (Ultraschall-Anemometer 3D, Adolf Thies GmbH & Co. KG), die relative Luftfeuchtigkeit rH (%), HC2-S3, Rotronic), die Lufttemperatur T (°C, HC2-S3, Rotronic) und die Sonneneinstrahlung R_s (W m⁻², Radiometer RA01-05, Hukseflux) in 3 m Höhe gemessen. Sowohl u , T , rH als auch R_s wurden an der mittleren Säule der Wand gemessen, wobei R_s für die vertikale Ebene gemessen wurde.

2.2 Vertikalisierte Berechnung der Evapotranspiration mittels Penman-Monteith

Zur prozessbasierten Modellierung der ET von VG nutzen wir das Konzept der Grass-Referenzverdunstung (ET_0 , Gleichung 1).

$$ET_0 = \frac{0,408 \Delta (R_n - G) + \gamma \frac{c_n}{T+273} u_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma (1 + c_d u_2)} \quad (\text{mm h}^{-1}) \quad (\text{Gl. 1})$$

mit

- ET_0 Standardisierte Grass-Referenzverdunstung für kurze Vegetation (mm h^{-1}),
- R_n Nettostrahlung an der Pflanzenoberfläche ($\text{MJ m}^{-2} \text{h}^{-1}$),
- G Bodenwärmestrom ($\text{MJ m}^{-2} \text{h}^{-1}$),
- T mittlere stündliche Lufttemperatur in 1,5 - 2,5 m Höhe ($^{\circ}\text{C}$),
- u_2 mittlere stündliche Windgeschwindigkeit in 2 m Höhe (m s^{-1}),
- e_s Sättigungsdampfdruck in 1,5 – 2,5 m Höhe (kPa), berechnet als Mittelwert des Sättigungsdampfdrucks bei max. und min. Lufttemperatur,
- e_a mittlerer tatsächlicher Dampfdruck in 1,5–2,5 m Höhe (kPa),
- Δ Steigung der Sättigungsdampfdruck-Temperatur-Kurve ($\text{kPa } ^{\circ}\text{C}^{-1}$),
- γ psychrometrische Konstante ($\text{kPa } ^{\circ}\text{C}^{-1}$),
- c_n Zählerkonstante; für kurze Vegetation und stündliche Zeitschritte gleich 37 ($\text{K mm s}^3 \text{Mg}^{-1} \text{h}^{-1}$) und
- c_d Nennerkonstante; für kurze Vegetation und stündliche Daten; 0,24 am Tag und 0,96 in der Nacht (s m^{-1}).

Die Einheit für den Koeffizienten von 0,408 ist ($\text{m}^2 \text{mm MJ}^{-1}$). Bei einer Vertikalbegrünung mit einer bewachsenen Wandfläche $> 1 \text{m}^2$ muss die vertikale und horizontale Dimension berücksichtigt werden. Über die Höhe der Begrünung h wird die Verdunstung der einzelnen Höhenstufen summiert nach:

$$ET_0^{\text{VGS}}(h) = \sum_{i=0}^h (ET_0^{\text{vert}})_i \quad (\text{mm h}^{-1}) \quad (\text{Gl. 2})$$

Im Folgenden wird erläutert, welche Parameter auf die vertikale Bezugsfläche angepasst wurden, um die Verdunstung einer Vertikalbegrünung (ET_0^{vert}) (in mm), bezogen auf 1m^2 Wandfläche zu berechnen. Entsprechend der Grass-Referenzverdunstung wird für eine Bezugsfläche in 3 m Höhe zunächst die Verdunstung von Gras nach Gl. 1 berechnet.

ET_0 ist sensitiv gegenüber der Nettosolarstrahlung R_n und damit gegenüber der einfallenden Solarstrahlung R_s , der Windgeschwindigkeit u , der Lufttemperatur T und dem Dampfdruckdefizit ($\text{VPD} = e_s - e_a$). Verwendet man Langzeitdaten der nahegelegenen DWD-Station Berlin-Tegel ($n = 3287$) in täglicher Auflösung in einer linearen Regression mit errechneten ET-Daten, so stellen sich R_s ($R^2 = 0.85$) und VPD ($R^2 = 0.9$) als zentrale Parameter dar. Varianzen in der Windgeschwindigkeit erklären lediglich 0.1 % der Varianzen von ET. Die Verwendung von Tagesdaten der vergangenen 30 Jahre der DWD-Station Potsdam-Telegrafenberg führt zu ähnlichen Ergebnissen (für R_s : $R^2 = 0.86$, für VPD : $R^2 = 0.92$, für u : $R^2 = 0.01$).

Aufgrund der sich ändernden Empfindlichkeit über den Wertebereich müssen alle diese Parameter für die Berechnung von ET vertikalisiert (ET_0^{vert}) werden, so dass:

$$ET_{0h}^{\text{vert}} = f(h) = ET_0(R_{nh}^{\text{vert}}, u_h^{\text{vert}}, T_h^{\text{vert}}, (e_s - e_a)_h^{\text{vert}}) \quad (\text{mm h}^{-1}) \quad (\text{Gl. 3})$$

Vertikalisierung der solaren Einstrahlung R_s

Die solare Einstrahlung (R_s) ist die primäre Energiequelle für ET und ET_0 reagiert sehr sensitiv auf R_s , insbesondere im Sommer, wenn anthropogene Wärmefreisetzung vernachlässigbar ist (Pigeon et al., 2007). R_s ist abhängig vom Standort des Gebäudes (Höhe ü.NN, Breitengrad), der Exposition der Wandfläche sowie Sonnenstand und Einstrahlwinkel, je nach Stunde des Tages und Tag des Jahres. Im städtischen Umfeld kann eine VG von Objekten wie Gebäuden und Bäumen verschattet werden. In der Regel erhalten hoch gelegene Wandbereiche mehr solaren Energieeintrag als weiter unten gelegene. Daher muss die einfallende kurzweilige Strahlung in jedem Zeitschritt für die unterschiedlichen Höhenstufen berechnet werden. Auch die Wetterbedingungen, vor allem die Bewölkung und die standortspezifische Luftqualität, die beide die Trübung beeinflussen, sind von großer Relevanz.

Windgeschwindigkeit

Die Windgeschwindigkeit in städtischen Straßenschluchten hängt von der Höhe der umliegenden Bebauung und der übergeordneten Windrichtung in Bezug auf die Ausrichtung des Straßencanyons ab (Eliasson et al., 2006). Bei der Berechnung nach Allen et al. (1998) wird die Windgeschwindigkeit in einer Höhe von 2 m über eine logarithmische Funktion auf Grundlage von Windmessungen in Höhe z berechnet. Im vorliegenden Fall ist die Fassade die Bezugsfläche, welche die Windgeschwindigkeit maßgebend beeinflusst. Daher geht der Abstand zwischen Fassade und Windmessgerät (0,15 m) als z in die Berechnung nach Allen et al. (1998) ein.

$$u_2 = u_z \frac{4.87}{\ln(67.8 z - 5.42)} \quad (\text{m s}^{-1}) \quad (\text{Gl. 4})$$

mit

- u_2 Windgeschwindigkeit in 2 m Höhe (m s^{-1}),
- z Höhe der Messung über der Bezugsfläche (m).

Temperatur und relative Luftfeuchtigkeit

Das Sättigungsdefizit (VPD) berechnet aus der Luftfeuchtigkeit rH bei einer gegebenen Lufttemperatur T hat einen hohen Einfluss auf ET_0 . Die Höhenabhängigkeit von VPD hängt vom Windfeld ab und ist komplexer als jene von Wind, wie Offerle et al. (2007) zeigen konnten. In ihrer Studie in einer Straßenschlucht war eine Höhenabhängigkeit der Lufttemperatur nur in einem kurzen Zeitraum um die Mittagszeit erkennbar. In der vorliegenden Studie werden T und rH über die Höhe von 12 m daher als konstant betrachtet.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass Klimadaten vertikalisiert werden müssen, um die ET für Vertikalbegrünung zu berechnen. Darüber hinaus bezieht sich die Verdunstungsgleichung ET_0 nach Allen et al. (1998) auf eine mit Gras bewachsene Fläche. Um von Gras auf den verwendeten Schlingknöterich (*Fallopia baldschuanica*) zu schließen, muss ein pflanzen-spezifischer Korrekturfaktor (K_C) verwendet werden. Über eine Vorstudie wurde dieser mit 1.21 bestimmt.

2.3 Verdunstungsberechnung ET_0^{vert} mit verfügbaren meteorologischen Eingangsdaten

Die vorgestellte Anpassung von ET_0 wird anschließend anhand der folgenden meteorologischen Eingangsdatensätze (siehe Tab. 1) getestet. Die Ergebnisse wurden im Anschluss über den Mittleren Absoluten Fehler (MAE) und die Quadratwurzel des quadratischen Fehlers (RMSE) bewertet.

Tab. 1: Eingangsdatensätze zur Verdunstungsberechnung

Datensatz	Beschreibung
remote_TXL	DWD-Station Tegel; horizontale Bezugsfläche; Entfernung zur Messstelle: 5,8 km
remote_MNh	Interpolierte Daten (Anbieter: Meteonorm) der nächstgelegenen 3 bzw. 6 DWD-Stationen; horizontale Bezugsfläche
remote_MNv	Interpolierte Daten (Anbieter: Meteonorm) der nächstgelegenen 3 bzw. 6 DWD-Stationen; vertikale Bezugsfläche
onsite_height	Vor Ort gemessene Eingangsdaten, davon Windgeschwindigkeit und Solare Einstrahlung höhendifferenziert, vertikale Bezugsfläche
onsite_uni	Vor Ort gemessene Eingangsdaten, vertikale Bezugsfläche, Messungen in 3 m Höhe vor der Fassade

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Sensitivitätsanalyse von ET_0^{vert} im Untersuchungsgebiet

Die Sensitivität von ET_0^{vert} gegenüber den einzelnen Klimavariablen hängt sowohl vom Standort als auch von der Jahreszeit ab (siehe Pérez-Urrestarazu und Urrestarazu, 2018), siehe 2.2. Für das Untersuchungsgebiet lässt sich schlussfolgern, dass R_s , rH und T an die vertikalen Standortbedingungen angepasst werden müssen, während u nicht unbedingt angepasst werden muss. Da die Windgeschwindigkeit in anderen Regionen einen größeren Einfluss haben könnte, wird sie im Folgenden aber dennoch berücksichtigt.

3.2 Vergleich gemessene und berechnete ET_0^{vert}

Die Bedeutung der Vertikalisierung der Eingangsdaten wird am deutlichsten, wenn man die Gesamtsummen der berechneten ET den gemessenen Lysimeterdaten während des Untersuchungszeitraums (25.07.–29.08.2014) gegenüberstellt (Tab. 2). Die gemessene Gesamtverdunstung betrug in diesem Zeitraum 1318 L. Eine Verdunstungsberechnung ohne vertikalisierte Daten überschätzt die ET deutlich (Tab. 2). Die Vertikalisierung von interpolierten meteorologischen Eingangsdaten nahe gelegener DWD-Stationen reduziert die Überschätzungen deutlich um 75 %. Eine Verwendung von vor Ort aufgenommenen Daten führt zu relativ geringen Unterschätzungen.

Die beste Übereinstimmung der Verdunstungswerte auf Tages- und Stundenbasis wurde für den vertikalisierten, höhenangepassten Datensatz erwartet. Im Anwendungsfall zeigt sich für die stündliche und tägliche Auflösung nur ein geringer Unterschied der höhenangepassten ET_0^{vert} (onsite_height) zur uniformen ET_0^{vert} (onsite_uni), der für die Bewässerungsplanung in der Praxis möglicherweise nicht relevant ist.

Tab. 2: Vergleich der gemessenen und berechneten Evapotranspirationen ET_0^{VGS}

Datensatz	ΣET_0^{VGS}	Abweichung ΣET (%)	MAE (L d ⁻¹)	MAE (L h ⁻¹)	RMSE (L d ⁻¹)	RMSE (L h ⁻¹)
Lysimeter	1318 L	-	-	-	-	-
remote_TXL	2741 L	+108	39,6	1,8	43	3,0
remote_MNh	2636 L	+100	37,2	1,9	39	3,0
remote_MNv	1634 L	+24	10,6	1	12	1,6
onsite_height	1265 L	-4	8,0	0,74	10	1,2
onsite_uni	1173 L	-11	8,1	0,75	10	1,2

Die relativ geringen Unterschiede lassen sich v.a. durch eine relativ homogene Sonneneinstrahlung auf der gesamten Testwand erklären, da die relativ niedrige umliegende Bebauung zu einheitlichen Verschattungseffekten führt. In anderen urbanen Räumen mit näheren und/oder höheren Gebäuden wäre der solare Energieeintrag an Wänden heterogener. Die Höhenabhängigkeit der Sonneneinstrahlung sollte nach Möglichkeit berücksichtigt werden, insbesondere bei Wänden mit heterogenen Sonneneinstrahlungsmustern – also Verschattung der Wand.

Die Nutzung der nächstgelegenen Stationsdaten führte zu hohen Überschätzungen (zw. 27 %, 89 % und 99 % in der stündlichen Auflösung, Abb. 2, sowie 14 %, 86 % und 96 % in der täglichen Auflösung). Bei Verwendung von nicht vertikalisierten Daten entfernter Klimastationen wird die ET generell als zu hoch eingeschätzt. Außerdem wird bei nicht vertikalisierten Daten außer Acht gelassen, dass die westlich ausgerichtete Wand erst ab der Mittagszeit direkter Sonneneinstrahlung ausgesetzt ist (siehe Verlauf von ET am 6. August, Abb. 3).

Während der Nacht liegen die berechneten Werte von ET meist unter denen der Lysimetermessungen. Diese Abweichungen könnten durch das Konzept der Lysimetermessungen begründet sein. Da im vorliegenden Messaufbau das Vorratsgefäß und nicht das eigentliche Pflanzgefäß kontinuierlich gewogen wurde, kann es zu Verzögerungen zwischen der Wasseraufnahme des Pflanzgefäßes und der tatsächlichen Verdunstung gekommen sein, zum Beispiel dann, wenn sich die Pflanze nach einem Tag mit hoher Transpiration wieder mit Wasser füllt, aber nur noch geringe Transpiration stattfindet. Das aufgenommene Wasser kann so tagsüber transpiriert werden, ohne dass es zu einer weiteren (sichtbaren) Wasseraufnahme aus dem Lysimeter kommt. Ein solches Verhalten ist von Bäumen während des Auffüllens des Stammspeichers bekannt (Čermák et al., 2007, Raven et al., 2013).

Der Verlauf der täglichen ET aus den Lysimetermessungen erscheint somit im Vergleich zu den Spitzen der berechneten ET geglättet. Ein weiterer Grund könnte sein, dass das Gebäude an diesem Standort nachts langwellig abstrahlt, was zu einer erhöhten kutikulären ET führt (Hoelscher et al., 2018). Die nächtlichen Temperaturunterschiede zwischen Wandoberfläche und Luft können bis zu 3 °C betragen (Hoelscher et al., 2016).

Nach Allen et al. (1998) beträgt der relative Beitrag der Evaporation (E) von der Bodenoberfläche zur Evapotranspiration ET während der Vegetationsperiode bei horizontalen Kulturen nie weniger als 10 %. Bei Kletterpflanzen wird die ursprüngliche ET_0 -Formel die Evaporation möglicherweise überschätzen, da das Verhältnis von Blattfläche zu Bodenoberfläche viel hö-

her ist als bei einer horizontalen Grasfläche. Schwarzer et al. (2015) zeigten für den Messstandort dieser Studie, dass die Evaporation aus dem 1 m³ großen Behälter nur ca. 2 % der gesamten Wasseraufnahme von *Fallopia baldschuanica* ausmachte. Bei wandbasierten Systemen könnte das Verhältnis höher sein.

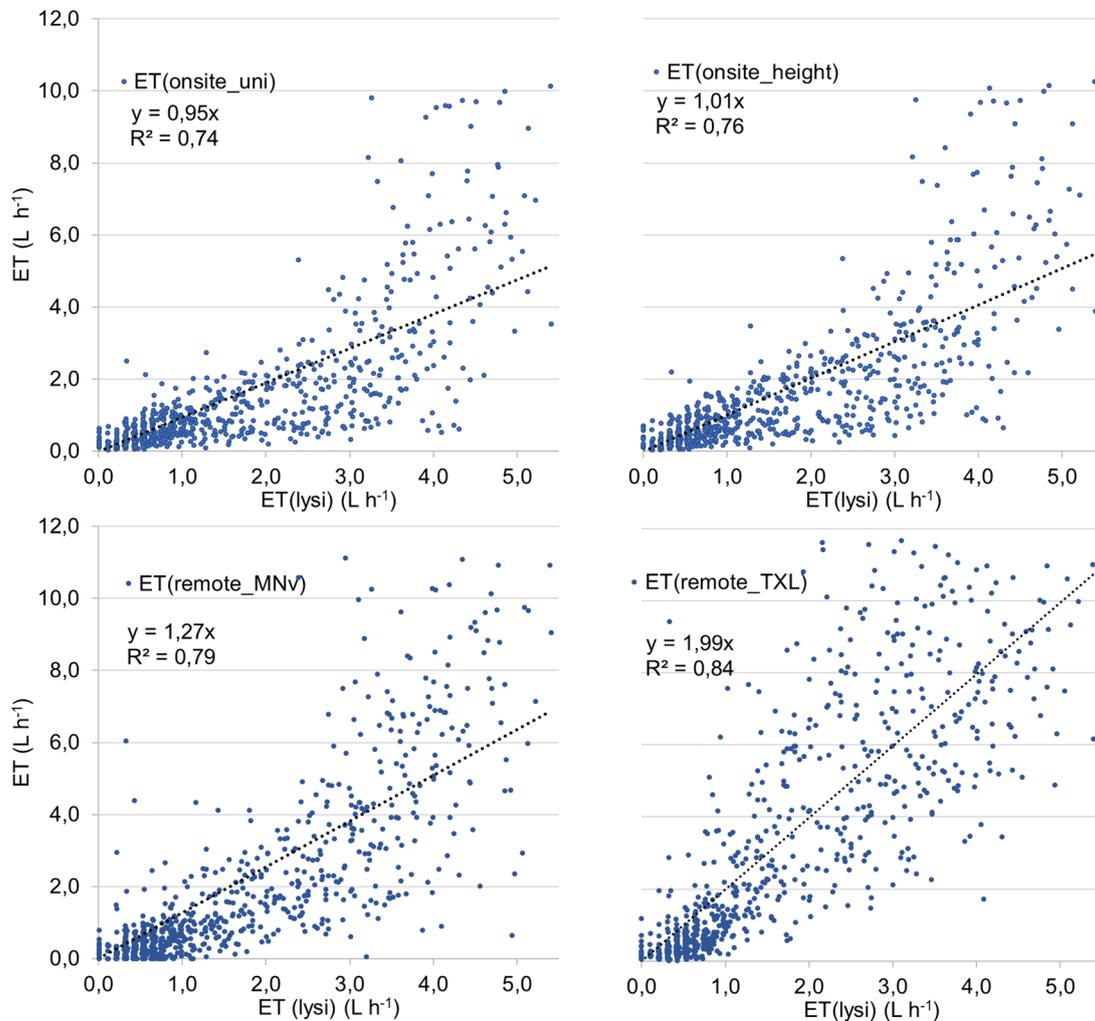


Abb. 2: Stündliche ET der Vertikalbegrünung zwischen dem 25.07.-29.08.2014 (n = 864): Vergleich zwischen Lysimetermessungen (ET lys) und berechneter ET mit vertikalisierten, vor Ort gemessenen meteorologischen Eingangsdaten, nicht höhenangepasst (oben links) und höhenangepasst (oben rechts), sowie interpolierten, vertikalisierten Eingangsdaten der nächstgelegenen DWD-Stationen (unten links) und nicht interpolierten, nicht vertikalisierten Eingangsdaten der nächstgelegenen DWD-Stationen (unten rechts); angepasst aus Hoffmann et al. (2023, preprint)

Einige Einschränkungen der vorliegenden Studie müssen genannt werden, sowohl in Bezug auf die gemessene als auch auf die berechnete ET. Neben der bereits erwähnten Zeitverzögerung zwischen Wasseraufnahme und Transpiration könnte die mögliche Begrenzung des hydraulischen Durchflusses in höheren Pflanzen (Ryan und Yoder, 1997) die Genauigkeit der Lysimeterdaten beeinträchtigen.

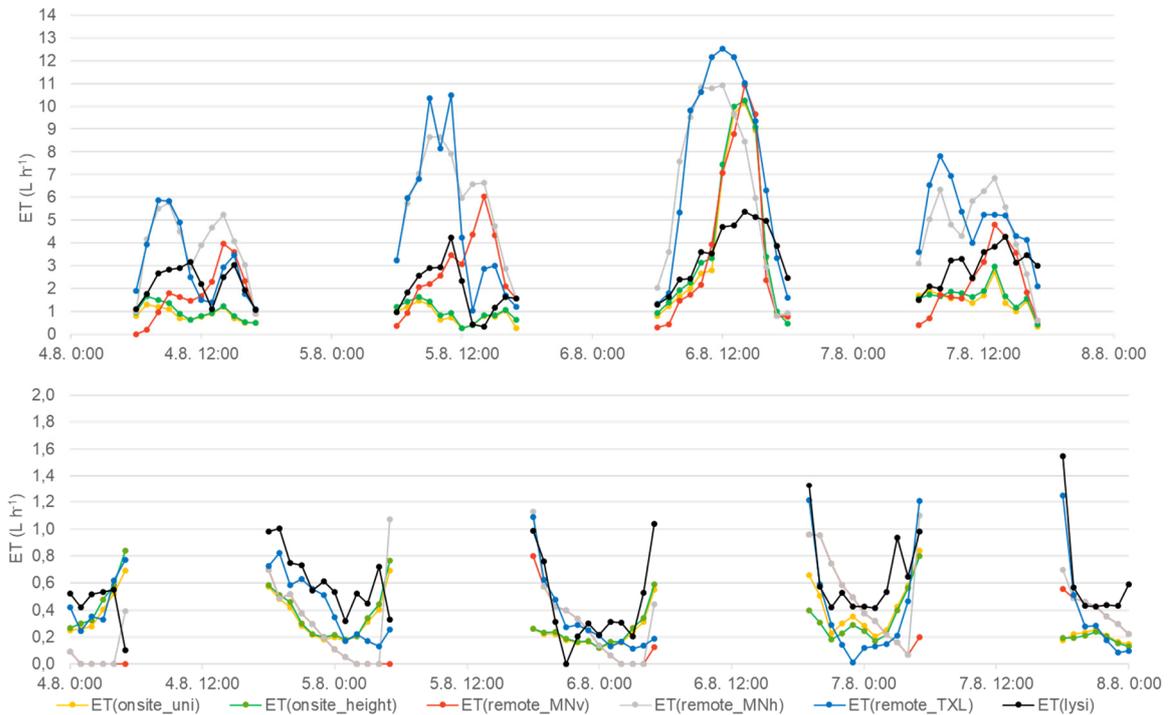


Abb. 3: Zeitreihe der stündlichen ET (04.08.-08.08.2014) tagsüber (oben) und nachts (unten); Berechnet aus vor Ort gemessenen Daten ohne Höhenabhängigkeit (onsite_uni) und mit Höhenabhängigkeit (onsite_height), aus interpolierten Daten nahe gelegener DWD-Stationen vertikalisiert (remote_MNv), und nicht vertikalisiert (remote_MNh), aus Daten einer nahegelegenen DWD-Station (remote_TXL) und gemessenen Lysimeterdaten ET(lysi); alle ET-Werte beziehen sich auf 1 m² vertikale Fläche; Die ET-Daten enthalten einen K_C-Faktor von 1,21; die Genauigkeit von ET(lysi) beträgt 0,01 L m⁻² (angepasst aus Hoffmann et al., 2023, preprint)

Obwohl bei der Versuchsplanung darauf geachtet wurde, eine möglichst genaue Übereinstimmung mit ET₀ (ausreichende Wasserversorgung durch kommunizierende Röhren) zu erreichen, misst das Lysimeter die tatsächliche ET, was die Vergleichbarkeit mit ET₀ einschränkt. In Bezug auf die berechnete ET bestehen Unsicherheiten, die mit der ursprünglichen Konzeption der Penman-Monteith-Gleichung für landwirtschaftliche Kulturen zusammenhängen. Die Pflanzendecke wird als relativ homogen angenommen und als ein großes Blatt betrachtet („big leaf“, Allen, 2005). Bodengebundene Vertikalbegrünungen hingegen bestehen aus Einzelpflanzen, die im Verhältnis zu ihrer Masse eine relativ große Oberfläche besitzen, die den Einflüssen ihrer Umgebung ausgesetzt ist (z. B. Advektion), wie z. B. Rana et al. (2019) für isolierte Pflanzen beobachtet haben. Ihre vertikale Ausrichtung hat Auswirkungen auf konvektive Wärmeverluste (Gunawardena et al., 2017), die Strahlungsverteilung im Pflanzendach (Jones, 2013), die Speicherung und Abgabe von Wärme von der Wand (Hoffmann, 2019) und die Windlasten der Pflanzen (Aly et al., 2013).

Die größten Vorteile der Verwendung der standardisierten Penman-Monteith-Gleichung, auch wenn sie für VGS möglicherweise nicht perfekt geeignet ist, sind die große Vergleichbarkeit der Ergebnisse und die Möglichkeit, sie empirisch mit einem pflanzenspezifischen Korrekturfaktor (K_C) anzupassen, wenn pflanzenspezifische Parameter wie der stomatare Widerstand unbekannt sind. Die saisonale Phänologie der Kletterpflanzen und ihr Einfluss auf die

ET-Berechnung sollte weiter untersucht werden. Bei der Simulation der ET von Vertikalbegrünung im Laufe eines Jahres sollte ein Phänologiemodul einbezogen werden, das jährliche klimatische Schwankungen, Urbanisierungseffekte (Neil und Wu, 2006) und artspezifische Blatentwicklung berücksichtigt.

4. Schlussfolgerungen

In dieser Studie schlagen wir ein Modell vor, um ET_0 für Vertikalbegrünung anzupassen und testen es anschließend mithilfe von gemessenen Lysimeterdaten und einer Reihe von verfügbaren meteorologischen Eingangsdatensätzen. Diese unterscheiden sich in ihrer Nähe zur Lysimeterstation, der Ausrichtung der Bezugsfläche (horizontal und vertikal) sowie der Einbeziehung oder Vernachlässigung der Höhenabhängigkeit einzelner Eingangsparameter. Obwohl VG und Gras in Bezug auf Morphologie und Physiologie sicherlich unterschiedlich sind, können ET_0 und K_C verwendet werden, um den Wasserbedarf von VG vorherzusagen. Mit Hilfe von vor Ort gemessenen Eingangsdaten kann eine Unsicherheit von weniger als 10 % für stündliche ($R^2 > 0,74$) und tägliche ($R^2 > 0,94$) Daten erreicht werden. Unter Berücksichtigung der Höhenabhängigkeiten von Strahlung und Windgeschwindigkeit werden die Genauigkeiten noch höher. Wenn lediglich Klimastationsdaten zur Verfügung stehen, ist die Vertikalisierung von Strahlungsdaten sehr effektiv. Für interpolierte Daten könnte die Vertikalisierung die Unsicherheit von 86 % auf 14 % Überschätzung reduzieren. Die einfache Verwendung von horizontalen Klimastationsdaten erscheint nicht ratsam, da sie zu Überschätzungen von nahezu 100 % führten. Abweichungen zwischen berechneten und gemessenen stündlichen Verläufen deuten darauf hin, sowohl eine weitere Anpassung der Lysimetrie, die eine Trennung von Pflanzenwasseraufnahme und ET ermöglicht, als auch angepasste Modellierungsansätze, z.B. unter Einbeziehung der Dynamik der stomatären Leitfähigkeit, zu verwenden. Für die Bewässerungsplanung auf Tagesbasis ist dies jedoch nicht notwendig.

Literatur

- Allen, R., 2005. Penman–Monteith Equation. In Hillel, D., editor, *Encyclopedia of Soils in the Environment*, 180–188. Elsevier, ISBN 978-0-12-348530-4.
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. *Crop evapotranspiration — guidelines for computing crop water requirements*. FAO Irrigation and drainage paper 56. Food and Agriculture Organization, Rome, ISBN 92-5-104219-5.
- Aly, A. M., Fossati, F., Muggiasca, S., Argentini, T., Bitsuamlak, G., Franchi, A., Longarini, N., Crespi, P., and Chowdhury, A. G., 2013. Wind loading on trees integrated with a building envelope. *Wind and Structures*, 17(1):69–85, <https://doi.org/10.12989/was.2013.17.1.069>.
- Čermák, J., Kučera, J., Bauerle, W.L., Phillips, N., Hinckley, T.M., 2007. Tree water storage and its diurnal dynamics related to sap flow and changes in stem volume in old-growth Douglas-fir trees, *Tree Physiology* 27(2), 181–198, <https://doi.org/10.1093/treephys/27.2.181>.

- Eliasson, I., Offerle, B., Grimmond, C., and Lindqvist, S., 2006. Wind fields and turbulence statistics in an urban street canyon. *Atmospheric Environment*, 40(1), 1–16, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.03.031>.
- Fank, J., 2007. Die Gras-Referenzverdunstung: Berechnungsergebnisse in Abhängigkeit von Messgeräten und Messintervall. 12. Gumpensteiner Lysimetertagung. Irdning, Deutschland: 53-56.
- Gunawardena, K. R., Wells, M. J., and Kershaw, T., 2017. Utilising green and bluespace to mitigate urban heat island intensity. *The Science of the total environment*, 584-585, 1040–1055, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.158>.
- Hölscher, M.-T., 2018. Quantification of cooling effects and water demand of urban façade greenings. Dissertationsschrift, Technische Universität Berlin, <https://api-depositonce.tu-berlin.de/server/api/core/bitstreams/35f9f6ed-ce74-4f52-adc9-de522834558d/content>.
- Hölscher, M.-T., Nehls, T., Jänicke, B., and Wessolek, G., 2016. Quantifying cooling effects of facade greening: Shading, transpiration and insulation. *Energy and Buildings*, 114, 283–290, <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2015.06.047>.
- Hoffmann, K. A., Saad, R., Kluge, B., and Nehls, T., 2023. Modelling reference evapotranspiration of green walls (ET_0^{vert}), *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.* [preprint], <https://doi.org/10.5194/hess-2023-221>, im Review.
- Hoffmann, K., 2019. Modelling the impact of storage heat flux on evapotranspiration of a greened façade in an urban environment. Masterarbeit, Technische Universität Berlin.
- Jones, H. G., 2013. *Plants and Microclimate: A Quantitative Approach to Environmental Plant Physiology*. Cambridge University Press, <https://doi.org/10.1017/CBO9780511845727>.
- Neil, K. and Wu, J., 2006. Effects of urbanization on plant flowering phenology: A review. *Urban Ecosystems*, 9(3), 243–257, <https://doi.org/10.1007/s11252-006-9354-2>.
- Offerle, B., Eliasson, I., Grimmond, C.S.B., Holmer, B., 2007. Surface heating in relation to air temperature, wind and turbulence in an urban street canyon. *Boundary-Layer Meteorology* 122, 273–292, <https://doi.org/10.1007/s10546-006-9099-8>.
- Pérez-Urrestarazu, L. and Urrestarazu, M., 2018. Vertical Greening Systems: Irrigation and Maintenance. In Pérez, G. and Perini, K., editors, *Nature Based Strategies for Urban and Building Sustainability*, 55–63, Elsevier, <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812150-4.00005-7>.
- Pigeon, G., Legain, D., Durand, P. and Masson, V., 2007. Anthropogenic heat release in an old European agglomeration (Toulouse, France). *International Journal of Climatology* 27, 1969-1981, <https://doi.org/10.1002/joc.1530>.
- Rana, G., Ferrara, R. M., and Mazza, G., 2019. A model for estimating transpiration of rainfed urban trees in Mediterranean environment. *Theoretical and Applied Climatology*, 138 (1-2), 683– 699, <https://doi.org/10.1007/s00704-019-02854-4>.
- Raven, P. H., Evert, R. F., and Eichhorn, S. E., 2013. *Biology of plants*. Freeman, New York, 8. ed., 1. printing edition, ISBN- 978-0716762843.
- Ryan, M. G. and Yoder, B. J., 1997. Hydraulic Limits to Tree Height and Tree Growth. *BioScience*, 47(4), 235–242, <https://doi.org/10.2307/1313077>.

Schwarzer, N., 2015. Ein neuartiges Lysimetersystem zur Transpirationsmessung von vertikaler Begrünung in der Aufwuchsphase. Diplomarbeit. Technische Universität Berlin, Deutschland.

Dieser Beitrag ist ein Exzerpt des Preprints „Modelling reference evapotranspiration of green walls (ET_0^{vert})” (<https://doi.org/10.5194/hess-2023-221>, Hoffmann et al., 2023)

Modellierung der Auswirkungen des neuen Stadtteils Freiham-Nord in München auf den Wasserhaushalt

Volker Jungk, Beate Klöcking, Jenny Müller

Zusammenfassung

Die Landeshauptstadt München plant am westlichen Stadtrand einen neuen Stadtteil. Für den Bereich Freiham Nord sollen Maßnahmen zur Erhaltung eines balancierten Wasserhaushaltes entwickelt werden. Die Grundlage für diese Maßnahmen bilden zum einen die Simulationen des Wasserhaushaltes und der Sickerwasserraten mit dem hydrologischen Modell ArcEGMO-PSCN (Becker et al., 2002, Pfütznner, 2002, Klöcking, 2009) durchgeführt durch das Büro für angewandte Hydrologie (BAH) und zum anderen eine planbegleitende numerische Grundwasserströmungsmodellierung mit FEFLOW (DHI WASY) durchgeführt durch die AKVO GmbH. Es erfolgten Simulationen des Ist- und Planzustandes, um die Auswirkungen der Neubebauung auf den Wasserhaushalt prognostizieren zu können. Alle Szenarien und Prognosen zeigten, dass aufgrund der geplanten Maßnahmen die Auswirkungen auf den Wasserhaushalt und die hydraulischen Auswirkungen der geplanten Bebauung auf die Grundwasserstände sehr gering und für das Umfeld weitestgehend vernachlässigbar sind.

1. Zielstellung

Die Landeshauptstadt München plant am westlichen Stadtrand einen neuen Stadtteil mit einer Gesamtfläche von ca. 350 ha: Freiham Süd als Gewerbe- und Freiham Nord als Wohnstandort. Der Bereich Freiham Nord mit einer Fläche von rund 200 Hektar, welcher sich in 3 Abschnitte (1. und 2. Realisierungsabschnitt und Landschaftspark Freiham) gliedert, soll bis ca. 2035 entstehen und als Wohnstandort für mehr als 25.000 Einwohner*innen mit entsprechenden Infrastruktureinrichtungen entwickelt werden.

Der 1. Realisierungsabschnitt befindet sich zurzeit bereits in der Umsetzung.

Laut Planungsstand zum 2. Realisierungsabschnitt werden ca. 25 % der Fläche mit Gebäuden überbaut. Dazu kommen Verkehrswege sowie Grün- und Freiräume (50 % Flächenanteil) bestehend aus Wegen, Bäumen, Sträuchern und Wiesenflächen mit unterschiedlichem Versiegelungsgrad. Es ist eine Begrünung der Dächer und die Anlage von Grünstreifen mit Baumreihen geplant (Landeshauptstadt München, 2019).

Aufgabe der Modellierungen war die Bereitstellung flächendetaillierter Daten zur Versickerung, Verdunstung, Grundwasserneubildung und Grundwasserströmung sowohl für den Ist- als auch den Plan-Zustand. Zu berücksichtigen sind die Planungen zum U-Bahnbau und zur unterirdischen Bebauung. Diese Simulationsdaten stellen die Grundlage für die Entwicklung optimierter Maßnahmen zur Erhaltung eines balancierten Wasserhaushalts in diesem Siedlungsgebiet dar.

Die wasserwirtschaftliche Zielstellung des Vorhabens ist eine möglichst geringe Veränderung des Wasserhaushalts gegenüber dem un bebauten Zustand durch die Neuplanung / Neubebauung. Dies soll durch ausgeglichene Wasserbilanzen der privaten Baugrundstücke z. B. durch begrünte Dachflächen, Reduzierung versiegelter Flächen und möglichst flächige Versickerung des Niederschlagswassers erzielt werden. Baubedingte Änderungen der Grundwasserstände sollten weitestgehend minimiert werden und auf bereits bebaute Umfeldbereiche ausgeschlossen werden.

2. Methodik

Die AKVO GmbH erstellte planbegleitend ein numerisches Grundwasserströmungsmodell mit FEFLOW (DHI WASY) für das Gebiet Freiham Nord und dessen Umfeld. Das Modell wurde sukzessive weiterentwickelt und unter Berücksichtigung von Neuplanung und Bestandsbebauung wurden verschiedene Szenarien mit Mittel- sowie Hochwasserständen berechnet und ausgewertet.

Die Simulation des Wasserhaushaltes und der für das Grundwassermodell relevanten Sickerwasserraten erfolgte durch das Büro für Angewandte Hydrologie (BAH) mit dem hydrologischen Modell ArcEGMO-PSCN (Becker et al., 2002, Pfützner, 2002, Klöcking, 2009) für den Ist-Zustand sowie für die Umsetzung der Planung im Jahr 2035 (Plan-Zustand). Ein wichtiger Teilaspekt war die flächenscharfe Quantifizierung schneller oberirdischer Abflusskomponenten, um eine Grundlage für die Planung zusätzlicher Versickerungs- und Speicherelemente zu schaffen.

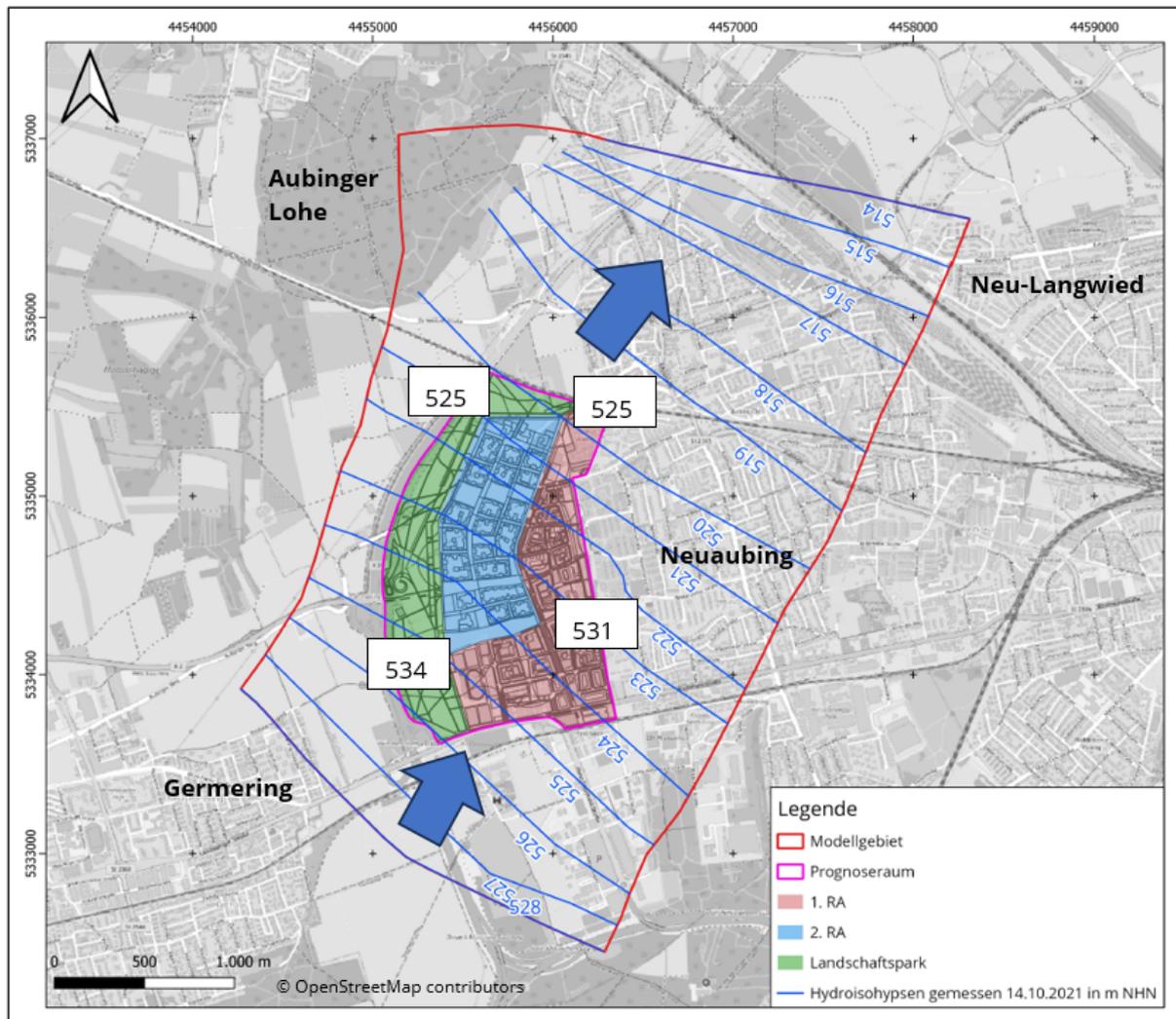


Abb. 1: Übersichtskarte mit dem Modellgebiet, Prognoseraum, 1. und 2. Realisierungsabschnitt (RA) und Landschaftspark, Grundwasserfließrichtung (blaue Pfeile), gemessene Hydroisohypsen in m NHN (blaue Linien, Stand 14.10.2021), Angaben der GOK in m NHN an den Rändern des 2. RA.

Die Simulation des Ist- und des Plan-Zustandes erfolgte auf der Basis der heutigen klimatischen Bedingungen. Dafür wurde ein Simulationszeitraum von 30 Jahren gewählt (1988 – 2017). Dieser Zeitraum enthält sowohl Niedrig- als auch Hochwassersituationen. Zusätzlich zu dieser Langzeitsimulation erfolgt die Analyse eines 30- und eines 100-jährigen Starkregenerenignisses auf der Basis der KOSTRA-Niederschläge bei Zugrundelegung nasser Vorfeuchtezustände als Stresstest.

3. Umsetzung der Planungsdetails im gekoppelten Landschaftswassermodell

3.1 Wasserhaushaltsmodell

Auf der Basis des hydrologisches Modellierungssystem ArcEGMO-PSCN wurde ein Gebietswasserhaushaltsmodell aufgebaut, das folgende Bedingungen erfüllt:

- Simulation des Bodenwasserhaushaltes, der Verdunstung und der Grundwasserneubildung in Abhängigkeit von der Landnutzung/Vegetation, den Boden- und den meteorologischen Randbedingungen,
- Abbildung der Besonderheiten der Hydrologie urbaner Bereiche (begrünte Tiefgaragen und Dächer, Versickerungselemente, etc.),
- Polygonbasierte flächenscharfe Abbildung aller Teilprozesse (Gebäude, Straßen- und Wegenetz, Grünanlagen, Versickerungsflächen, etc.),
- Die Zeitauflösung erlaubt eine ausreichende Abbildung der Witterungsdynamik (Schneeakkumulation und -schmelze, Mittel- und Extremwerte, kontinuierliche Zeitreihen der räumlichen Verteilung der meteorologischen Eingangsgrößen wie Niederschläge sowie der Verdunstung und Abflusskomponenten),
- Schnittstelle zum Grundwasserströmungsmodell FEFLOW,
- Szenariofähigkeit.

Ein Problem bei der polygonbasierten Erfassung aller Planungsstrukturen im GIS-Modell ist dessen Anpassung an Planungsänderungen. Solche erfordern einen kompletten Neuaufbau des Modells. Deshalb wurden die Innen- und Außenanlagen der Baufelder vereinfacht als je ein Polygon (Einzelfläche) abgebildet. Jede Fläche wird entsprechend des Versiegelungsanteils (Anteil der Hartflächen) und der Vegetation auf den Grünflächen parametrisiert. Somit kann flexibler auf Änderungen der Bauplanung reagiert werden. Die auf den Hartflächen gebildeten Oberflächenabflüsse werden auf den Grünflächen zur Wiederversickerung angeboten. Auf den überbauten Flächen der Baufelder, die ortsscharf im Raummodell erfasst werden, ist die Grundwasserneubildung unterbunden. Hier werden nur Drän- und Oberflächenabflüsse gebildet, die in noch auszuweisenden Meliorationselementen wiederversickert werden sollen. Es wird zwischen mehreren Dachflächentypen unterschieden: Gebäude mit extensiver Dachbegrünung in Kombination mit darüberliegender Photovoltaik, Gebäude mit intensiver Dachbegrünung, Freizeitchdach, Biodiversitätsdach. Unterschiede ergeben sich aus der Form der Dachbegrünung mit entsprechender Mindestsubstratstärken und dem Versiegelungsanteil.

Analog ist das Vorgehen bei den Straßen- und öffentlichen Grün- und Freiräumen. Entsprechend der Rahmenplanung werden hier Nutzungstypen im Modell erfasst und entsprechend ihren Eigenschaften parametrisiert. Es handelt sich dabei um eine Abschätzung der mittleren Eigenschaften anhand der Angaben zu den Hartflächen, den Bäumen und der Möblierung pro Nutzungstyp. Eine flächenscharfe Verortung der Fahrbahnen, Wege, Grünanlagen etc. innerhalb der einzelnen Nutzungstypen erfolgt nicht. Die einem Nutzungstyp zugeordneten Flächen können sich jedoch hinsichtlich des Versiegelungsgrades unterscheiden. Neben den in Abbildung 2 dargestellten Straßentypen werden Quartiersplätze und -parks berücksichtigt. Das Wasserhaushaltsmodell umfasst insgesamt eine Fläche von 2.634 ha, unterteilt in 3.560 Einzelpolygone. An das Grundwassermodell werden pro Polygon die Sickerwassermenge in 2 m Bodentiefe, Sättigungsabflüsse auf den Grünflächen und die auf den Gebäuden gebildeten Drainabflüsse übergeben.

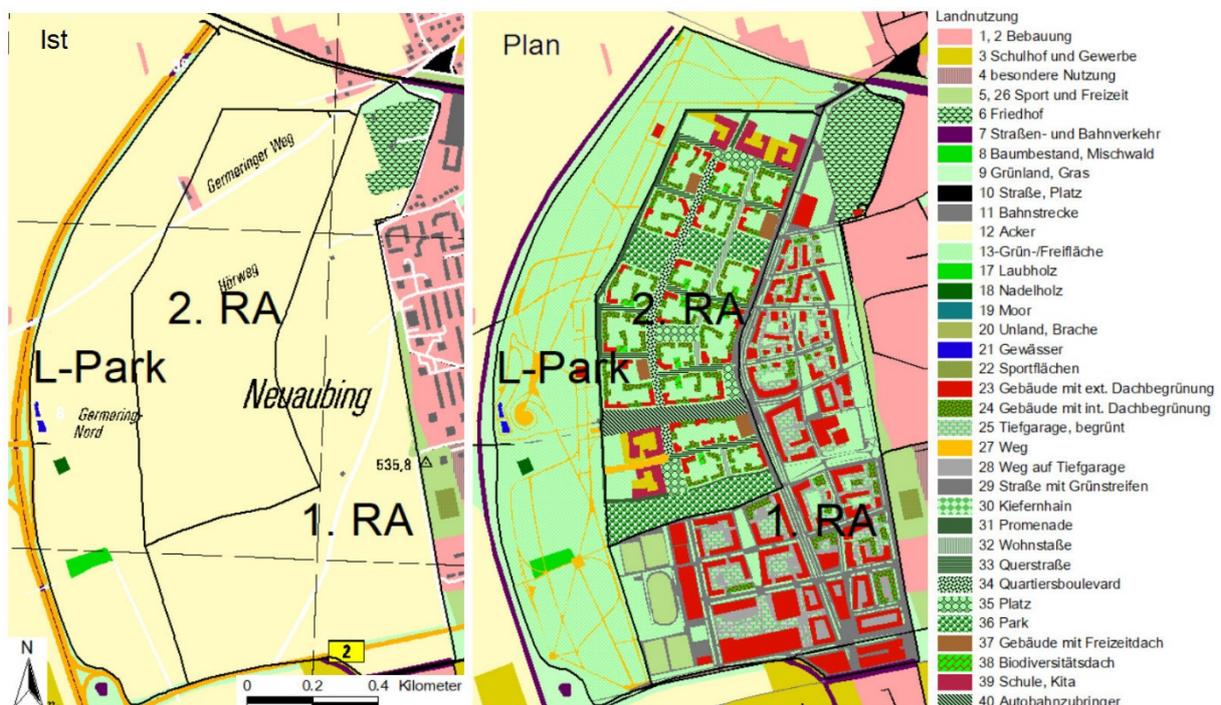


Abb. 2: Änderung der Flächennutzung im 1. und 2. RA Freiam Nord (Ist-Zustand links)

3.2 Grundwasserströmungsmodell

Das Modellgebiet liegt am westlichen Stadtrand von München und hat eine Fläche von ca. 1.100 ha. Im Einzelnen führt die Modellgrenze im Norden von der Aubinger Lohe nach Neu-Langwied und im Süden von Germering zum Autobahndreieck München Süd-West (siehe Abb. 1). Das Modellgebiet erstreckt sich ca. 3,2 km in W-O Richtung und ca. 4,5 km in N-S Richtung (maximale Ausdehnung). Die Geländeoberfläche (GOK) fällt im Modellgebiet von ca. 551 m NHN im Süden auf ca. 515 m NHN im Norden ab und die Grundwasseroberfläche fällt von ca. 528 m NHN im Süden auf ca. 514 m NHN im Norden ab. Der Prognoseraum der Modellrechnung, auf den sich die Auswertung fokussiert, entspricht dem 1. Realisierungsabschnitt (1. RA)

und 2. Realisierungsabschnitt (2. RA), sowie dem Landschaftspark des geplanten Stadtquartiers. Dieser liegt am Westrand der Landeshauptstadt München am Übergang von Siedlungsflächen zu landwirtschaftlichen Nutzflächen zwischen dem Stadtteil Aubing und der Kreisstadt Germering. Die Grenze des Modellgebietes bildet im Norden die Trasse der S-Bahn (München-Puchheim), im Osten die benachbarte Bestandsbebauung und im Süden sowie im Westen der Verlauf von BAB 99 und der Bodenseestraße.

Die bayerische Landeshauptstadt München liegt in der Münchner Schotterebene, welche zum nördlichen Alpenvorland gehört. Der Untergrund besteht aus tertiären Sedimenten des Molassebeckens, die weitflächig von quartären Ablagerungen überdeckt sind. Die Münchener Schotterebene wird auch als „schiefe Ebene“ bezeichnet, da sie von ca. 650 m NHN im Süden auf etwa 430 m NHN abfällt. Der geologische Aufbau im Modellgebiet wird im oberen Teufenbereich durch die quartären Ablagerungen der Münchener Schotterebene bestimmt, die aus kaligen Kiessanden gebildet werden. Im Süden des Modellgebietes erreichen die Kiessande eine Mächtigkeit von bis zu 24 m. In Richtung Norden nimmt die Mächtigkeit nahezu kontinuierlich ab. Die Grundwasserströmungsrichtung im Modellgebiet folgt der Topografie und ist nach Nord-Osten gerichtet. Dabei nehmen die Flurabstände nach Nord-Westen ab.

Zur Abbildung der Höhenlage der in den einzelnen Varianten zu berücksichtigenden geplanten unterirdischen Bebauung (Tunnel, Untergeschosse, Tiefgaragen, U-Bahn) wurden weitere Modellebenen bei 3,5 und 8,75 m u GOK erzeugt. Je nach Variante wurden die ins Grundwasser ragenden Bauwerke als inaktive Elemente umgesetzt.

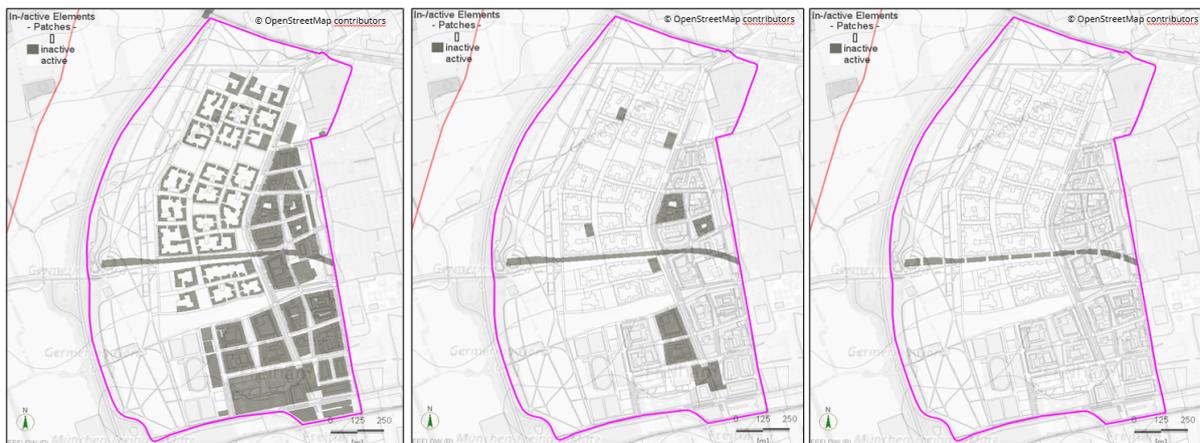


Abb. 3: Inaktive Elemente für den Plan-Zustand für die Modellebenen 1 (links – bis 3,5 m u. GOK), 2 (Mitte – bis 8,75 m u GOK) und 3 (rechts – inklusive U-Bahn) im Prognoseraum (magenta), Kartenhintergrund: OpenStreetMap: openstreetmap.org/copyright.

Die Ergebnisse des Wasserhaushaltsmodells wurden als instationäre Randbedingung im Modell berücksichtigt. Im Ergebnis von Szenarienrechnungen wurden die Grundwasserstände im Ausgangszustand ohne Bebauung mit den berechneten Grundwasserständen für verschiedene Bebauungszustände sowohl für Mittelwasser als auch für Grundhochwässer verglichen. Letztere wurden sowohl als Grundhochwasser im Ergebnis von Starkregenereignissen mit 30-jähriger als auch 100-jähriger Jährlichkeit betrachtet und stellen im Ergebnis der Analysen die relevanten zu bewertenden Zustände dar. Die Bewertung erfolgte anhand der max. Änderung

der Grundwasserstände zwischen Ausgangs- und Bebauungszustand, in Abbildung 4 dargestellt für das 100-jährige Niederschlagsereignis. Weiterhin wurden für die weitere Bauplanung die Flächen ausgewiesen, auf denen zu verschiedenen Bebauungszuständen nicht die bautechnisch gewünschten Flurabstände in den Szenarien vorliegen.

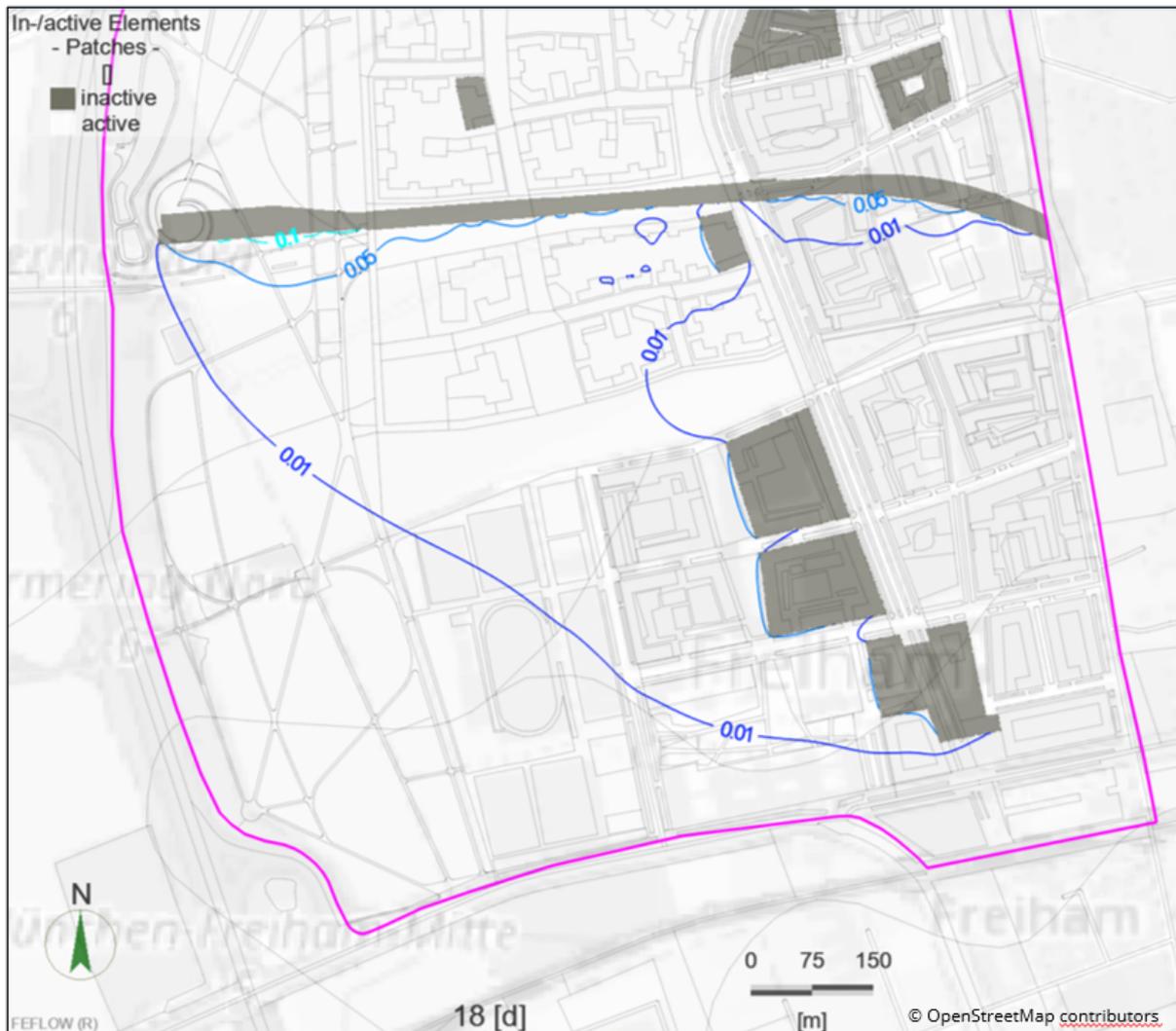


Abb. 4: Berechneter Aufstau von 0,01 m (dunkelblau), 0,05 m (hellblau) und 0,1 m (cyan) für das 100-jährige Starkregenereignis am Modelltag 18 berechnet aus der Differenz des Plan- und unbebauten Zustandes, Kartenhintergrund: OpenStreetMap: openstreetmap.org/copy-right.

4. Ergebnisse

In Abbildung 5 ist der zeitliche Verlauf der Niederschläge, Temperaturen und der simulierten Wasserhaushaltskomponenten in den hydrologischen Jahren (1.11.-31.10.) 1988-2017 im Ist- und im Planzustand als Flächenmittel dargestellt. Markiert sind die beiden Extremjahre, die als Beispiel für besonders nasse oder trockene Bedingungen bei der Analyse der Simulationsergebnisse zum Wasserhaushalt ausgewertet werden.

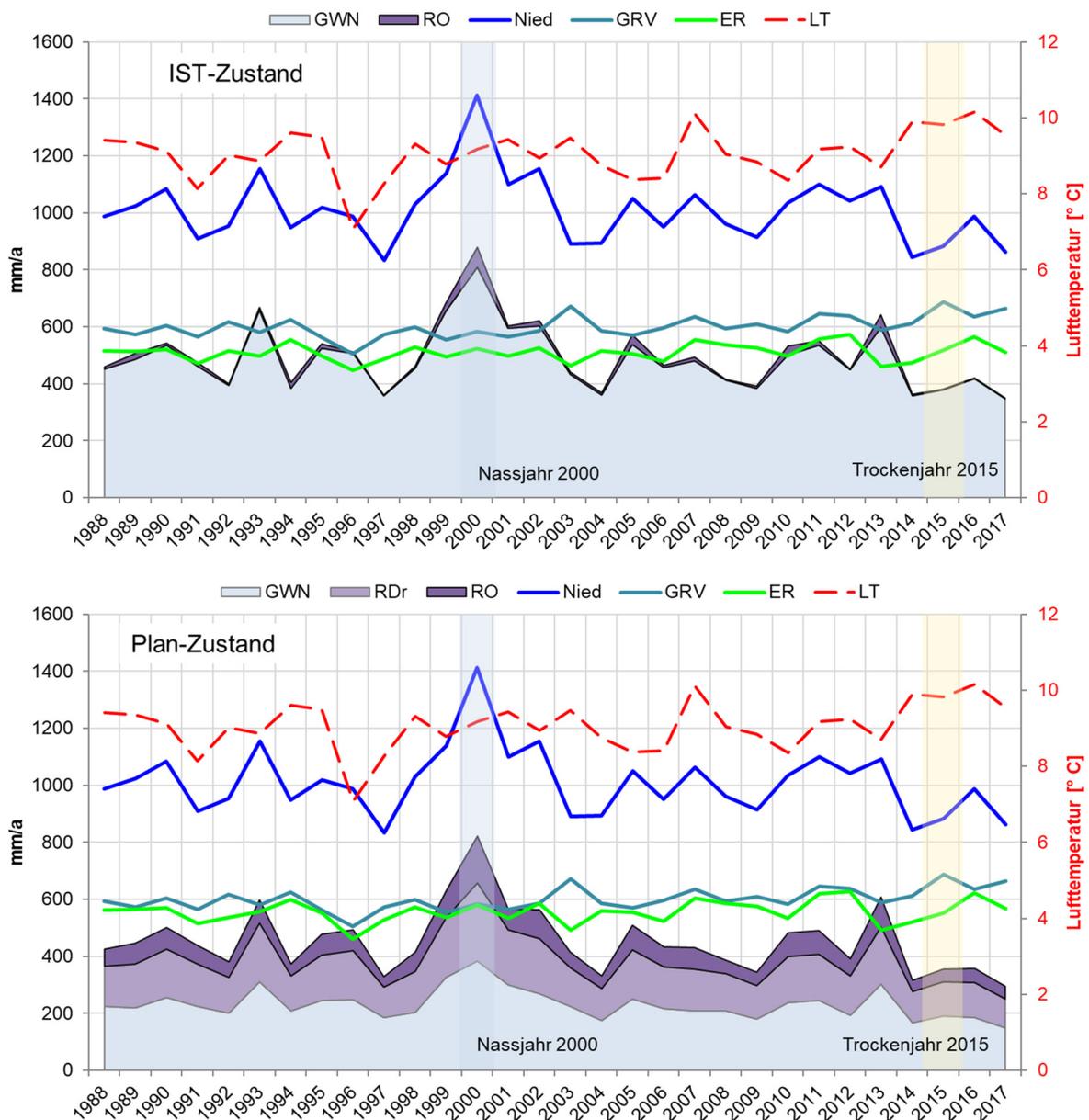


Abb. 5: Simulierte Wasserhaushaltskomponenten 1988-2017 in Freiam Nord, Gebiet des 2. RA, unter derzeitigen Nutzungsbedingungen (oben: Ist-Zustand, unten: Plan-Zustand), GWN: Grundwasserneubildung, RO: Oberflächenabflüsse, Nied: Niederschlag, GRV: Grasreferenzverdunstung, ER: reale Verdunstung, LT: Lufttemperatur

Einen Überblick über den Beitrag der einzelnen Nutzungsformen an den simulierten Abflusskomponenten für den Plan-Zustand gibt Abbildung 6.

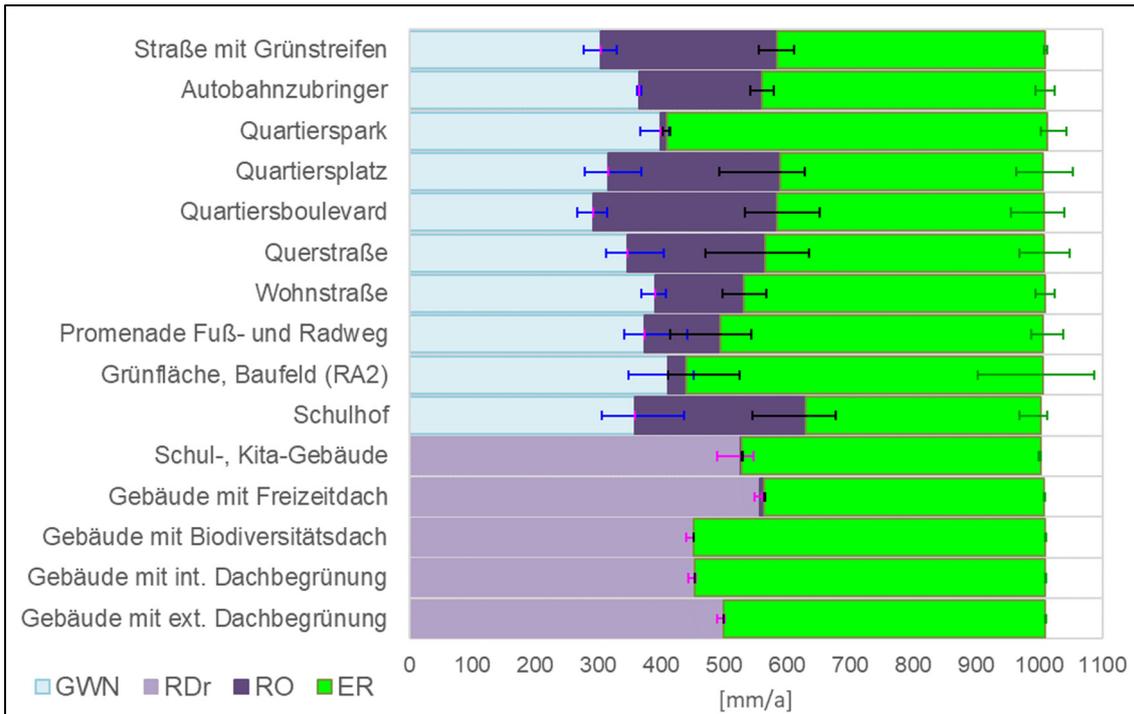


Abb. 6: Wasserhaushaltskomponenten (Mittel der Jahressummen 1988-2017) der einzelnen Nutzungsformen mit Spannweiten (Minima, Maxima), GWN: Grundwasserneubildung, RDr: Dränabflüsse, RO: Oberflächenabflüsse, ER: reale Verdunstung

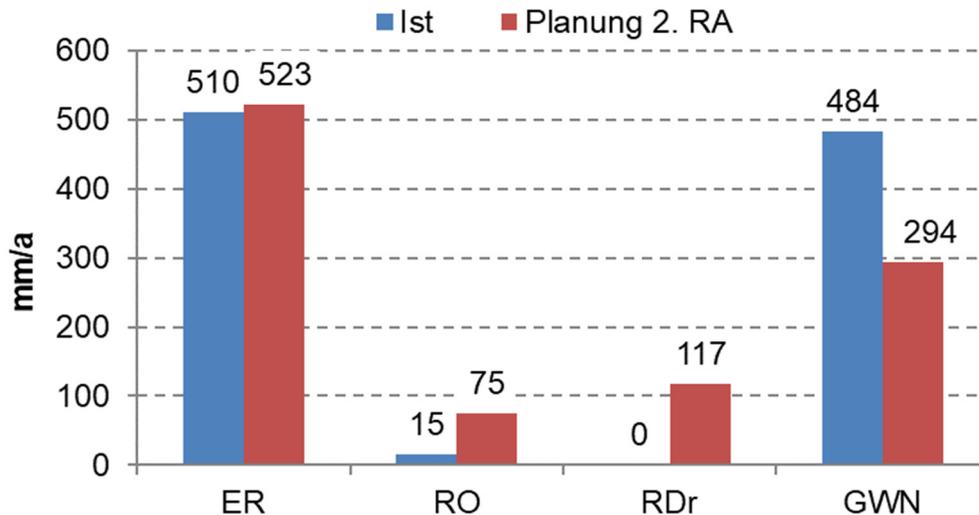


Abb. 7: Veränderung der Wasserhaushaltskomponenten 1988-2017 in Freiham Nord, Gebiet des 2. RA, Plan-Zustand im Vergleich zum Ist-Zustand, ER: reale Verdunstung, RO: Oberflächenabflüsse, RDr: Dränabflüsse, GWN: Grundwasserneubildung

Durch die Versiegelung im 2. RA steigt die Oberflächenabflussbildung insgesamt und setzt bei Starkregenereignissen eher ein. Zusammen mit dem Dränabfluss (RDr) der begrünten Dächer führt das zu einer Reduzierung der Grundwasserneubildung im Bereich des 2. RA um ca. 190 mm/a im Mittel der Jahre 1988-2017. Trotz der Zunahme der Bodenversiegelung kommt es zu einem leichten Anstieg der realen Verdunstung (Abbildung 7). Ursache ist der permanente

Bewuchs auf den Grünanlagen und den begrünten Dächern im Vergleich zu den Brache-Zeiträumen bei der bisherigen Ackernutzung. Dazu kommt die Wirkung des hohen Baumanteils auf den begleitenden Grünflächen. Bei den geplanten Wegen und Straßen wurde eine vollständige Wiederversickerung in den benachbarten Grünflächen simuliert, was eine gute Wasserversorgung dieser Flächen in Trockenperioden bewirkt. Dadurch sind hier Verdunstung und Grundwasserneubildung erhöht, was zu einer Kompensation im Gebietsmittel führt.

Trotz der völligen Landnutzungsänderung erscheint laut Modellergebnissen durch die geplanten Maßnahmen eine Kontinuität des Wasserhaushaltes gewährleistet. Eine Ausnahme stellen Extremniederschlagsereignisse dar, wo kurzfristig eine Verschiebung der Abflussanteile im Vergleich zur Ist-Situation entsteht. Durch die Grundwassersimulation wurde gezeigt, dass die entstehenden Direktabflüsse reinfiltrierte werden können, ohne relevante Auswirkungen auf die Grundwasserstände zu haben.

Alle durchgeführten Prognosen (Mittelwasser, Grundhochwässer, Starkregenereignisse) zeigen, dass die hydraulischen Auswirkungen der geplanten unterirdischen Bebauung Freiham Nord auf die Grundwasserstände sehr gering und für das Umfeld weitestgehend vernachlässigbar sind, wobei diese Aussage auch für die tief ins Grundwasser ragenden Mobilitätshäuser gilt.

Ein Mindestflurabstand von 4 m zur Geländeoberkante (Untergeschoss mit Regeltiefe 3,5 m uGOK und Kapillarsaum) kann in der Regel jedoch nicht eingehalten werden. Darüber hinaus zeigten die Modellierungen zum Wasserhaushalt, dass die Auswirkungen des Bauvorhabens bei Versickerung der Drain- und Oberflächenabflüsse auf den Wasserhaushalt im Baugebiet ebenfalls vernachlässigbar sind. Durch das Grundwassermodell konnte ergänzend gezeigt werden, dass die ortsnahen Versickerungen des verbleibenden Oberflächenabflusses und der Drainabflüsse für die Grundwasserstände unschädlich sind.

Literatur

Becker, A., Klöcking, B., Lahmer, W., Pfützner, B., 2002. The Hydrological Modelling System ArcEGMO. In: Mathematical Models of Large Watershed Hydrology (Eds.: Singh, V.P. and Frevert, D.K.). Water Resources Publications, Littleton/Colorado, 321-384. ISBN 1-887201-34.

Landeshauptstadt München, Referat für Stadtplanung und Bauordnung, 2019. Freiham Nord – zweiter Realisierungsabschnitt, Dokumentation des städtebaulich-landschaftsplanerischen Realisierungswettbewerbs; https://stadt.muenchen.de/dam/jcr:36758ea2-5929-45c6-b68e-cfb14e482f5f/2019_Freiham_Doku_Wbw2RA.pdf

Klöcking, B. (Ed.), 2009. Das ökohydrologische PSCN-Modul innerhalb des Flussgebietsmodells ArcEGMO, 53 S., [online verfügbar: <http://www.arcegmo.de/PSCN.pdf>].

Pfützner, B., 2002. Modelldokumentation ArcEGMO. Online 2002. <http://www.arcegmo.de>. ISBN 3-00-011190-5.

Hydrochemische Langzeitveränderungen an einem urbanen Gewässer infolge des Wassermanagements und hydroklimatischer Ereignisse

Christian Marx, Reinhard Hinkelmann, Dörthe Tetzlaff, Chris Soulsby

Zusammenfassung

Urbane Gewässer, wie die Panke in Berlin/Brandenburg, haben sich im Verlauf des letzten Jahrhunderts aufgrund verschiedener Einflussfaktoren erheblich verändert. Diese Veränderungen resultieren aus Anpassungen im Wassermanagement, Landschaftsrenaturierung, gesetzlichen Rahmenbedingungen, technologischem Fortschritt im Bereich der Abwasserreinigung sowie hydroklimatischen Veränderungen. Diese Faktoren wirken sich gemeinsam auf die lokale Wasserbilanz und Gewässerqualität aus. Unsere Analysen basieren auf 66-jährigen Zeitreihen von mehreren Messstellen zu Chlorid (Cl), ortho-Phosphat (oPO₄-P) und Stickstoffparametern (Nitrat, NO₃-N, Ammonium, NH₄-N), die im Kontext dieser Einflussfaktoren betrachtet wurden.

Die Umwandlung der ehemaligen Rieselfelder und die schrittweise Verbesserung der Kläranlage im Einzugsgebiet haben seit 1990 zu einer deutlichen Verbesserung der Gewässerqualität geführt. Messpunkte im Oberlauf weisen mittlerweile durchweg eine „gute“ Wasserqualität auf. Diese wird jedoch kontinuierlich durch Dürren und feuchte Perioden beeinflusst. Obwohl das feuchte Jahr 2017 und darauffolgende Dürreperioden kurzfristige Auswirkungen auf die Gewässerqualität hatten, zeigte sich kein signifikanter, langanhaltender Effekt. Die Intensität des chemodynamischen Exports von Stickstoff und ortho-Phosphat aus dem Einzugsgebiet korreliert stark mit hydroklimatischen Veränderungen. Dies weist auf eine veränderte hydrologische Konnektivität, abhängig von hydroklimatischen Gegebenheiten, innerhalb des urbanen Einzugsgebietes hin. Da die Gewässerqualität der Panke im Unterlauf hauptsächlich durch den Aufbau und die sequentielle Erweiterung der Kläranlage beeinflusst wurde, konnte die Resilienz gegenüber den Auswirkungen des Klimawandels entsprechend verbessert werden. Bei der Bewertung der hydrochemischen Gewässerqualität im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie für das Referenzjahr 2027 sollte unbedingt das dann vorherrschende Hydroklima berücksichtigt werden.

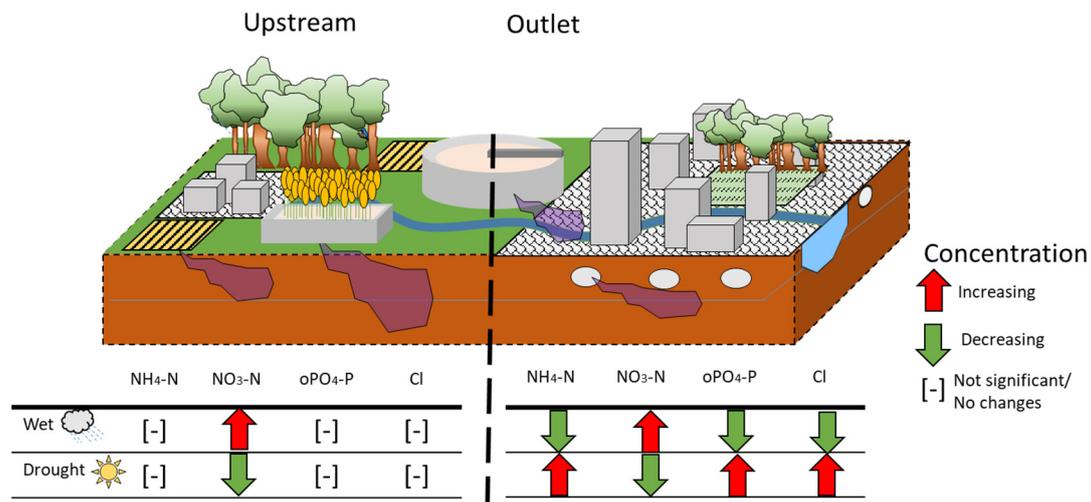


Abb. 1 (Graphical Abstract): Konzeptionelle Grafik zu Veränderungen in Stoffkonzentrationen in Abhängigkeit hydroklimatischer Veränderungen im urbanen Einzugsgebiet der Panke, Berlin/ Brandenburg

1. Einleitung

Urbane Gewässer sind über Jahrzehnte bis Jahrhunderte aufgrund wasserwirtschaftlicher und Landnutzungsveränderungen stark verändert worden (Walsh et al., 2005). Das komplexe Zusammenspiel aus Abwasser, Regen, Grundwasserneubildung, Zwischenabfluss und damit verbundenen Fließpfaden und Landschaftskonnektivität wird häufig als „Urbaner Karst“ bezeichnet (Bonneau et al., 2017). Landschaftskonnektivität spielt eine essentielle Rolle im Wasserhaushalt in „natürlichen“ Einzugsgebieten (Tetzlaff et al., 2007). Der damit verbundene Wasser- und Nährstofftransport ist auf Einzugsgebietsebene im urbanen Kontext noch wenig erforscht, insbesondere wenn man über den Abfluss hinausgeht, der durch die Kanalisation fließt (Oswald et al., 2023). Durch die wachsende Anzahl und Verfügbarkeit an Zeitreihen zu Gewässerqualitätsparametern, die seit Dekaden aufgenommen werden (Tetzlaff et al., 2017; Rosi et al., 2022), können jetzt hydroklimatische Ereignisse auf verschiedenen Zeitskalen beobachtet werden. In den letzten Dürreperioden wurden Zusammenhänge zwischen Nährstoffexport und Feuchtigkeitsindizes festgestellt, die sich oft aber nur auf landwirtschaftlich geprägte Flächen beschränken. Hier wird bspw. für Nitrat angenommen, dass die Konzentrationen im Fließgewässer während Dürren geringer sind (Winter et al., 2023), was vermutlich zu einer Akkumulation der Nährstoffe im Boden führt und damit zu einer erhöhten Nährstoffabgabe in folgenden feuchten Perioden. Oft wird vermutet, dass dies hier auf eine verringerte Landschaftskonnektivität während trockenen Phasen zurückzuführen ist, welche die Konzentrations-Abflussbeziehungen verändert (Knapp et al., 2022). Diese Beziehungen sind aber insbesondere im urbanen Raum noch komplizierter, da hier neben den „natürlichen“ Fließpfaden u.a. noch die Kanalisation relevant ist (Zhi and Li, 2020). Die hydrologischen, Stoffumwandlungs- und ökologischen Prozesse überlagern sich innerhalb den Grenzzonen in urbanen Wassersystemen („urban water interfaces“) und sind schwer voneinander zu trennen (Gessner et al., 2014). Diese Arbeit untersucht daher, wie sich diese integrativen Prozesse im urbanen Einzugsgebiet der Panke in Berlin und Brandenburg unter folgenden Fragestellungen auswirken:

- a) Wie haben sich Wasserqualität und -quantität über lange Zeiträume verändert?
- b) Welche Rolle spielt das Hydroklima, insbesondere für die Wasserqualität in urbanen Einzugsgebieten und welche Aussagen bezüglich hydrologischer Konnektivität können wir treffen?
- c) Was für Konsequenzen ergeben sich hieraus für die Wasserwirtschaft?

Diese Arbeit basiert und ist ein Auszug der fachlich begutachteten (peer-reviewed) Publikation von Marx et al. (2023a) und ist ebenfalls Bestandteil der open-access verfügbaren Dissertation von Marx (2023b, Kapitel 5). Die Verwendung der Abbildungen und des Textes sind mit Erlaubnis des Verlags Elsevier erfolgt. Lizenz Nummer: 5714750519750: 23/01/2024.

2. Einzugsgebiet, Daten und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet und historische Einflüsse

Das Panke Einzugsgebiet liegt im Norden von Berlin und Brandenburg (Abb. 2a). Es entwässert eine Fläche von ca. 220 km² und ist zu ca. 30 % bewaldet, 30 % urban und 30 % landwirtschaftlich geprägt, mit klarer Strukturierung in Westen, Mitte und Osten des Einzugsgebietes. Die Restflächenanteile sind bspw. Straßen, Parks und Ähnliches (Abb. 2b) (Marx et al., 2021). Wasserwirtschaftlich geprägt ist das Einzugsgebiet durch große Veränderungen. Bis 1985 wurde Abwasser zur Reinigung in die ehemaligen Rieselfelder (SIF, *sewage irrigation farms*) geleitet, bis diese durch eine sukzessiv erweiterte Kläranlage Schönerlinde (WWTP, *waste water treatment plant*) ersetzt wurden. Mitte der 90er Jahre bis 2015 wurden die gereinigten Abwässer ausschließlich über den „Nordgraben“ entwässert und nicht direkt in die Panke eingeleitet. Aktuell ist der Anteil gereinigten Abwassers in der Panke ca. 1 m³/s. Die renaturierten Rieselfelder werden mit ca. 50 l/s gereinigtem Abwasser beschickt, um den Wasserhaushalt vor Ort zu stabilisieren. Eine historische Zusammenfassung kann der Abbildung 5 entnommen werden.

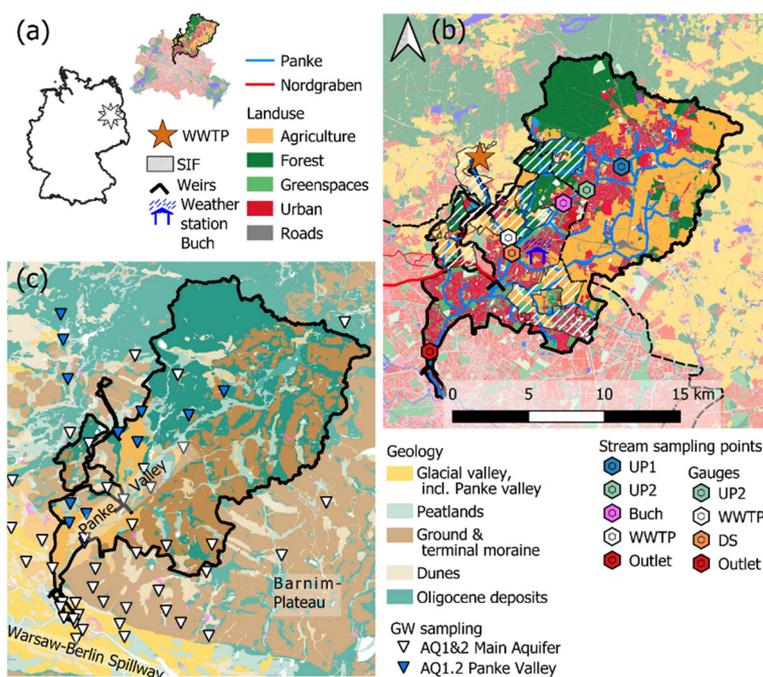


Abb. 2: a) Panke Einzugsgebiet in Deutschland und Berlin, b) Landnutzung (Geobroker Brandenburg / [ALKIS], 2020) inkl. der Lage der Kläranlage (WWTP) und ehemaliger Rieselfelder (SIF) sowie der Probenahme Punkte und c) die lokale Hydrogeologie (LBGR, 2020).

Hydrogeologisch ist das Panke Einzugsgebiet periglazial geprägt. Es besteht aus Talsanden (Panke Tal) und Grund/Endmoränen aus Geschiebelehm und –mergel (Barnim Plateau) (Abb. 2c). Es gibt im Wesentlichen zwei Grundwasserleiter (Panke Grundwasserleiter, AQ1.2) und der tieferliegende Hauptgrundwasserleiter (AQ2). Aus vorhergehenden stabilen Wasserisotopen-Untersuchungen wissen wir, dass der Oberlauf Grundwasser dominiert ist und Niederschlagsanteile über das Jahr relativ gering sind. Zumindest in trockenen Perioden kann der

Oberlauf austrocknen, was dazu führt, dass der Unterlauf fast vollständig aus gereinigtem Abwasser im Sommer bestehen kann (Marx et al., 2021).

2.2 Daten

Ein Großteil der hier verwendeten Daten wurde von verschiedenen Behörden und Unternehmen zusammengetragen; wie dem Berliner Senat (SenUVK, SenUMVK, SenStadt), dem Landesamt für Umwelt in Brandenburg (LfU) sowie den Berliner Wasserbetrieben (BWB) und der UBB GmbH. Diese Datensammlung, die teilweise digitalisiert werden musste, bildet die Grundlage für eine 66-jährige, räumlich verteilte Zeitreihe (1955 - 2021). Die Daten wurden an fünf Stellen im Hauptgewässer gesammelt, davon drei oberstromig der Kläranlage und der Rieselfelder (UP1, UP2, Buch), die Kläranlage (WWTP, seit 1985) und im Unterstrom (Outlet), größtenteils im monatlichen Intervall (Tab. 1). Daten aus den ehemaligen Rieselfeldern konnten nicht mehr aufgefunden werden, wie schon bei Pfützner et al. (2006). Aus den Datensätzen wurden folgende Parameter betrachtet: Nitrat, Nitrit und Ammonium-Stickstoff ($\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$), ortho-Phosphat ($\text{oPO}_4\text{-P}$) und Chlorid (Cl). Der Datensatz wurde komplementiert mit mineralischen Düngerdaten aus dem Jahr 1950 - 2021, für die ehemalige DDR und das wiedervereinigte Deutschland (vgl. Anhang in Marx et al., 2023, Abb. S2 & Tab. S3; Statistisches Amt der DDR, 1990; Statistisches Bundesamt (Destatis), 2022).

Tab. 1: Probenahmefrequenzen der verschiedenen Standorte

Probenahme- punkt	Zeitraum	Probenahmefrequenz	Datenquellen
UP1	1978 - 1990, 92	Monatliche Mittel	(LfU, 2021)
	2007 - 2021	Monatliche Daten	(SenUMVK, 2021)
UP2	1978 - 90, 92 - 93, 95, 98 - 99, 2001, 2003 - 21	Monatliche Mittel und seit 1990 monatliche Daten	(LfU, 2021), (SenUMVK, 2021)
	2007 - 2021	Monatliche Daten	
Buch	1975, 78, 1983 - 2021	Monatliche Daten	(SenUMVK, 2021)
WWTP	1985 - 2021	Wöchentliche - monatliche Daten	(BWB, 2021)
Outlet	1954 - 2021	Zweiwöchentliche bis monatliche Daten	(SenUMVK, 2021)

2.3 Methoden

Die Zeitreihen wurden mithilfe von Breakpointanalysen des „strucchange“ packages (Zeileis et al., 2003, 2010, 2022) und multiplikativer Trenddekomposition (Kendall and Stuart, 1983) in R (R core team, 2019) analysiert. Letztere teilt die Zeitreihe in Langzeit- (c_{trend}) saisonale (c_{season}) und zufällige (c_{random}) Anteile auf. Letztere können bspw. mit Regenereignissen verknüpft werden. Die Signifikanz der Trends von Zeitreihen wurden mithilfe des nicht parametrischen Mann-Kendall Testes (MKT) bestimmt, und Unterschiede zwischen Datensätzen mit den Wilcoxon-Tests (WT) identifiziert. Für die Signifikanz wurde das 95%-Konfidenz Intervall zugrunde gelegt ($p < 0,05$). Hydroklimatische Daten wurden mithilfe des Feuchteindex SPI (*Standard Precipitation Index*) klassifiziert. Die Werte reichen von <-2 (extreme Dürre), <-1

Dürre, > +1 feuchte Periode und > +2 extrem feuchte Periode, in den Abbildungen 3-5 sind diese farblich durch blau (feucht) zu rot (trocken) dargestellt. Die Gewässerqualität wurde entsprechend der LAWA (1998) klassifiziert, welche von I („sehr gut“/„anthropogen unbelastet“) bis zu IV („sehr hohe Belastung“) reicht.

3. Ergebnisse

3.1 Hydroklima

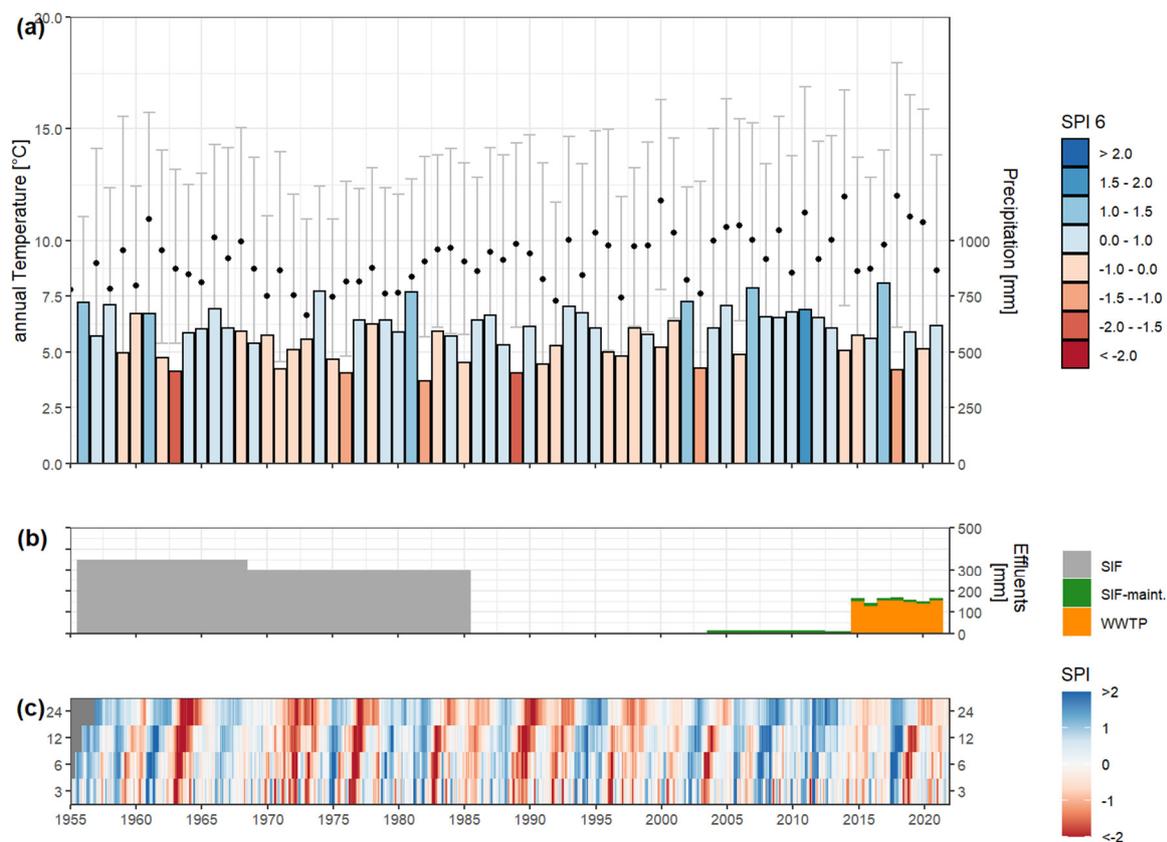


Abb. 3: Hydroklimatische Zeitreihe, SPI: Standard Precipitation Index, positive Zahlen deuten auf feuchte, negative auf trockene Jahre hin, b) Abwasser als Niederschlagsäquivalent, normiert auf das gesamte Einzugsgebiet, c) verschiedene SPI Fenster (3, 6, 12, 24 Monate)

Aus den langfristigen Klimadaten (1955 - 2021, Abb. 3) geht hervor, dass der mittlere jährliche Niederschlag um ca. 5 % von 564 mm (1961-1990) auf 590 mm (1991 - 2020) angestiegen ist. Der größte Anstieg des Niederschlags war in den Wintermonaten beobachtbar. Der jährliche Niederschlagstrend ist statistisch insignifikant (MKT $p > 0,05$). Die mittlere Jahrestemperatur stieg von 8,8 °C (1961 - 1990) auf 9,9 °C (1991 - 2020) (DWD, 2022). Die jährliche potenzielle Evapotranspiration (ETP, Penman-Monteith) zeigt einen leicht (2 %) steigenden, signifikanten Trend und erhöht sich von durchschnittlich 798 mm (1961 - 1990) auf 811 mm (1991 - 2020). Letzteres ist durch sehr niedrige ETP-Raten in den 1990er Jahren verzerrt. Betrachtet man

2000 – 2020, stiegen die Durchschnittswerte auf 859 mm um 7 %. Bei Regenereignissen > 40 mm/d gab es insbesondere in den Sommermonaten einen leichten signifikanten Trend ($p < 0,05$) zum häufigeren Auftreten. Es wurde ein leichter, aber insignifikanter, Trend zu weniger Tagen ohne Niederschlag ($0, < 1$ und < 5 mm) beobachtet. Dürrejahre mit einem niedrigen SPI wiesen die höchste Anzahl (Median 12) von aufeinanderfolgenden Trockentagen (0 und < 1 mm/d) auf. Die Feuchte/Dürreindizes SPI3, 6, 12 und 24 haben aufgrund ihrer Normalisierung keinen Trend (MKT, $p > 0,05$). Die Dürre 2018 war, basierend auf den SPI Werten, aufgrund vorangegangener feuchter Perioden nicht so schwerwiegend wie einige frühere. Der mediane jährliche SPI war nur negativ für SPI6 (- 0.6). Zusätzlich wurde der Wasserhaushalt im Panke Einzugsgebiet aufgrund der Rieselfelder stark gestützt, was ca. 295 mm Niederschlagsäquivalent bzw. ca. 52 % des Gesamtniederschlags (1970-1985) des gesamten Einzugsgebiets entspricht.

3.2 Gewässerqualität

3.2.1 Allgemein

Im Allgemeinen waren die wichtigsten Veränderungen des rauschkorrigierten langfristigen Datensatzes mit größeren wasserwirtschaftlichen Anpassungen verbunden. Obwohl es Unterschiede zwischen den einzelnen Standorten und Parametern gibt, sind sie über alle Standorte hinweg konsistent (± 1 Jahr). Die Wasserqualität in der Panke wurde für vier Hauptperioden betrachtet: (a) vor 1985 unter dem Einfluss der Rieselfelder (SIF), (b) eine Übergangsperiode nach der Wiedervereinigung und dem Ausbau der Kläranlage im Jahr 1990 bis ~ 2000 mit fallenden Konzentrationen, (c) eine stabile Periode von 2000 bis 2014 und (d) nach 2015, als die Kläranlage Schönerlinde wieder in die Panke einleitete (dies betrifft allerdings nur die unterstromigen Gebiete) (Abb. 4). Es wird davon ausgegangen, dass in der Mitte der 90er die Kläranlage aufgehört hat, Abwasser in die Panke einzuleiten – jedoch konnten wir hierzu keine Informationen erhalten, weiter ist in den Daten kein eindeutiger „Bruch“ beobachtbar. Weitere größere Bruchstellen in der Zeitreihe waren 1982 und 2011 - 2013; beide waren das Ende von ausgedehnten Feuchteperioden. Die beobachtete Nährstoffdynamik in der Panke wurde vorübergehend weitgehend von der Ausbringung von Düngemitteln entkoppelt. Der Rückgang innerhalb der Panke war im Allgemeinen stärker und früher als bei Änderungen der Düngepraktiken. Die Veränderungen der Wasserqualität und die Auswirkungen der flussaufwärts gelegenen Standorte (UP1, UP2 und Buch) waren ähnlich im Vergleich zum Unterstrom (Outlet) ab 1985. Ab 2000 lagen verschiedene Parameter unter der jährlichen Gewässergüteklasse II ("gut") (Abb. 4) im gesamten Einzugsgebiet.

3.2.2 Einfluss Wassermanagement: Ammonium und Nitrat

Ammonium erreichte teilweise mittlere jährliche Konzentrationen von mehr als 10 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$, während im Oberlauf etwa 2-4 mg/l in den 1980er Jahren gemessen wurden. Erst mit der Inbetriebnahme der Kläranlage im Jahr 1985 wurden erste Verbesserungen in der Ammoniumkonzentration im gesamten Einzugsgebiet festgestellt (Abb. 4). Da diese anfänglich aus-

schließlich aus einer mechanischen und später (1993) einer nachfolgenden Nitrifikation bestand, stiegen die Nitratkonzentrationen an. Generell sind die 1990er Jahre von einem starken Rückgang der Nährstoffe geprägt, insbesondere im Auslass. Spätestens 1999/2000 stabilisierten sich die Konzentrationen so weit, dass im Auslass selten die Güteklassen II und III („mäßige bis erhöhte Belastung“) überschritten wurden. Der Rückgang der Konzentrationen war stetig, wobei sich die saisonalen Schwankungen jährlich abschwächten. Mit dem Ende der Feuchteperiode von 2011 fielen die Nitratkonzentrationen im gesamten Einzugsgebiet weiter. Die Nitratkonzentrationen, insbesondere im Winter und Sommer, reduzierten sich ebenfalls entsprechend der verringerten Düngerausbringung auf den landwirtschaftlichen Flächen

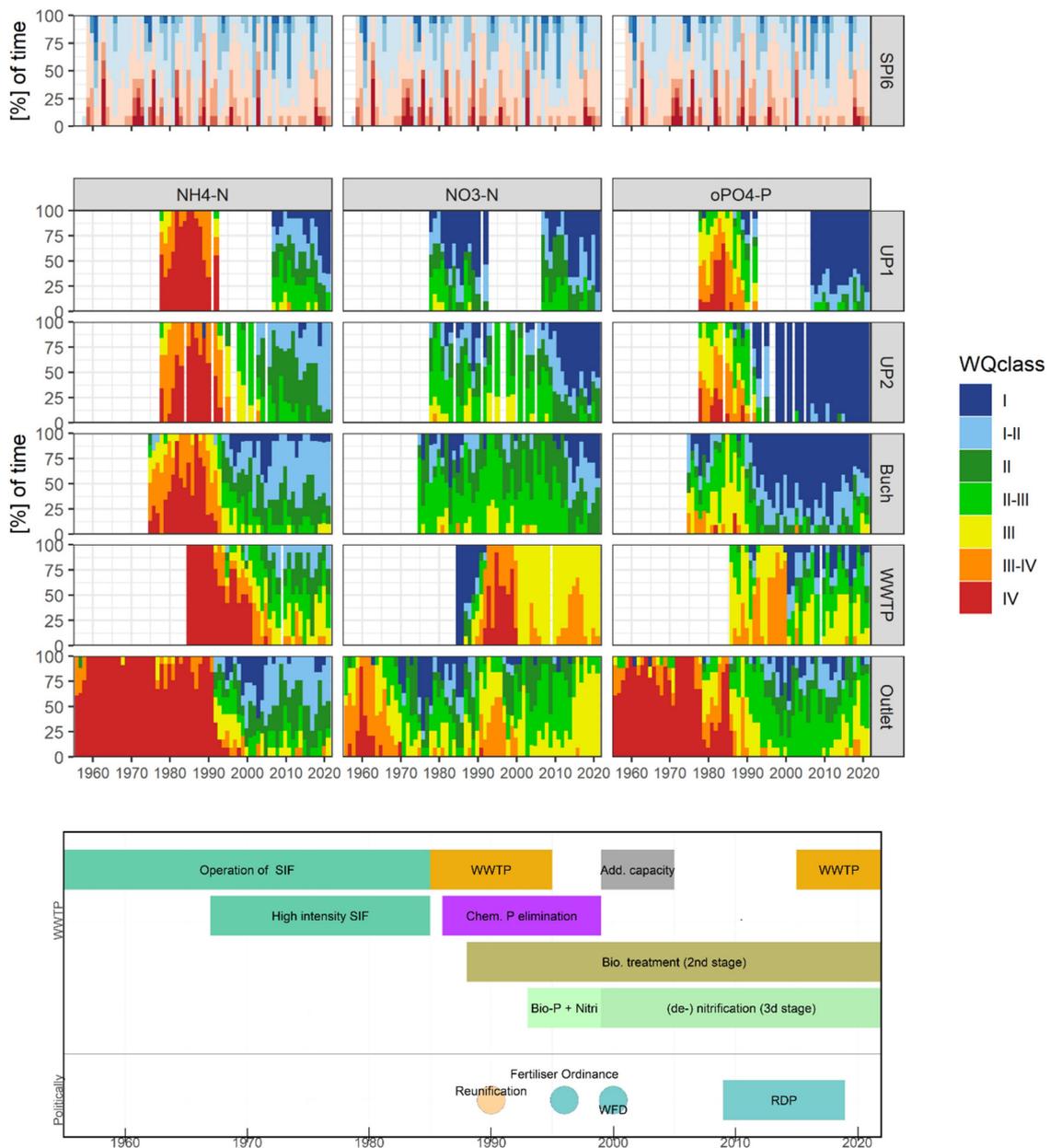


Abb. 4: Hydroklimatische Bedingungen (Legende Abb. 3, blau feucht, rot trocken), Gewässerqualität nach LAWA (1998) sowie wasserwirtschaftliche Veränderungen im Einzugsgebiet (SIF = Rieselfelder, WWTP = Kläranlage, WFD = Wasserrahmenrichtlinie, RDP = Gewässerentwicklungsplan)

an den flussaufwärts gelegenen Standorten (UP1, UP2, MKT $p < 0,05$). Verglichen mit den flussaufwärts gelegenen, von Abwasser unbelasteten Standorten, wies UP2 als urban geprägter Standort im Allgemeinen niedrigere Nitratkonzentrationen (2015 - 2022) auf als die umliegenden, etwas landwirtschaftlich geprägten Standorte. Alle drei flussaufwärts gelegenen Standorte wiesen ähnliche, abnehmende Trends auf (MKT $p < 0,01$), mit einer durchschnittlichen Abnahme von $0,1 \pm 0,02$ mg/l NO₃-N pro Jahr zwischen 2006 und 2021.

3.2 Einfluss Wassermanagement: ortho-Phosphat

Während des Betriebs der Rieselfelder wurde ein stetiger Anstieg der ortho-Phosphat-Konzentrationen (oPO₄-P) am Auslass zwischen 1950 und Mitte der 1970er Jahre beobachtet. Die mittleren jährlichen Konzentrationen stiegen von 0,8 mg/l 1974 auf 3 mg/l an, wobei nur begrenzte Veränderungen nach der Intensivierung der Beschickung der Rieselfelder (ab Mitte der 1960er Jahre) festgestellt wurden. In den folgenden zehn Jahren wurde ein allmählicher Rückgang beobachtet, welcher sich nach 1979 beschleunigte. Dieser Rückgang ging einher mit einer mehrjährigen Dürreperiode ab 1976 (Abb. 4), was möglicherweise eine direkte Folge der verringerten Abflüsse in die Panke aufgrund erhöhter Verdunstung war. Der Standort Buch wies signifikant niedrigere Konzentrationen auf (WT $p < 0,05$) als die anderen flussaufwärts gelegenen Standorte, war jedoch von einer ähnlichen Abnahme von oPO₄-P betroffen, was entweder auf eine erhebliche Verdünnung oder Phosphat-Retention im Flusslauf zurückzuführen sein könnte. Eine Verdünnung ist unwahrscheinlich, da sich die Chloridkonzentrationen (nicht gezeigt) nicht veränderten. Gleichzeitig mit dem Abfluss nahmen die Konzentrationen flussaufwärts im Jahr 1985 weiter ab, was mit der Einstellung der Rieselfelder zu einer Verbesserung der Wasserqualität führte (Abb. 4). Die flussaufwärts gelegenen Standorte wiesen dieselbe Dynamik wie der Auslass auf, jedoch ohne direkte Abwassereinleitungen. Die oPO₄-P-Konzentrationen stabilisierten sich am Auslass nach 2000 (~15 Jahre nach der Stilllegung der Rieselfelder (SIF)) mit einer mittleren jährlichen Konzentration von 0,1 mg/l, die immer noch höher war als in Buch, wo keine Abwässer eingeleitet wurden. Zwischen 2000 und 2016 entsprachen die mittleren Konzentrationen von UP1, UP2 und Buch den lokalen Grundwasserkonzentrationen. Im Gegensatz zu den flussaufwärts gelegenen Standorten UP1 und UP2 stiegen die Konzentrationen in Buch zwischen 2006 und 2021 wieder signifikant an (MKT $p < 0,05$). Interessanterweise wies der städtische Standort UP2 die niedrigsten Konzentrationen auf.

3.2.3 Einfluss Hydroklima: Ammonium und Nitrat

Für die meisten Parameter zeigt sich ein deutlicher Trend ($p < 0,05$) bezüglich des Einflusses des Hydroklimas (Abb. 5). Dieser verstärkt sich drastisch vom Oberlauf zum Unterlauf. Die Kläranlage bleibt, mit wenigen Ausnahmen, unbeeinflusst. Obwohl biologische Prozesse von Verdünnung und Temperatur abhängig sind, regulieren Grenzwerte die Auslasskonzentrationen, was die Intensität der Prozesse steuert. Generell steigen die Konzentrationen von Ammonium sowohl aufgrund zufälliger als auch saisonaler Effekte während Dürreperioden. Dies ist besonders ausgeprägt im Unterlauf des Gewässers (Abb. 5). Diese Prozesse sind teilweise auch im Oberlauf zu beobachten, jedoch ohne statistische Signifikanz. Im Gegensatz dazu nehmen Nitrit und Nitrat während Dürreperioden im gesamten Fließgewässer ab. Im Oberlauf

(UP1) scheint es während feuchter Jahre zusätzliche Beschränkungen der Nährstoffquelle im Fall von Nitrat zu geben, was die rückläufigen Konzentrationen in feuchten Perioden (SPI > 2) erklärt.

3.2.4 Einfluss Hydroklima: ortho-Phosphat

Die Beziehungen zwischen Hydroklima und $\text{oPO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen für die flussaufwärts gelegenen Standorte (UP1, UP2) waren insgesamt schwach ausgeprägt. Jedoch ist ein Trend zu höheren saisonalen und zufälligen Konzentrationen bei trockenen Bedingungen für die stärker urbanisierten Standorte (Buch, Auslass) deutlich erkennbar (Abb. 5). Zufällige Effekte wie Regenereignisse verursachen höhere $\text{oPO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen für UP1 und UP2 während Dürre- und Regenjahren. Zeitlich ist während der nassen Periode zwischen 2007 und 2012 ein statistisch signifikanter Anstieg der $\text{oPO}_4\text{-P}$ -Konzentration in UP2 beobachtet worden (MKT $p < 0,05$), während an den eher landwirtschaftlich genutzten Standorten UP1, Buch oder dem Auslass nur unbedeutende Änderungen festgestellt wurden.

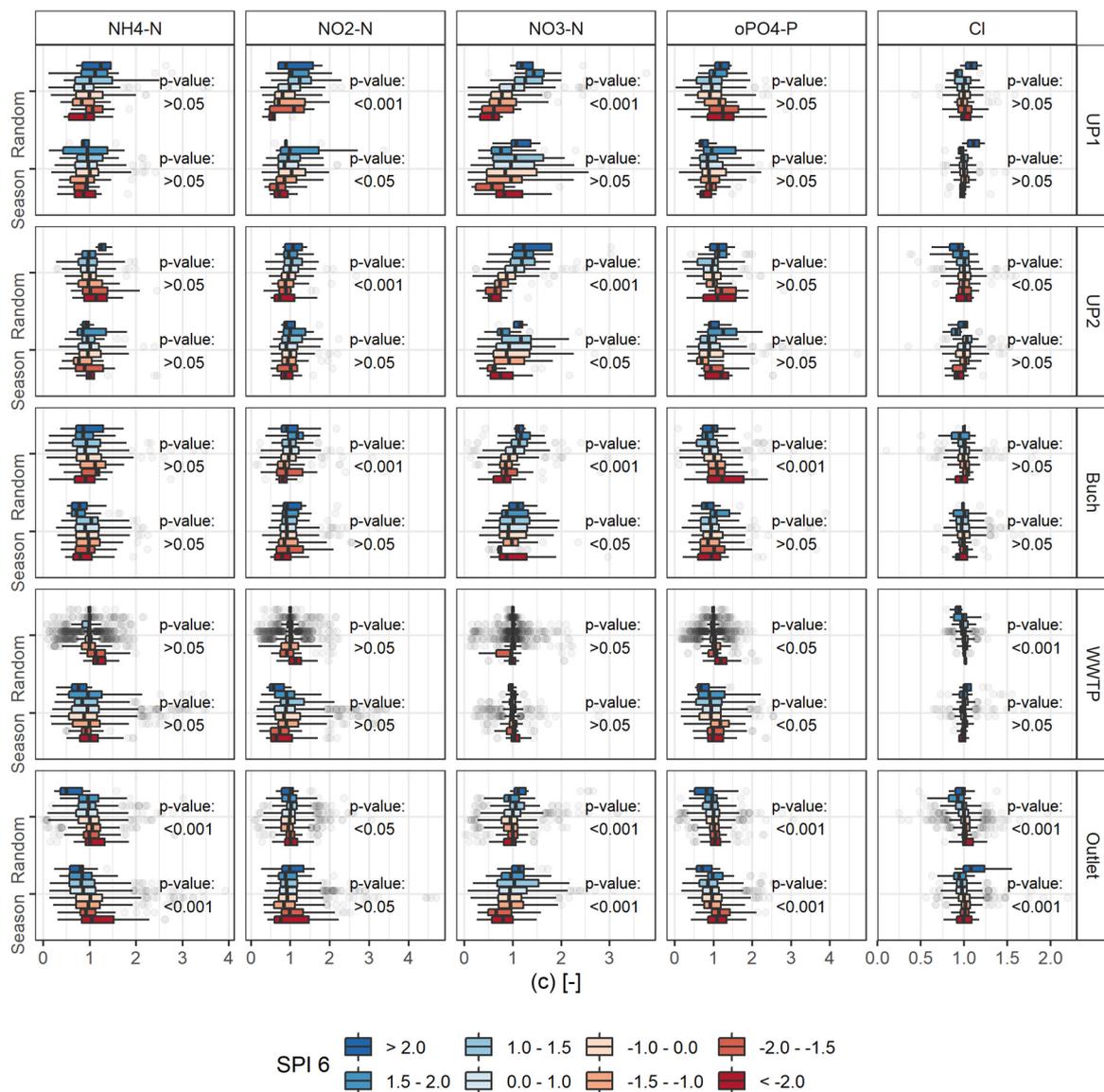


Abb. 5: Einfluss des Hydroklimas auf saisonale und zufällige Ereignisse. SPI > 2: sehr feuchtes Jahr, $0.5 > \text{SPI} > -0.5$: durchschnittliches Jahr und < -2 : Jahr mit extremen Dürren

Während UP1 von dem feuchten Jahr 2017 nicht betroffen war, wies diese Station in den Dürrejahren (2003 und 2018) höhere $\text{oPO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen im Vergleich zu den Vorjahren auf. Im Jahr 2017 wurden die Abwässer der Kläranlage verdünnt, was zu einer deutlich niedrigeren Konzentration im Auslass führte. UP2 wurde 2018 nicht signifikant beeinträchtigt (0,0225 mg/l), aber im Jahr 2019 wurden signifikant niedrigere $\text{oPO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen (0,0125 mg/l, WT $p < 0,05$) beobachtet. Am Auslass und UP1 sowie in Buch stiegen die Konzentrationen während der anhaltenden Trockenheit im Jahr 2019 an.

3.2.5 Einfluss Hydroklima: Chlorid

Als konservativer Tracer ist Chlorid im Einzugsgebiet recht unabhängig von mittelfristigen Klimaschwankungen wie Dürren oder feuchten Jahre (Abb. 5) und diente als „Blindtest“. Es wurden jedoch Zusammenhänge zu kurzfristigen Ereignissen wie schneereiche/arme Winter identifiziert, was mit den Salzstreuungen auf Straßen im urbanen Raum zusammenhängt. Zudem steigt die Chlorid Konzentration im Auslass stetig während Dürren an. Dies kann an den verringerten Verdünnungen aus dem Oberlauf und der Auf-Konzentrierung aufgrund von Oberflächenwasserverdunstung zusammenhängen.

4. Diskussion

Die Ursachen für die anfänglich schlechte Gewässerqualität und die darauffolgende Verbesserung in UP1, UP2 und Buch sind noch nicht vollständig verstanden. Ähnlich dem Unterlauf nahmen die Konzentrationen mit der Schließung der ehemaligen Rieselfelder stark ab. Zwischen diesen Gebieten gibt es jedoch keine Oberflächenverbindung durch Kanäle (Geoportal Berlin / [Aerial Photographs 1953], 1953; BWB, 1954). Obwohl Kurzschlussströmungen zwischen den Gebieten letztendlich nicht ausgeschlossen werden können, ist ein kontaminierter Grundwasserzufluss ebenfalls nicht auszuschließen.

Es wurde beobachtet, dass alle Parameter (außer Chlorid) einen chemodynamischen Export aufweisen, d.h., die Varianz in der Konzentration ist höher als der entsprechende Abfluss. Diese Dynamik nimmt generell in trockenen Jahren zu. Eine Veränderung der jährlichen Konzentrations-Abflussbeziehungen bezüglich Trockenheit/Feuchte konnte jedoch im Vergleich zu anderen Studien (Winter et al., 2023) nicht nachgewiesen werden, möglicherweise aufgrund der relativ geringen Beprobungsfrequenz.

Generell ähneln die Prozesse hinsichtlich hydroklimatischer Dynamiken denen in landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebieten. Wir vermuten, dass die beobachteten Prozesse im Zusammenhang mit steigender/sinkender Landschaftskonnektivität während feuchter/trockener Phasen stehen, wie es auch in landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebieten beobachtet wurde (Knapp et al., 2022). Insbesondere in trockenen Zeiten, wenn das Gewässer intermittierend wird, ist der Grundwasserzufluss limitiert (Marx et al., 2021) und damit die Konnektivität zu den landwirtschaftlich geprägten Teilen des Einzugsgebiets.

Diese Prozesse spiegeln sich mittelfristig in der Gewässerqualität wider und potenziell auch in der Gewässergütebewertung im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie. Insbesondere Ammonium- und ortho-Phosphat Konzentrationen nehmen während Dürren im gesamten Gebiet zu,

wobei der Effekt mit Urbanisierung zunimmt, während Nitrat und Nitrit generell während feuchter Perioden höher sind. Im Oberlauf ist die Gewässerqualität (im Falle der Panke) bereits so gut und die Konzentrationen der o.g. Stoffe sind so niedrig, dass dies nur minimale Veränderungen der Güteklasse (und nicht über II) hervorruft. Dies muss jedoch nicht für alle (urbanen) Gewässer zutreffen. Einerseits zeigt dies eine gute Resilienz und den Erfolg der Gewässerrenaturierung, jedoch sollte eine Gewässergütebewertung auch im Hinblick auf das aktuelle Hydroklima stattfinden.

5. Schlussfolgerung

Der Haupteinfluss auf Verbesserung der Gewässerqualität liegt, nicht überraschend, nach wie vor im aktiven Gewässermanagement in Form der Entwicklung der Abwasserreinigung. Wir konnten zeigen, dass sich wichtige Nährstoffkonzentrationen in urbanen Gewässern abhängig vom mittelfristigen Hydroklima (feuchte Perioden/Dürren) verändern. Hier besteht ein Zusammenhang zu der hydrologischen Konnektivität im Einzugsgebiet, sowohl im Ober- als auch im Unterlauf. Die explizite Quantifizierung der Einflüsse einzelner Landnutzungen oder Regionen auf die Nährstoffflüsse in Abhängigkeit des Hydroklimas ist jedoch noch nicht vollständig verstanden.

Der teilweise negative Einfluss des Hydroklimas auf die Gewässerqualität ist zwar nachweisbar, hat aber aufgrund vorangegangener Gewässerrenaturierung nicht dazu geführt, dass gute Gewässergüteklassen im Oberlauf langfristig überschritten wurden. Dennoch sollte das Hydroklima im Hinblick auf die kommende Gewässerbewertung nach der Wasserrahmenrichtlinie in 2027 berücksichtigt werden, sowohl in urbanen als auch in ländlichen Einzugsgebieten.

Projektfinanzierung

CM und CS wurden gefördert durch die Einstein Stiftung Berlin, Projektnummer: EVF-2018-425. CM war Kollegiat des Graduiertenkollegs "Grenzzonen in urbanen Wassersystemen", finanziert von der Deutschen Forschungsgemeinschaft, Förderkennzeichen: (GRK2032/2). Der Beitrag von DT wurde durch die Einstein Research Unit "Climate and Water under Change" (CliWaC) von der Einstein Stiftung Berlin und der Berliner Universitätsallianz (ERU-2020-609) sowie von BiodivRestore durch das Projekt BiNatur (BMBF 16WL015) finanziert.

Erlaubnis zur Vervielfältigung der Abbildungen und des Inhalts

Diese Veröffentlichung basiert auf dem Artikel: "Effects of 66 years of water management and hydroclimatic change on the urban hydrology and water quality of the Panke catchment, Berlin, Germany", Science of The Total Environment 900, 165764, Marx, C., Tetzlaff, D., Hinkelmann, R., Soulsby, C., 2023, mit Erlaubnis von Elsevier, Lizenz Nummer: 5714750519750: 23/01/2024.

Literatur

- Bonneau, J., Fletcher, T.D., Costelloe, J.F., Burns, M.J., 2017. Stormwater infiltration and the 'urban karst' – A review. *Journal of Hydrology* 552, 141–150. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.06.043>
- BWB, 2021. Water quality data WWTP Schönerlinde. Berliner Wasserbetriebe.
- BWB, 1954. Berliner Rieselfelder // Berlin Sewage Irrigation farms.
- Geobroker Brandenburg / [ALKIS], 2020. ALKIS (Amtliches Liegenschaftenkatasterinformationssystem). Landesvermessung und Geobasisinformation Brandenburg (LGB).
- Geoportal Berlin / [Aerial Photographs 1953], 1953. Russische Luftbilder (Senkrechtaufnahmen) für das gesamte Berliner Stadtgebiet im Maßstab 1:22 000. // Russian aerial photographs (vertical photographs) for the entire Berlin urban area at a scale of 1:22 000.
- Gessner, M.O., Hinkelmann, R., Nützmann, G., Jekel, M., Singer, G., Lewandowski, J., Nehls, T., Barjenbruch, M., 2014. Urban water interfaces. *Journal of Hydrology* 514, 226–232. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.04.021>
- Kendall, M., Stuart, A., 1983. The Advanced Theory of Statistics. *Journal of the Staple Inn Actuarial Society* 3, 410–414. <https://doi.org/10.1017/S0020269X00008276>
- Knapp, J.L.A., Li, L., Musolff, A., 2022. Hydrologic connectivity and source heterogeneity control concentration–discharge relationships. *Hydrological Processes* 36. <https://doi.org/10.1002/hyp.14683>
- LAWA, 1998. Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der BRD.
- LBGR, 2020. Kartenservice des LBGR [WWW Document]. URL <http://www.geo.brandenburg.de/ows> (accessed 12.4.20).
- LfU, 2021. Water quality data Panke (Brandenburg). Landesamt für Umwelt Brandenburg.
- Marx, C., Tetzlaff, D., Hinkelmann, R., Soulsby, C., 2023. Effects of 66 years of water management and hydroclimatic change on the urban hydrology and water quality of the Panke catchment, Berlin, Germany. *Science of The Total Environment* 900, 165764. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165764>
- Marx, C., Tetzlaff, D., Hinkelmann, R., Soulsby, C., 2021. Isotope hydrology and water sources in a heavily urbanized stream. *Hydrological Processes* 35. <https://doi.org/10.1002/hyp.14377>
- Oswald, C.J., Kelleher, C., Ledford, S.H., Hopkins, K.G., Sytsma, A., Tetzlaff, D., Toran, L., Voter, C., 2023. Integrating urban water fluxes and moving beyond impervious surface cover: A review. *Journal of Hydrology* 129188. <https://doi.org/D>
- Pfützner, B., Mey, S., Gunnar, N., Scheffler, E., 2006. A model-based analysis of the basin water balance in a catchment in the north-east of Berlin. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 50, 12–19.
- R core team, 2019. R Core Team. 2019. R: A Language and Environment for Statistical Computing. v.3.6.1. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. [WWW document] URL.
- Rosi, E.J., Bernhardt, E.S., Solomon, C.T., Likens, G.E., McDowell, W.H., Creed, I.F., 2022. Give long-term datasets World Heritage status. *Science* 378, 1180–1181. <https://doi.org/10.1126/science.adg0508>

- SenUMVK, 2021. Water quality data Panke (Berlin). Senatsverwaltung für Umwelt, Mobilität, Verbraucher- und Klimaschutz.
- Statistisches Amt der DDR, 1990. Statistisches Jahrbuch der Deutschen Demokratischen Republik '90, 35th ed. , Rudolf Hufe Verlag Berlin, Berlin.
- Statistisches Bundesamt (Destatis), 2022. Inlandsabsatz von Düngemitteln: Deutschland, Wirtschaftsjahr, Düngemittelsorten.
- Tetzlaff, D., Carey, S.K., McNamara, J.P., Laudon, H., Soulsby, C., 2017. The essential value of long-term experimental data for hydrology and water management. *Water Resources Research* 53, 2598–2604. <https://doi.org/10.1002/2017WR020838>
- Tetzlaff, D., Soulsby, C., Bacon, P.J., Youngson, A.F., Gibbins, C., Malcolm, I.A., 2007. Connectivity between landscapes and riverscapes—a unifying theme in integrating hydrology and ecology in catchment science? *Hydrol. Process.* 21, 1385–1389. <https://doi.org/10.1002/hyp.6701>
- Walsh, C.J., Roy, A.H., Feminella, J.W., Cottingham, P.D., Groffman, P.M., Morgan, R.P., 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society* 24, 706–723. <https://doi.org/10.1899/04-028.1>
- Winter, C., Nguyen, T.V., Musolff, A., Lutz, S.R., Rode, M., Kumar, R., Fleckenstein, J.H., 2023. Droughts can reduce the nitrogen retention capacity of catchments. *HESS* 303–318. <https://doi.org/10.5194/hess-27-303-2023>, 2023
- Zeileis, A., Kleiber, C., Krämer, W., Hornik, K., 2003. Testing and dating of structural changes in practice. *Computational Statistics & Data Analysis, Special Issue in Honour of Stan Azen: a Birthday Celebration* 44, 109–123. [https://doi.org/10.1016/S0167-9473\(03\)00030-6](https://doi.org/10.1016/S0167-9473(03)00030-6)
- Zeileis, A., Leisch, F., Hornik, K., Kleiber, C., Hansen, B., Merkle, E.C., Umlauf, N., 2022. Package 'strucchange.'
- Zeileis, A., Shah, A., Patnaik, I., 2010. Testing, monitoring, and dating structural changes in exchange rate regimes. *Computational Statistics & Data Analysis* 54, 1696–1706. <https://doi.org/10.1016/j.csda.2009.12.005>
- Zhi, W., Li, L., 2020. The Shallow and Deep Hypothesis: Subsurface Vertical Chemical Contrasts Shape Nitrate Export Patterns from Different Land Uses. *Environ. Sci. Technol.* 54, 11915–11928. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c01340>

Einfluss von Infrastrukturbauten auf das Hochwasserrisiko am Beispiel der archäologischen Stätte Qurh in al-Ula, Saudi-Arabien

Anna Nilges, Katharina Kuntz, Ulrike Siegel, Friedrich Weigel
Arnulf Hausleiter, Patrick Keilholz

Zusammenfassung

Ein Starkregenereignis führte 2019 zu erheblichen Schäden an der archäologischen Stätte Qurh in Saudi-Arabien. Durch die Oberflächenabflüsse wurden damals Teile der historischen und aus luftgetrockneten Lehmsteinen gefertigten Mauern unwiederbringlich zerstört. Die verursachten Schäden lassen sich nicht allein auf die Niederschlagsmenge und die Exposition der Mauern infolge der Ausgrabung zurückführen. Hauptursächlich war vielmehr das stark anthropogen vergrößerte Einzugsgebiet, welches das Überschwemmungsrisiko der archäologischen Stätte in den letzten Jahren stark erhöht hat. Hydrologische Modellierungen zeigen, dass im Vergleich zum historischen Zustand der Landschaft, das Einzugsgebiet durch die, oberhalb der archäologischen Stätte neu errichtete Straße heute fünf Mal größer ist. Mithilfe des Modells konnte als Ursache für die Erweiterung des Einzugsgebietes ein 300 Meter langer Straßenabschnitt identifiziert werden. Zudem hat die Plausibilisierung des Modells gezeigt, dass die Böden in der Region bei intensiven Niederschlägen eine stark infiltrationshemmende Wirkung aufweisen. Damit liefern die Untersuchungen einen wichtigen Fachbeitrag zur bisher nur geringfügig erkundeten Hydrologie der Oase al-Ula.

1. Einleitung

Die historische Stadt Qurh im Nordwesten Saudi-Arabiens gilt als eine der wichtigsten frühislamischen Städte Arabiens (Parr *et al.* 1970). An der Pilgerroute durch das Hedschas-Gebirge gelegen, wurde die Stadt während ihrer Nutzung zwischen dem 9. und 11. Jhd. n. Chr. einem wichtigen Knotenpunkt für Pilger und Handel. Von zeitgenössischen Reisenden wird die Stadt als florierendes Handelszentrum beschrieben, reich an Kaufleuten und Gütern (Gilmore *et al.* 1985). Eine erste archäologische Oberflächenbegehung der heute unter dem Namen al-Mabiyat bekannten Ruinenstätte (Nasif 1988) wurde 1968 durch ein Team der University of London vorgenommen (Parr *et al.* 1970). Archäologische Ausgrabungen führten das Department of Antiquities (1984 – 1985) sowie die King Saud University (2004 – 2019) durch. Seit 2022 unternimmt das Deutsche Archäologische Institut (DAI) in Kooperation mit der Royal Commission for AlUla (RCU) archäologische Grabungs-, Survey- und Konservierungsarbeiten in der Ruine, die im Kontext der Integration der Ruine in die künftige touristische Nutzung des Gebiets der modernen Stadt al-Ula und ihrer Kulturerbestätten stehen. Die historische Stadt liegt im Wadi al-Ula, dem Tal der gleichnamigen Oase, am Fuße eines Seitentalschwemmfächers (vgl. Abb. 1). Aufgrund des steilen Reliefs im Seitental und der kaum vorhandenen Vegetation ist der Wasserrückhalt im Falle eines Starkregens gering und der Großteil wird abflusswirksam. Daraus resultierende Sturzfluten treten häufig in ariden Landschaften auf und haben aufgrund der hohen Fließgeschwindigkeiten und dem enormen Sedimenttransport eine hohe Zerstörungskraft (Wellbrock *et al.* 2018).

Die Architektur der Stadt Qurh besteht überwiegend aus luftgetrockneten Lehmsteinen, welche sehr anfällig für Verwitterung sind. Flutereignisse stellen daher ein Risiko für die Erhaltung der archäologischen Stätte dar. Dies zeigt sich anhand von Spuren vergangener Sturzfluten, die an zahlreichen Stellen in Form von Erosionsrinnen und Mauerdurchbrüchen sichtbar sind. Am 7. Februar 2019 kam es zu einem Starkregenereignis mit 49 mm Niederschlag innerhalb

von zwei Stunden, bei dem Oberflächenwasser die Stadtmauer durchbrach, große Mengen an Sediment in einen dahinter befindlichen Grabungsschnitt schwemmte (Margottini *et al.* 2022) und die dort exponierte Architektur stark schädigte. Um die Befunde in den neu angelegten Grabungsschnitten des DAIs vor diesem Hintergrund bestmöglich zu erhalten, werden diese nach jeder Grabungskampagne rückverfüllt.



Abb. 1: Lage der archäologischen Stätte Qurh (Stadtmauer rot umrandet) (Bildquelle: Maxar Esri, TomTom, Garmin, Foursquare, METI/NASA, USGS).



Abb. 2: Aufnahme eines unter Wasser stehenden Grabungsschnittes der King Saud University nach dem Starkregenereignis vom 07.02.2019 (Foto: A. AlAboudi).

Um das gesamte Gebiet der archäologischen Stätte künftig vor den negativen Einflüssen solcher Sturzfluten zu schützen, wurde ein Hochwasserschutzkonzept erarbeitet. Die vorangehenden hydrologischen Untersuchungen zeigten, dass weniger die im Februar 2019 aufgetretene Niederschlagsmenge, als vielmehr das durch anthropogene Einflüsse stark vergrößerte Einzugsgebiet Ursächlich für das Ausmaß der, auf der Stätte aufgetretenen Oberflächenabflüsse ist.

2. Das Einzugsgebiet der Stadt Qurh im Wandel der Zeit

2.1 Heutiges Einzugsgebiet und rezente wasserleitende Strukturen

Mit der Software MikeHYDRO und einem digitalen Geländemodell (DGM1) wurde das Einzugsgebiet der Stadt bestimmt. Es erstreckt sich nordöstlich der archäologischen Stätte innerhalb eines Seitentals und ist geprägt von urbanen Einflüssen. Es wird von der Straße 375 gequert, die das Stadtzentrum von al-Ula mit dem Flughafen verbindet. Unterhalb dieser Straße befindet sich der Damm der früheren Straße mit zurückgebauter Deckschicht sowie der Bahndamm der ehemaligen Hedschas Bahn (vgl. Abb. 1). Zum Schutz vor den im Starkregenfall auftretenden Oberflächenabflüssen verlaufen sämtliche Verkehrswege in diesem Gebiet auf Dämmen quer zur Geländeneigung und sind mit Durchlässen versehen, um ein Abfließen des Wassers zu ermöglichen. Wenn auch ihre Funktion eine anderer ist, so haben diese Dämme eine (um)leitende Wirkung auf die Oberflächenabflüsse.

Das heutige Einzugsgebiet hat eine Größe von 14,8 km² (s. Abb. 3). Seine Form und Ausdehnung werden stark durch die genannten Dämme der Verkehrswege und ihre Durchlässe beeinflusst, insbesondere der Straße 375, ihrer Vorgängerin und in geringem Ausmaß dem Hedschas-Bahndamm. Es folgt an einigen Stellen dem Verlauf der Dämme. Besonders auffällig ist, dass die Grenzen des Einzugsgebietes (cyan) häufig mit den Standorten der Durchlässe (orange) zusammenfallen. Diese stellen somit Scheidewege für den Oberflächenabfluss dar. Ob das Wasser zur archäologischen Stätte oder daran vorbeifließt, hängt maßgeblich von der Lage und dem Zustand dieser Durchlässe ab. Der lenkende und bündelnde Einfluss auf die Oberflächenabflüsse zeigt sich vor Ort in den Erosionsbecken oberhalb und tiefen Erosionsrinnen unterhalb der Durchlässe, welche zum Teil direkt zur archäologischen Stätte verlaufen. Dies und die Zerstörungskraft, welche das Starkregenereignis im Februar 2019 auf die historische Stadt hatte (s. Abb. 2), werfen die Frage auf, weshalb der aus heutiger Sicht so exponierte Standort Qurh vor mehr als eintausend Jahren überhaupt zur Besiedelung gewählt wurde.

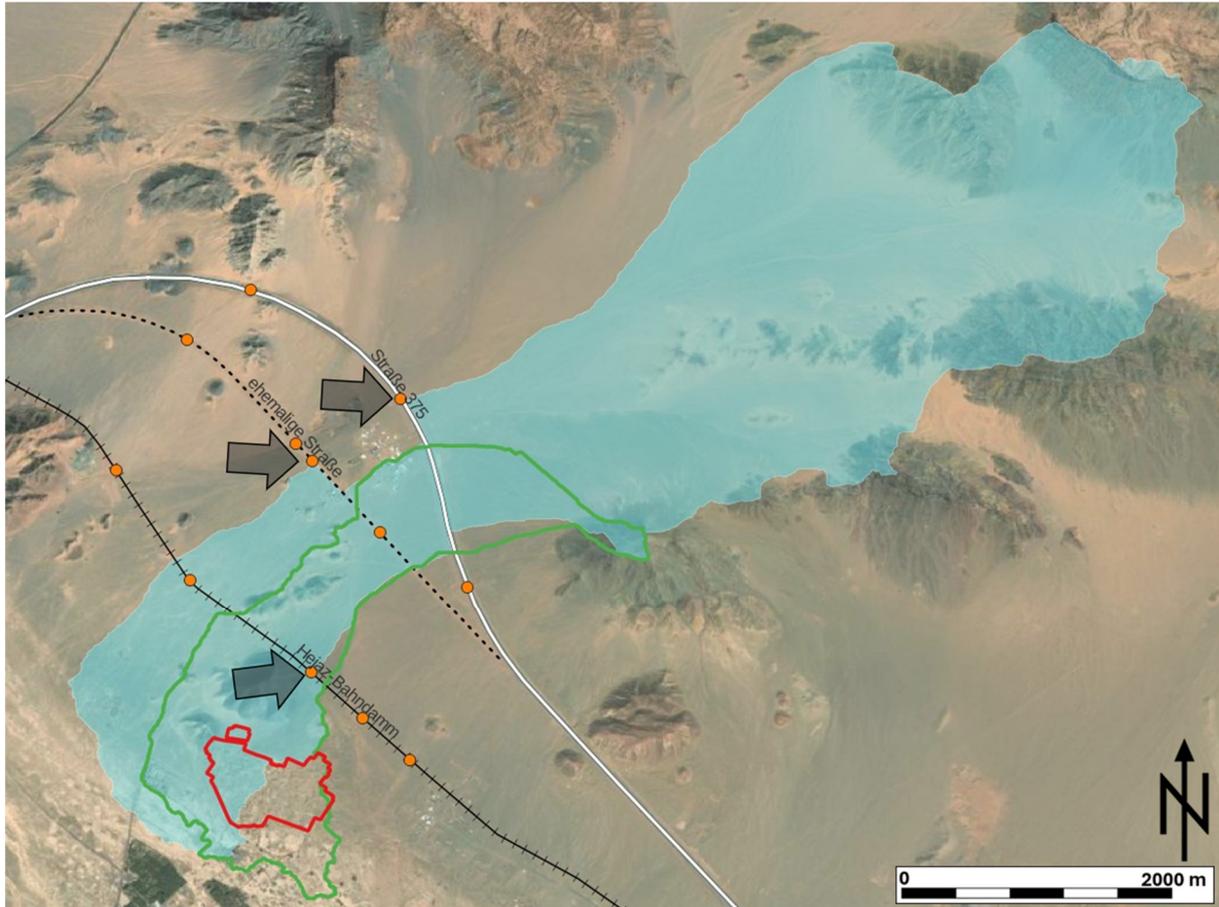


Abb. 3: Ausdehnung des heutigen Einzugsgebietes (cyan) und des historischen Einzugsgebietes (grün) ohne die Verkehrsdämme (Bildquelle: Maxar Esri, TomTom, Garmin, Foursquare, METI/NASA, USGS).

2.2 Historisches Einzugsgebiet

Aus dem vorhandenen Geländemodell wurden die Straßendämme und der Hedschas-Bahndamm entfernt, die Geländehöhen in diesen Bereichen linear interpoliert und damit die Topografie in einen Zustand gebracht, der den historischen Verhältnissen der Region zur Zeit der Besiedlung von Qurh nahekommen dürfte. Das damit ermittelte Einzugsgebiet (grün) verfügt mit einer Fläche von 2,7 km² gerade einmal über ein Fünftel der Größe des heutigen Einzugsgebietes (vgl. Abb. 3).

2.3 Historische wasserleitende Strukturen

Dass Hochwasserschutz trotz des damals kleineren Einzugsgebietes nötig gewesen sein könnte, darauf deutet eine im Gelände oberhalb der Stadt gefundene historische Mauer hin. Ihre Form, Gestalt und Anordnung indiziert eine mögliche Nutzung als Hochwasserschutzbauwerk für die Stadt Qurh (Siegel 2022, 33–34).



Abb. 4: links: freigewaschenes Stück der gefundenen Mauer, rechts: sichtbarer Verlauf der Mauer.

Die Mauer verläuft nördlich der Stadt in gerader Linie von Nordwesten nach Südosten zwischen zwei oberhalb der Stadt gelegenen Bergen. In Teilen ist noch eine mehrreihige Steinsetzung sichtbar, wo die Mauer durch episodischen Oberflächenabfluss freigewaschen wurde (vgl. Abb. 4 links). An einigen Stellen ist die Mauer bis zur oberen Steinlage mit Sedimenten bedeckt und lediglich die heutige Mauerkrone sichtbar (vgl. Abb. 4 rechts).

Richtung Südosten endet der sichtbare Verlauf in einem Erdwall, der sich bis zum Nordosteingang der Stätte erstreckt und unter dem die Mauer vermutlich fortläuft (in Abbildung 4 gestrichelt dargestellt). Nach heutigem Kenntnisstand sind der Mauer keine weiteren architektonischen Strukturen angegliedert. Eine Datierung wurde bisher nicht vorgenommen und in Ermangelung weiterer Kenntnisse ist ihr Zweck bis dato nicht sicher zu bestimmen. Die Lage der Mauer oberhalb der Stadt und quer zu einem der größten und auf die Stadt zufließenden Erosionspfade legen die Vermutung nahe, dass die Mauer dem Hochwasserschutz der Stadt gedient hat. Erste Simulationen diesbezüglich zeigen auch, dass die Mauer die Oberflächenabflüsse wirksam an der Stadtmauer vorbeigeleitet hätte. Dies stärkt die These, dass die Mauer dem Hochwasserschutz gedient hat.

3. Oberflächenabflüsse damals und heute

Zur Ermittlung der, auf dem Gelände der archäologischen Stätte, auftretenden Oberflächenabflüsse wurde mit MikeSHE jeweils ein instationäres hydraulisch-hydrologisches Modell für den historischen und heutigen Zustand des Einzugsgebietes erstellt. Als Bemessungsniederschlag dient ein 100-jährliches Niederschlagsereignis. Die Regenspende beträgt 93,52 mm und geht innerhalb von zwei Stunden als Euler Typ II Regen nieder (Nilges 2024). Die Modelle des historischen und heutigen Zustandes unterscheiden sich ausschließlich in ihrer Topografie (vgl. Abschnitt 2.2). Zur Abbildung des historischen Zustandes wurde zudem die in Abschnitt 2.3 beschriebene Mauer als eine Erhöhung des Geländes um einen Meter dargestellt. Der

Differenzenplan in Abbildung 5 zeigt die Unterschiede der Wassertiefen der aus dem Starkregen resultierenden Oberflächenabflüsse: Rot zeigt Bereiche mit historisch größeren Wassertiefen im Vergleich zum heutigen Zustand, grüne Bereiche weisen geringere Wassertiefen auf.

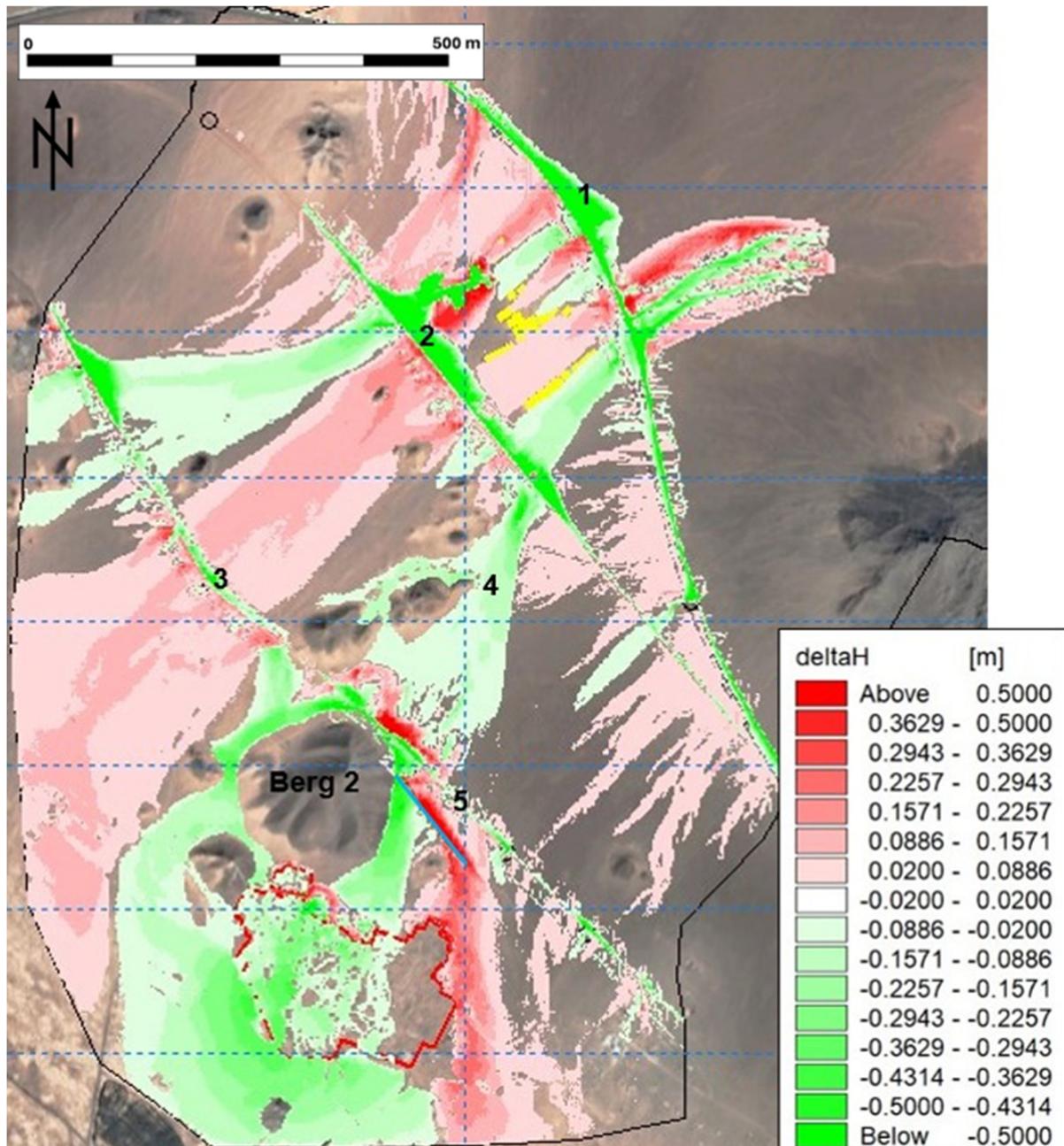


Abb. 5: Wasserspiegeldifferenzen historischer – heutiger Zustand auf dem Gebiet der archäologischen Stätte (Stadtmauer rot umrandet), (Bildquelle: Maxar Esri, TomTom, Garmin, Foursquare, METI/NASA, USGS).

Die im historischen Zustand niedrigeren Wasserstände in den Bereichen oberhalb der Dämme (vgl. Abb. 5 Punkte 1-3) verdeutlichen deren aufstauende Wirkung. Die erhöhten Oberflächenabflüsse über- und unterhalb des Punktes 3 zeigen zudem, dass die Fließpfade des Oberflächenabflusses aus dem Seitental zur Zeit der Stadtbesiedelung zu einem großen Teil nordwestlich an der Stadt vorbeiliefen, statt wie heute unmittelbar auf sie zu (Bereich 4). Dass

historisch für die Stadt positivere Oberflächenabflussbedingungen herrschten, zeigen auch die, um bis zu 50 Zentimeter niedrigeren Wassertiefen im Bereich um Berg 2 sowie innerhalb der Stadtmauern (in Abbildung 5 rot umrandet).

Ein Vergleich der beiden Modelle ermöglicht zudem eine Bewertung der in Abschnitt 2.3 beschriebenen Mauer zu deren Funktionstauglichkeit als Hochwasserschutzbauwerk. Die Lage der Mauer ist in Abbildung 5 blau dargestellt. Während diese heute in großen Teilen durch den oberhalb liegenden Hedschas-Bahndamm von den Oberflächenabflüssen abgeschirmt wird und an einigen Stellen von diesen zerstört wurde, zeigt das Modell des historischen Zustandes die wasserleitende Wirkung der Mauer, welche die Oberflächenabflüsse aus dem darüberliegenden Einzugsgebiet zu großen Teilen östlich der Stadt(mauer) vorbeifließen ließ.

Wo historisch die kleine Steinmauer ausreichend war, um die Oberflächenabflüsse umzuleiten, zeigen Modellergebnisse, dass an gleicher Stelle heute eine stellenweise bis zu drei Meter hohe Hochwasserschutzmauer erforderlich wäre, um die Stätte vor den Oberflächenabflüsse aus dem oberen Einzugsgebiet zu schützen (Nilges 2024). Ursache dafür ist das durch den Bau der Straßendämme fünffach vergrößerte Einzugsgebiet. Die Realisierung einer neuen Hochwasserschutzmauer wäre unter den jetzigen Bedingungen daher nicht empfehlenswert, zukünftige Studien sollen sich einer Kombination an Schutzmaßnahmen widmen, die die Sichtbarkeit der archäologischen Stätte weniger beeinträchtigen.

Anwohner und ehemalige Mitarbeiter der KSU Grabungen berichten, dass sich die Abflusssituation erst mit dem Bau der neuen Straße 375 verschlechtert hätte. Um diese Darstellung zu überprüfen, wurde das Einzugsgebiet der Stätte Qurh erneut bestimmt und aus dem DGM ausschließlich der Damm der Straße 375 entfernt. Das Ergebnis: Ohne den Straßendamm ist das Einzugsgebiet der Stadt in Ausdehnung und Größe identisch mit dem historischen Einzugsgebiet.

Hätte die Ausdehnung des Einzugsgebietes beim Bau der Straße durch eine angepasste Planung verhindert werden können?

Ein Modellvergleich zur Ausdehnung der Einzugsgebiete im Bereich oberhalb der Straße 375 zeigt, dass das heutige Einzugsgebiet hier dem Verlauf der Straße folgt (Bereich in Abbildung 6 rot gekennzeichnet). Auf diesem 300 Meter langen Abschnitt fließen die Oberflächenabflüsse aus dem Seitental parallel zum Straßendamm Richtung Süden und queren diesen unterhalb der Siedlung Ar-Rafiah. Dadurch werden die Oberflächenabflüsse aus dem in Abbildung 6 ausgegrauten Bereich, welche vor dem Bau des Straßendamms über die Siedlung Ar-Rafiah abfließen, in Richtung der archäologischen Stätte umgeleitet, was letztendlich zu der Vergrößerung des Einzugsgebietes führt.

4. Infiltrationsverhalten der Böden bei intensiven Niederschlägen

Im Rahmen der Untersuchungen wurden im Einzugsgebiet zahlreiche Infiltrationsversuche mit einem Doppelringinfiltrimeter durchgeführt. Die ermittelten k_f -Werte ($1 \cdot 10^{-5}$ m/s bis $9 \cdot 10^{-5}$ m/s) zeigen gemäß der Modellvalidierung ein sehr hohes Infiltrationsvermögen der Böden auf, wodurch die Bildung von Abflüssen für die beobachteten Erosionsrinnen im Einzugsgebiet gering ist. Es liegt daher die Vermutung nahe, dass durch „Splash-Erosion“ eine Schlämmschicht an der Oberfläche vorhanden ist. Diese wurde bei der Durchführung der Infiltrationsversuche



Abb. 6: Ausdehnung des heutigen Einzugsgebietes (cyan) und des Einzugsgebietes ohne den Damm der Straße 375 (grün) (Bildquelle: Maxar Esri, TomTom, Garmin, Foursquare, METI/NASA, USGS).

durch den Geräteeinbau zerstört, weshalb die ermittelten Werte den Prozess nicht mit abbilden können. Das Modell wurde durch Augenzeugenberichte plausibilisiert. Durch die Annahme eines Surface-Subsurface Leakage-Koeffizient konnte das Modell hinreichend angepasst werden. Die vermutete Schlämmschicht sollte im Rahmen weiterführender Untersuchungen genauer untersucht werden.

5. Fazit

Mit den durchgeführten Untersuchungen konnte das hydrologische Verständnis der Region verbessert und das Starkregenrisiko analysiert werden. Zudem konnten Maßnahmen zum Schutz der historischen Stätte entwickelt werden.

Mit einer hydrologischen Betrachtung in der Bauplanung der Straße wäre deutlich geworden, dass dieses Vorhaben zu einer deutlichen Vergrößerung des Einzugsgebietes und damit zu erheblichen Gefahren durch Sturzfluten für die Stätte Qurh führen würde. Gegenmaßnahmen, um die ursprünglichen Abflussverhältnisse zu erhalten, hätten beispielsweise eine im Regenfalle unterströmte Brücke im für das Oberflächenabfluss-Routing entscheidenden, 300 Meter langen Bereich, oder eine Anordnung des Durchlasses 6 weiter südlich enthalten können.

Wie die potenzielle historische Hochwasserschutzmauer und die Modellergebnisse belegen, waren auch zur Zeit der Besiedlung von Qurh Maßnahmen erforderlich, um die Stadt vor Schäden durch Sturzfluten zu schützen. Aufgrund der geringeren Einzugsgebietsgröße, waren diese verhältnismäßig kleiner als die, die aktuell zum Schutz der Stätte benötigt werden würden.

A. Nilges (THN) führte die Untersuchungen im März und November 2023 vor Ort in Qurh/al-Mabiyat durch und wurde von K. Kuntz, U. Siegel und F. Weigel (DAI) unterstützt. Das Projekt wird von der RCU finanziert und von A. Hausleiter (DAI) geleitet. P. Keilholz (THN) leitet die Arbeitsgruppe Hydrologie des Projekts.

Literatur

- Gilmore, M., Ibrahim, M., Mursi, G., al-Talhi, D. (1985). A preliminary report on the first season of excavations at al-Mabiyat, an early Islamic site in the northern Hijaz. *Atfal*, 9: 109–125.
- Margottini, C., Castelli, F., Pagnin, P., Spizzichino, D., Tsitsinaki, M., (2022). Qurh/ Al-Mabiyat Conservation Project. The Royal Commission for AlUla. unveröffentlicht
- Nasif, A. A. (1988). *Al-'Ulā: An Historical and Archaeological Survey with Special Reference to Its Irrigation System*. Riad: King Saud University.
- Nilges, A. (2024). Analyse des Starkregenisikos und Planung von Schutzmaßnahmen zum Erhalt der archäologischen Grabungsstätte Qurh in Saudi-Arabien. Masterarbeit an der TH Nürnberg. unveröffentlicht
- Parr, P.J., Harding G.L., Dayton, J.E., (1970) Preliminary Survey in N.W. Arabia, 1968, *Bulletin of the Institute of Archaeology* 8 – 9: 193–242.
- Siegel, U. (2022). Survey and Associated Studies, in: Hausleiter, A., Kuntz, K., Siegel, U., Weigel, F., Qurh/al-Mabiyat. Early Islamic Urbanism in the Hejaz: Conservation, Archaeology, Environment. End of Season Report 1st Season (20.10.–16.12.2022). unveröffentlicht.
- Wellbrock, K., Voß, P., Heemeier, B., Keilholz, P., Patzelt, A., Grottker, M. (2018). The water management of Taymā' and other ancient oasis settlements in the north-western Arabian Peninsula—A preliminary synthesis, in: A. Hausleiter & R. Eichmann (eds), *Taymā' I. Archaeological Exploration, Palaeoenvironment, Cultural Contacts*. Oxford: Archaeopress, 145–198.

Auswirkungen des Klimawandels auf Abflussgesteuerte Exportmechanismen von Nährstoffen in Südwest-Deutschland

Sofia Frietsch & Tobias Schütz

Zusammenfassung

Die globale Erwärmung beeinflusst die Mobilisierung, den Transport, die Umwandlung und die Speicherung wichtiger Nährstoffe in Flussökosystemen. Um auch zukünftig eine nachhaltige Bewirtschaftung der Wasserqualität in Oberflächengewässern zu ermöglichen, müssen die als Reaktion auf die globale Erwärmung veränderten Exportmechanismen gelöster Stoffe (EMS) identifiziert und verstanden werden. Diese Studie untersucht die rezente Veränderung der EMS für die Hauptnährstoffe (Nitrat, Ammonium, Orthophosphat, Gesamtphosphor, Ges. org. Kohlenstoff und die Kationen Calcium und Magnesium) in 40 Gewässer-Einzugsgebieten in Süddeutschland.

Basierend auf langjährigen Wasserqualitäts- und Abflusszeitreihen der Landesämter in Baden-Württemberg, Bayern und Rheinland-Pfalz wurden Klimawandel-bedingte Veränderungen der EMS anhand von c/Q -Beziehungen und CV_c/CV_Q -Analysen identifiziert. So wurde z. B. für das vergangene Jahrzehnt eine signifikante Intensivierung der Mobilisierung von Ammonium, Orthophosphat, Gesamtphosphor und Ges. org. Kohlenstoff festgestellt, während Nitrat keine signifikante Veränderung zeigt. Die als geogene Marker interpretierten Kationen Calcium und Magnesium weisen dagegen eine Abschwächung der abflussbedingten Mobilisierung auf. Darüber hinaus wurde eine Vielzahl hydrologischer und hydroklimatischer Variablen sowie geographisch/geologischer Landschaftseigenschaften auf ihren Zusammenhang mit den identifizierten Veränderungen hin getestet. Vor allem hydroklimatische Variablen, aber auch Landnutzung und Bodenfeuchte weisen signifikante Zusammenhänge mit den veränderten EMS auf. Die Zusammenschau der Ergebnisse zeigt, dass der Transport o. g. gelöster Stoffe in kurzen Zeiträumen innerhalb der Sommerperioden auf oberflächennahe Pfade beschränkt ist, was zu einer verstärkten Impulsabgabe von Ammonium, Orthophosphat und Gesamtphosphor führt. Eine mögliche Erklärung ist eine durch wärmere Lufttemperaturen und anhaltende Hitzewellen der vergangenen Sommer verstärkte Anreicherung der genannten Stoffe in oberflächennahen Speichern in Kombination mit einer aufgrund sporadischer Niederschläge geringeren hydrologischen Konnektivität der Speicher mit den Gewässern. In Folge können die Spitzenkonzentration gelöster Stoffe häufiger Wasserqualitäts-Grenzwerte überschreiten. Die gewonnenen Erkenntnisse sollten in zukünftige Entscheidungen des Einzugsgebietsmanagements einbezogen werden, um den verstärkten Anreicherungsexportmechanismen entgegenzuwirken, um mögliche Beeinträchtigungen der Flussökosysteme zu verhindern.

1. Fortgeschrittene Datenanalyse zur Bestimmung von Änderungen im EMS durch den Klimawandel

Fließgewässer und deren Wasserqualität stehen im direkten Einfluss zu hydrologischen und biogeochemischen Prozessen. Wasserqualitätsparameter wie gelöste Nährstoffe verhalten sich vulnerabel gegenüber sich ändernden Umweltbedingungen in Raum und Zeit (Musloff et al., 2015). Folglich beeinflusst der Klimawandel die Wasserqualität und das Ökosystem von Fließgewässern. Das Bestimmen der Exportmechanismen von gelösten Stoffen (EMS) liefert Erkenntnisse über die Prozesse der Mobilisierung, den Transport und die Retention von Nährstoffen in Flusseinzugsgebieten und ermöglicht das Vorhersagen zukünftiger Exportmechanismen, beeinflusst durch die globale Erderwärmung. So besteht die Hypothese, dass wärmere Temperaturen, langanhaltende Hitzewellen und vereinzelte, aber intensive Starkregenereignisse Mobilisierung, Transport und Speicherung gelöster Stoffe nachhaltig verändern, womit das Gleichgewicht fluvialer Ökosysteme gestört wird und ein zukünftiges Risiko für das System Fließgewässer besteht. Um klimatisch induzierte Veränderungen im EMS abzuschät-

zen, werden die Konzentration-Abfluss-Beziehung (cQ-Beziehung) und der Quotient aus Konzentrations- und Abflussvariabilität (CV_c/CV_Q) in 40 verschiedenen Einzugsgebieten aus Südwestdeutschland mittels Top-down-Datenanalyse bestimmt (Botter et al. 2020; Musolff et al. 2015; Winter et al. 2020).

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich über Gebiete in Rheinland-Pfalz, Baden-Württemberg sowie Bayern und repräsentiert dabei die verschiedenen Regionen Südwestdeutschlands (Abb. 1). Das Untersuchungsgebiet berücksichtigt die weitreichende Heterogenität des Klimas (jährliche Niederschlagssumme: 527 mm – 1596 mm), der Geologie (kristallines Gestein, Carbonatgestein, Hunsrückschiefer, Sandstein), der Landnutzung und der Höhenlage (147,5 m ü. NN bis 835 m ü. NN), womit unterschiedliche räumliche EZG-Eigenschaften berücksichtigt werden (BGR, 2006; DWD, 2022).

Für die fortgeschrittene Top-down-Datenanalyse werden tagesmittelte Abflusswerte und die gemessene Konzentration verschiedener Wasserqualitätsparameter aus zweimonatlichen bis monatlichen Gewässerstichproben beachtet. Die Abfluss- und Wasserqualitätsdaten von 40 Stationen werden hierbei von der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW), dem Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU) und dem Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie und Mobilität Rheinland-Pfalz (MKUEM) zur Verfügung gestellt (LfU, 2022; LUBW, 2022; LUBW, 2022).

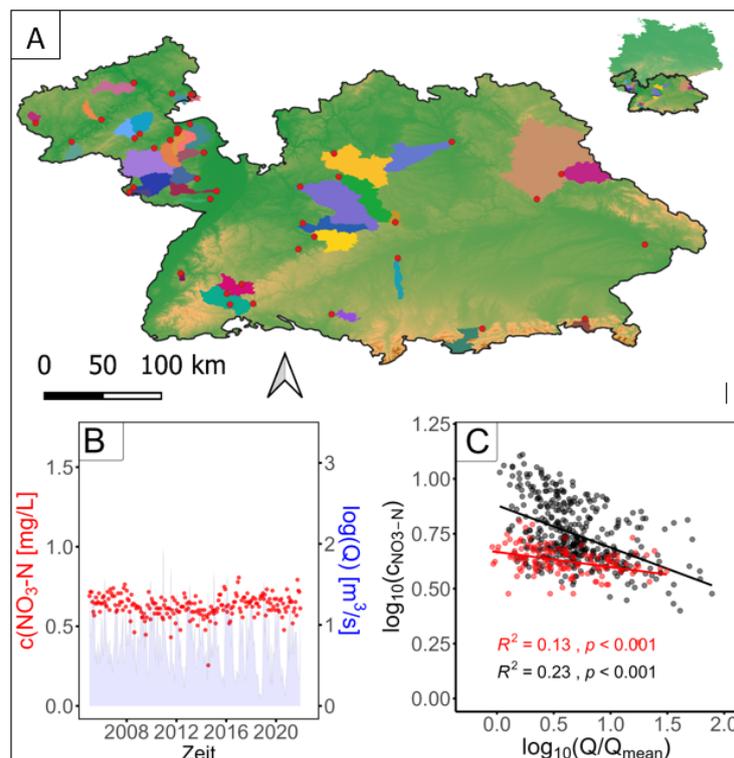


Abb. 1: (A) Untersuchungsgebiet Südwestdeutschland, (B) Zeitreihe für Abfluss und Nitratkonzentration im EZG Fils, (C) Unbeeinflusste (schwarz) und vom Klimawandel beeinflusste cQ-Beziehung (rot) für $\text{NO}_3\text{-N}$ im EZG Fils

Als Wasserqualitätsparameter dienen die Hauptnährstoffe Nitrat (NO₃-N), Ammonium (NH₄-N), Gesamtphosphor (TP), Orthophosphat (SRP), sowie weitere gelöste Stoffe wie Gesamtkohlenstoff (TOC), und die geogenen Marker wie Calcium (Ca) sowie Magnesium (Mg). Abfluss und Wasserqualitätsparameter werden an unterschiedlichen Messstationen gemessen, sodass lediglich Einzugsgebiete (EZG) in die Datenanalyse einbezogen werden, die eine geringe Distanz zwischen Abflussmessung und Wasserqualitätsmessung aufweisen. Die Gesamtbeobachtungszeiträume der verschiedenen EZGs variieren deutlich und können einen Beobachtungszeitraum zwischen acht Jahren (Kammel) und 38 Jahren (Vils) aufweisen. Der Gesamtdatensatz wird in verschiedene Teildatensätze unterteilt, die spezifische Teilbeobachtungszeiträume repräsentieren und das Detektieren von Veränderungen im EMS durch temporale Einflussfaktoren ermöglichen. Als temporale Einflussgrößen sind saisonale Bedingungen (Winter und Sommer), Trocken- und Feuchtejahre sowie der Klimawandel zu nennen. Dementsprechend wird die cQ-Beziehung für folgende Zeiträume für alle EZGs im Untersuchungsgebiet berechnet:

- a. Gesamtzeitraum
- b. Sommermonate (Mai bis Oktober)
- c. Wintermonate (November bis April)
- d. Feuchtejahre (Jahresgesamtabfluss über Median)
- e. Trockenjahre (Jahresgesamtabfluss unter Median)
- f. Dekade unbeeinflusst vom Klimawandel (Zeitraum: bis 31. Dezember 2011)
- g. Dekade bereits beeinflusst vom Klimawandel (Zeitraum: seit 01. Januar 2012)

Klimawandelinduzierte Änderungen in den EMS werden anschließend durch den Abgleich mit saisonbedingten EMS und den EMS während Trocken- und Feuchtejahre identifiziert. Um aussagekräftige cQ-Beziehungen für die jeweiligen Zeiträume zu erhalten, gelten 20 Abfluss-Konzentrations-Datenpaare als Mindestkriterium. Die etablierte cQ-Beziehung wurde bereits auf verschiedenen Raum- und Zeitskalen eingesetzt und identifiziert die dominante EMS (Basu et al., 2010; Rose et al., 2018, u.a.). Die Beziehung wird aus dem Potenzmodell zwischen Abfluss und Konzentration abgeleitet (Formel 1). Auskunft über die EMS erlaubt die Steigung (b) der linearen Regression im doppellogarithmischen Raum (Formel 2), wobei eine positive cQ-Beziehung (cQ-Steigung >0) einen anreichernden EMS repräsentiert. Bei einem anreichernden Verhalten steigt die Konzentration des Wasserqualitätsparameters mit steigendem Abfluss an und signalisiert eine Mobilisierung des gelösten Stoffes mit Anstieg des Abflusses. Eine negative cQ-Beziehung (cQ-Steigung <0) wird als verdünnendes EMS bezeichnet und tritt bei sinkender Stoffkonzentration bei gleichzeitig steigendem Abfluss auf (Musolff et al., 2015). Die cQ-Beziehung detektiert dementsprechend die vom Abfluss beeinflusste EMS und basiert hierbei auf normalisierten Abflusswerten.

$$c = a * Q^b \quad (1)$$

$$\log_{10}(c) = \log_{10}(a) + b * \log_{10}(Q) \quad (2)$$

$$\frac{CV_c}{CV_Q} = \frac{\mu_Q * \sigma_c}{\mu_c * \sigma_Q} \quad (3)$$

Mobilisierungs- und Transportprozesse, die nicht nur an die Abflussprozesse gekoppelt sind, sondern zusätzlich durch biogeochemische Prozesse geprägt werden, werden mittels der CV_C/CV_Q -Formel identifiziert (Formel 3). Mit der CV_C/CV_Q -Formel wird die Abhängigkeit zwischen der Konzentration der gelösten Stoffe und dem Abfluss bestimmt. Eine geringe Konzentrationsvariabilität im Vergleich zu einer hohen Abflussvariabilität beschreibt das chemostatische Regime, welches ein abflussgesteuertes EMS signalisiert und eine stark korrelierende Konzentrations-Abfluss-Beziehung darstellt. Das chemodynamische Verhalten ist durch eine hohe Konzentrationsvariabilität im Vergleich zur Abflussvariabilität gekennzeichnet, welche zusätzliche biogeochemische Prozesse aufdeckt und eine entkoppelte Konzentrations-Abfluss-Beziehung aufzeigt (Thompson et al., 2011).

Unterschiede im EMS von NO_3-N , NH_4-N , SRP, TP, TOC, Ca und Mg, die saisonbedingt (Winter vs. Sommer), feuchtigkeitsbedingt (Trockenjahr vs. Feuchtejahr) oder durch den Klimawandel auftreten, werden grafisch und mittels des Kruskal-Wallis-Tests ($p < 0,05$) ermittelt. Um ein weitreichenderes Verständnis für die sich wandelnden Prozesse im EMS zu gewinnen, werden die EZG-Eigenschaften, die einen signifikanten Einfluss auf die Mobilisierungs- und Transportmechanismen haben, mittels des Pearson-Korrelationskoeffizienten ($p < 0,05$) bestimmt. Zu den EZG-Eigenschaften gehören:

- a. hydrologische Indizes (Q_{mean} , Q_{median} , $\log(Q_{mean})$, Abflusspende)
- b. topographische Eigenschaften (Höhenlage und EZG-Größe)
- c. klimatische Bedingungen (de Martonne Trockenheitsindex nach de Martonne (1926), Niederschlag, reale Evapotranspiration, potentielle Evapotranspiration)
- d. geopedologische Eigenschaften (Bodenfeuchtigkeit und Bedeckungsgrad: Sandstein, Carbonatgestein, kristallines Gestein, Tongestein, Sedimentgestein)
- e. Landnutzung (Bedeckungsgrad: Ackerland, Wiese, Wald, urbaner Raum).

2. Exportverhalten von gelösten Nährstoffen, TOC, Ca und Mg

Die Mobilisierung und der Transport der gelösten Stoffe lassen sich mittels der cQ -Beziehung und der CV_C/CV_Q -Formel in diverse Verhaltensmuster differenzieren und ermöglichen eine Unterteilung in:

- a. Flachgründige biogeochemisch beeinflusste Stoffe
- b. Flachgründige dominant abflussgesteuerte Stoffe
- c. Tiefgründige dominant abflussgesteuerte Stoffe

Bei flachgründigen biogeochemisch beeinflussten Stoffen dominiert das chemodynamische Verhalten ($CV_C/CV_Q > 0,5$), bei dem die Stoffkonzentration eine höhere Variabilität als der Abfluss aufweist (siehe Abbildung 2 rechts). Somit zeigt sich ein EMS, das von abflussentkoppelten biogeochemischen Prozessen geprägt ist (Musloff et al., 2015). Die reaktiven Nährstoffe NH_4-N , SRP und TP weisen eine schnelle Aufnahme- und Umsatzrate auf, wodurch Exportdynamiken neben dem Abfluss auch durch biogeochemische Prozesse beeinflusst werden (Marti

und Sabater, 1996). Sowohl anreichernde (cQ-Steigung >0 bei $\text{NH}_4\text{-N}$ und TP) als auch verdünnende EMS (cQ-Steigung <0 bei SRP) sind bei flachgründigen biogeochemisch beeinflussten Stoffen zu beobachten. Bei $\text{NH}_4\text{-N}$ und TP ist eine ungleichmäßige Nährstoffmobilisierung mit steigendem Abfluss durch die räumliche und zeitliche heterogene Quellenverteilung nachvollziehbar, während bei dem limitierten SRP die inkonstante Erschöpfung der Quellen zu einer unproportionalen Abnahme der SRP-Konzentration mit zunehmendem Abfluss führt (Basu et al., 2011; Pohle et al., 2021; Rose et al., 2018; Thompson et al., 2011). In bestimmten Einzugsgebieten kann die Verdünnungsdynamik auch auf die biologische Freisetzung von SRP bei geringem Fließgewässerstand zurückgeführt werden und eine Punktquelle in den Flussbetsedimenten darstellen (Marti und Sabater, 1996; Pohle et al., 2021; Smolders et al., 2017). In intensiv bewirtschafteten Einzugsgebieten werden biogeochemische Prozesse jedoch durch das Vorhandensein großer und homogen verteilter SRP- und TP-Quellen überdeckt, und eine abflussgesteuerte bzw. chemostatische Exportdynamik ist zu beobachten. Infolgedessen ist die Mobilisierung von gelösten Stoffen direkt proportional zum Abfluss (Basu et al., 2011; Thompson et al., 2011).

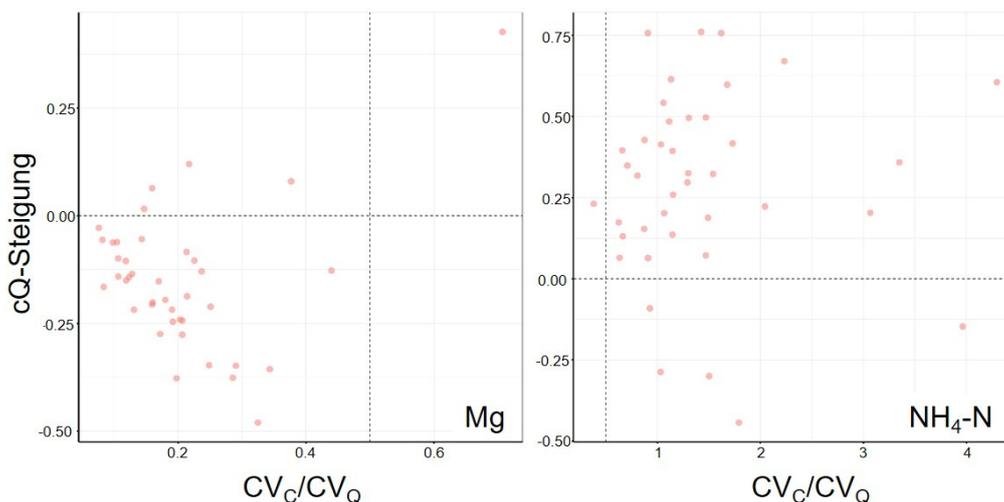


Abb. 2: Diagramm der cQ-Steigung gegen CV_c/CV_q -Werte für jedes Einzugsgebiet (rot) für die Wasserqualitätsparameter Ca (links) und $\text{NH}_4\text{-N}$ (rechts). Horizontale Linie teilt den Exportmechanismus in ein anreicherndes (cQ-Steigung >0) und ein verdünnendes Verhalten (cQ-Steigung <0) ein. Vertikale Linie teilt den Exportmechanismus in chemostatisches ($\text{CV}_c/\text{CV}_q < 0,5$) und chemodynamisches Regime ($\text{CV}_c/\text{CV}_q > 0,5$) ein.

Flachgründige, dominant abflussgesteuerte Stoffe korrelieren in erster Linie mit dem Abfluss und zeigen im Vergleich zu reaktiven Nährstoffen eine höhere Resistenz gegenüber chemischen Transformationsprozessen. Flachgründige, dominant abflussgesteuerte Stoffe wie TOC, $\text{NO}_3\text{-N}$ und teilweise TP weisen ein CV_c/CV_q -Verhältnis $<0,5$ auf und postulieren, dass Mobilisierungs- und Transportprozesse eng mit dem Abfluss verbunden sind. Insbesondere die partikelgebundene Phase von TP und TOC zeigt überwiegend ein abflussreguliertes Anreicherungsverhalten (cQ-Steigung >0) auf. Mit zunehmendem Abfluss werden die oberflächlichen Pfade durch eine erhöhte hydrologische Konnektivität aktiviert, was eine erhöhte Stoffkonzentration im Fließgewässer attestiert (Huntington und Wieczorek, 2021).

Auch $\text{NO}_3\text{-N}$ zeigt überwiegend einen abflussbasierten Transport ($\text{CV}_c/\text{CV}_Q < 0,5$) auf, wobei die vertikale Lage der Nitratquelle über verdünnendes Verhalten (grundwasserbürtiges $\text{NO}_3\text{-N}$) oder anreicherndes Verhalten (flachgründiges $\text{NO}_3\text{-N}$) entscheidet (Basu et al., 2011). Bei verdünnendem Verhalten (cQ -Steigung < 0) wird die hohe Konzentration des grundwasserbürtigen $\text{NO}_3\text{-N}$ bei Niedrigwasser durch den Oberflächenabfluss bei ansteigendem Abfluss verdünnt (Musolff et al., 2015). Biogeochemische Prozesse in Verbindung mit $\text{NO}_3\text{-N}$ spielen nur eine untergeordnete Rolle aufgrund der hohen Nitratlast durch intensive Düngung in den anthropogen gestörten Einzugsgebieten (EZG) Südwestdeutschlands. EZGs, in denen chemodynamische Dynamiken für TP und TOC auftreten, sind durch biochemische Prozesse in der gelösten Phase von TP und der heterogenen vertikalen und horizontalen TOC-Quellenverteilung in Ufernähe zu erklären. In beiden Fällen fördert eine ungleichmäßige Mobilisierung chemodynamische Tendenzen (Basu et al., 2011; Pohle et al., 2021; Rose et al., 2018; Thompson et al., 2011).

Tiefgründig, dominant abflussgesteuerte Stoffe werden hauptsächlich durch grundwasserbürtige, geogene Stoffe wie Ca und Mg repräsentiert und zeichnen sich durch eine deutliche Verdünnungsdynamik aus (cQ -Steigung < 0). Geogene Stoffe werden von abflussgesteuerten Transportprozessen reguliert, was durch ein CV_c/CV_Q -Verhältnis $< 0,5$ attestiert wird und mit den Studien von Knapp et al. (2020) und Musolff et al. (2015) übereinstimmt (siehe Abbildung 2 links). Dabei entstammen Ca und Mg den chemischen Verwitterungsprozessen, die in tieferen Schichten der Pedosphäre oder Lithosphäre lokalisiert sind. Eine kontinuierliche Freisetzung von hochkonzentriertem Grundwasser führt zu einem abflussbedingten Verdünnungsmuster, bei dem das konzentrierte grundwasserbürtige Flusswasser verdünnt wird, sobald der Abfluss durch Oberflächenabfluss zunimmt (Botter et al., 2020). Im Gegensatz zu flachgründige gelöste Stoffe sind tiefgründige inerte Stoffe kaum vulnerabel gegenüber zeitlichen Einflussfaktoren.

3. Einfluss temporaler Größen auf die EMS gelöster Nährstoffe, TOC, Ca und Mg

Biogeochemische Prozesse sind zeitlich äußerst divers und stehen in direkter Abhängigkeit zu den saisonalen Umweltbedingungen, dem Feuchtigkeitslevel im Einzugsgebiet (EZG) und den Klimaveränderungen. Folglich zeigen flachgründige Nährstoffe eine hohe Vulnerabilität gegenüber temporalen Einflussgrößen, wodurch saisonale, aber auch klimawandelinduzierte Veränderungen im EMS festzustellen sind. Die temporale Vulnerabilität geogener Marker fällt hingegen deutlich geringer aus und ist lediglich bei klimainduzierten Veränderungen angedeutet (Abbildung 3).

Insbesondere die reaktiven Nährstoffe $\text{NH}_4\text{-N}$, SRP und TP zeigen erhebliche Abweichungen im EMS zwischen Sommer und Winter, die durch eine hohe Heteroskedastizität der Punktwolke nachgewiesen werden (Abbildung 3A). In den Sommermonaten wird die biologische Aktivität stimuliert und die hydrologische Konnektivität eingeschränkt (Marti und Sabater, 1996; Pohle et al., 2021; Smolders et al., 2017; Winter et al., 2020). Infolgedessen sind signifikant verstärkte anreichernde Prozesse durch eine erhöhte Nährstoffakkumulation für $\text{NH}_4\text{-N}$

($p < 0,05$) und ein verstärktes Verdünnungsmuster durch stimulierte biologische SRP-Punktquellen sowie Limitation der terrestrischen SRP-Quellen zu beobachten (Basu et al., 2011; Marti und Sabater, 1996; Pohle et al., 2021).

Die saisonale Einflussgröße beeinflusst auch das EMS von TP, wobei die Mobilisierungs- und Transportprozesse divers auf die Jahreszeiten reagieren, erkennbar durch die hohe Heteroskedastizität der Punktwolke ohne klare Tendenzen. TOC, $\text{NO}_3\text{-N}$ und die geogenen Marker (Ca und Mg) zeigen insgesamt keine saisonbedingten Veränderungen im EMS, welches anhand der geringen Änderungen der cQ-Steigung zu erkennen ist (Abbildung 3A).

Die biogeochemisch beeinflussten Nährstoffe ($\text{NH}_4\text{-N}$, SRP, TP), die bereits saisonale Unterschiede im EMS aufweisen, sind deutlich vulnerabler gegenüber klimawandelinduzierten Änderungen im EMS (Abbildung 3C). Durch die globale Erderwärmung werden die anreichernden EMS für die Hauptnährstoffe TP ($p < 0,01$), SRP ($p < 0,01$) und $\text{NH}_4\text{-N}$ ($p < 0,05$) signifikant verstärkt (Abbildung 3C und Abbildung 4A). Wohingegen bei dem Hauptnährstoff $\text{NO}_3\text{-N}$ die hohe Nitratlast Änderungen im EMS durch den Klimawandel abschwächt (Abbildung 4B). Die weitreichenden Folgen des Klimawandels sind auch bei abflussgesteuerten Stoffen wie TOC erkennbar. So ist in den meisten Einzugsgebieten ein Anstieg der cQ-Beziehung bei TOC und somit auch eine signifikante Verstärkung des anreichernden EMS ($p < 0,1$) zu beobachten (Abbildung 3C).

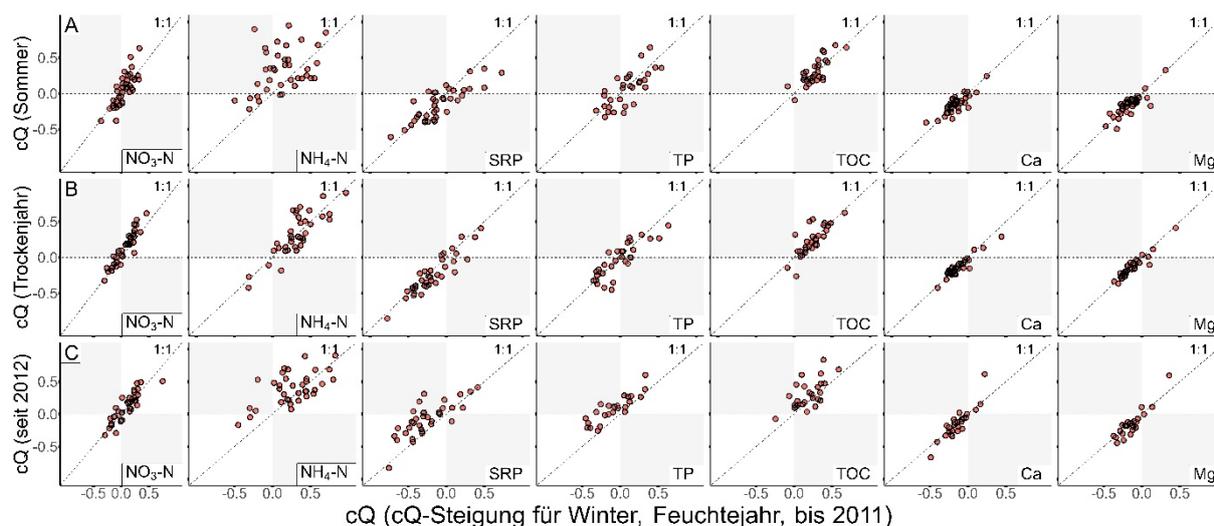


Abb. 3: Darstellung der Unterschiede im EMS von $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, SRP, TP, TOC, Ca, und Mg aufgrund temporaler Einflussgrößen mittels Vergleichs der cQ-Steigung. (A) Unterschiede im EMS zwischen Sommer und Winter (B) zwischen Trockenjahren und Feuchtejahren und (C) zwischen klimawandelbeeinflusster Dekade (ab 2012) und unbeeinflusster Dekade (bis 2011). Die einzelnen EZG werden durch einen roten Punkt in der Punktwolke repräsentiert. Werte oberhalb der 1:1-Linie verweisen auf ein verstärktes anreicherndes EMS und Werte unterhalb der 1:1-Linie auf ein verstärktes verdünnendes EMS hin. Graue Fläche verweisen auf einen Wechsel im EMS.

Seit 2012 haben wärmere Temperaturen, langanhaltende Hitzewellen und sporadische, aber intensive Niederschlagsereignisse eine verstärkte Nährstoffakkumulation und eine geringere hydrologische Konnektivität gefördert (KLIWA, 2021). Infolgedessen beschränken sich die Mobilisierung und der Transport von gelösten Stoffen auf oberflächennahe Pfade während den

kurzen Niederschlagsereignissen im Sommer und die ansteigenden Wasserstände im Herbst und Winter. Die Transportlimitierung und erhöhte Nährstoff- und TOC-Akkumulation konkretisieren letztendlich eine verstärkte Impulsabgabe.

Verdünnende EMS, die aus biogeochemischen Prozessen abzuleiten sind, werden hierbei überprägt und weisen auf die Dominanz der anreichernden EMS hin. Eine Änderung der Transportprozesse ist hierbei nicht alleinig auf die niedrigere hydrologische Konnektivität und geringere Wasserstände zurückzuführen, da eine Änderung im EMS zwischen Trockenjahren und Feuchtejahren nicht signifikant ist (Abbildung 3B). Entscheidend ist die erhöhte Nährstoffakkumulation durch absterbendes organisches Material während den langanhaltenderen und extremeren Hitzeperioden, verbunden mit der intensivierten Transportlimitierung.

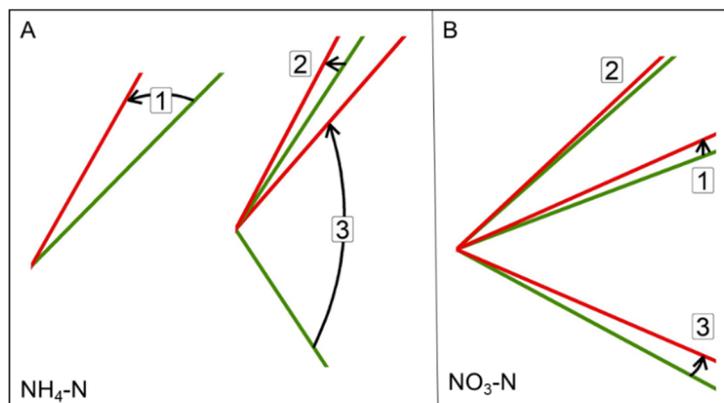


Abb. 4: Änderungen im EMS durch den Klimawandel für $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$. Die Linien repräsentiert die gemittelte cQ-Steigung aller EZG's für die Dekaden bis 2011 (grün) und nach 2012 (rot). (1) EMS für alle EZG, (2) EMS für EZG mit cQ-Steigung >0 in früheren Jahrzehnten, (3) EMS für EZG mit cQ-Steigung <0 in früheren Jahrzehnten.

Unterirdische Mobilisierungs- und Transportprozesse zeigen sich wesentlich unempfindlicher gegenüber temporalen Einflussgrößen. Saisonale Unterschiede sind bei den geogenen Markern Ca und Mg nicht zu identifizieren, da die cQ-Beziehung in allen Einzugsgebieten nahezu identisch zwischen Winter- und Sommermonaten ist (Abbildung 3A). Auch der Einfluss der globalen Erderwärmung fällt deutlich geringer aus, da tiefgründige Verwitterungsprozesse passiver auf sich ändernde klimatische Prozesse reagieren. So werden geogene gelöste Stoffe geringfügig durch einen verringerten Abfluss beeinflusst und zeigen nur ein leicht erhöhtes Verdünnungsverhalten, erkennbar an den Werten der cQ-Beziehungen leicht unterhalb der 1:1-Linie (Abbildung 3C). Für ein verstärktes verdünnendes EMS sind vermutlich wärmere Bedingungen und geringe Abflüsse verantwortlich. Das trockenere und wärmere Klima verlängert die Verweildauer des Grundwassers in der Lithosphäre und erhöht die dortige Stoffkonzentration, welches eine stärkere Verdünnung im Fließgewässer durch Oberflächenabfluss hervorruft (Botter et al., 2020; Li et al., 2022; Musolff et al., 2015).

Dennoch werden die EMS der geogenen Marker primär von geologischen Faktoren wie der Beschaffenheit der Lithosphäre beeinflusst. Konträr werden die EMS von oberflächennahen gelösten Stoffen durch oberflächige Einflussgrößen, die den Feuchtigkeitsgehalt und die hydrologische Konnektivität beeinflussen reguliert. Insbesondere die klimatischen Einflussfaktoren

ren (Niederschlag, Evapotranspiration, Trockenheitsindex), die Bodeneigenschaften (Bodenfeuchte, Tongehalt) sind als regulierende Einflussgrößen zu nennen. Bei $\text{NO}_3\text{-N}$ stellt die Landnutzungsform Ackerland eine ergänzende Rolle und fördert ein anreicherndes EMS. Die signifikante Einflussnahme ($p < 0,05$) der räumlichen Größen auf die EMS belegt nochmals die Bedeutung der schwindenden hydrologischen Konnektivität auf die EMS von Nährstoffen durch den Klimawandel.

In zukünftigen Szenarien ist eine Zunahme von extremen Wetterbedingungen wie Hitzewellen und Dürren anzunehmen, die ein verstärktes anreicherndes EMS bei Nährstoffen bewirken. Durch die Klimaerwärmung werden vermutlich die Spitzenkonzentrationen von $\text{NH}_4\text{-N}$, SRP, TP und TOC häufiger die Wasserqualitäts-Grenzwerte überschreiten. Folglich werden Eutrophierungsprozesse und die Verunreinigung des Trinkwassers eine Bedrohung für die Ökosysteme der Flüsse und die menschliche Gesundheit darstellen (Radach et al., 2010; Winter et al., 2020). Diese neuen Erkenntnisse sollten in künftige Entscheidungen einfließen, um das Einzugsgebietsmanagement zu verbessern und der zunehmenden Akkumulation entgegenzuwirken.

Literatur

- Basu N. B., Destouni G., Jawitz J. W., Thompson S. E., Loukinova N. V., Darraq A., Zanardo S., Yaeger M., Sivapalan M., Rinaldo A., Rao P., Suresh C. 2010. Nutrient loads exported from managed catchments reveal emergent biogeochemical stationarity. *Geophysical Research Letters* 37, 23.
- Basu N. B., Thompson S. E., Rao P. S. C. 2011. Hydrologic and biogeochemical functioning of intensively managed catchments: A synthesis of top-down analyses. *Water Resources Research* 47, 10.
- Bayrisches Landesamt für Umwelt (LfU) 2022. Gewässerkundlicher Dienst Bayern [online] <https://www.gkd.bayern.de/de/> [05.10.22].
- Botter M., Li L., Hartmann J., Burlando P., Fatichi S. 2020. Depth of solute generation is a dominant control on concentration-discharge relations. *Water Resources Research* 56.
- De Martonne E. 1926 Une nouvelle fonction climatologique: L'indice d'aridité. *La Meteorol*, pp 449–458.
- Huntington T. G., Wieczorek M. E. 2021. An increase in the slope of the concentration-discharge relation for total organic carbon in major rivers in New England, 1973 to 2019. *Science of The Total Environment* 778.
- Klimaveränderung und Wasserwirtschaft (KLIWA) 2021. Klimawandel in Süddeutschland – Veränderungen von meteorologischen und hydrologischen Kenngrößen – Klimamonitoring im Rahmen der Kooperation KLIWA. Monitoringbericht 2021.
- Knapp J. L. A., von Freyberg J., Studer B., Kiewiet L., Kirchner J. W. 2020. Concentration-discharge relationships vary among hydrological events, reflecting differences in event characteristics. *Hydrology and Earth System Sciences* 24, 5.
- Landesamt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW) 2022. Hochwasservorhersagezentrale Baden-Württemberg. [online] <https://www.hvz.baden-wuerttemberg.de/> [07.10.22].

- Li L., Stewart B., Zhi W., Sadayappan K., Ramesh S., Kerins D., Sterle G., Harpold A., Perdril J. 2022. Climate Controls on River Chemistry. *Earth's Future* 10.
- Marti E. and Sabater F. 1996. High variability in temporal and spatial nutrient retention in Mediterranean streams. *Ecology* 77, 3.
- Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie und Mobilität (MKUEM) 2022. Analysen und Messwerte. [online] <https://wasserportal.rlp-umwelt.de/servlet/is/1500/> [25.10.22].
- Musolff A., Schmidt C. S. B., Fleckenstein J. H. 2015. Catchment controls on solute export. *Advances in Water Resources* 86.
- Pohle I., Baggaley N., Palarea-Albaladejo J., Stutter M., Glendell M. 2021. A Framework for Assessing Concentration-Discharge Catchment Behavior From Low-Frequency Water Quality Data. *Water Resources Research* 57.
- Radach G., Berg J., Hagmeier E. 1990. Long-term changes of the annual cycles of meteorological, hydrographic, nutrient and phytoplankton time-series at Helgoland and at Lv Elbe 1 in the German Bight. *Continental Shelf Research* 10, 305-28.
- Rose L. A., Karwan D. L., Godsey S. E. 2018. Concentration-discharge relationships describe solute and sediment mobilization, reaction, and transport at event and longer timescales. *Hydrological Processes* 32, 18.
- Smolders E., Baetens E., Verbeeck M., Nawara S., Diels J., Verdievel M., Peeters B., De Cooman W., Baken S. 2017. Internal loading and redox cycling of sediment iron explain reactive phosphorus concentrations in lowland rivers. *Environmental Science and Technology* 51, 5.
- Thompson S. E., Basu N. B., Lascurain J., Aubeneau A., Rao P. S. C. 2011. Relative dominance of hydrologic versus biogeochemical factors on solute export across impact gradients. *Water Resources Research* 47, 10.
- Winter C., Lutz S. R., Musolff A., Kumar R., Weber M., Fleckenstein J. H. 2020. Disentangling the impact of catchment heterogeneity on nitrate export dynamics from event to long-term time scales. *Water Resources Research* 57.

Der Einfluss von unterschiedlichen hydrologischen Reaktionszeiten eines Hang-Aue-Transekts auf den DOC-Export eines natürlichen Einzugsgebiets

Lisa Kuhnert, Thomas Wöhling

Zusammenfassung

Weltweit werden in vielen Einzugsgebieten steigende Konzentrationen an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) beobachtet, mit teils negativen Auswirkungen z.B. auf die Nutzung von Oberflächenwasser für die Trinkwasserversorgung oder auf die aquatischen Lebensgemeinschaften. Besonders bei Hochwasserereignissen wird DOC in großen Mengen mobilisiert und entlang hydrologischer Fließwege aus dem Einzugsgebiet exportiert. Bei Felduntersuchungen wurden die Reaktionszeiten entlang eines instrumentierten Hang-Aue-Transekts untersucht und mit unterschiedlichen Phasen der DOC-Mobilisierung während Abflussereignissen verknüpft. Je nach Vorfeuchtebedingungen beteiligten sich Hang und Aue an verschiedenen Phasen der Hochwasserwelle und prägten dabei wesentlich die Hochwasserganglinie und den DOC-Export am Gebietsauslass.

1. Einleitung

Weltweit werden in vielen Gewässern steigende Konzentrationen von gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) beobachtet (Evans, et al., 2005; Monteith, et al., 2007), deren Ursachen v.a. auf die steigenden Temperaturen, Änderungen im Abflussregime sowie den Rückgang der Boden- und Gewässerversauerung (und damit einhergehend eine bessere DOC-Mobilisierung durch höhere pH-Werte) zurückzuführen sind. Hohe DOC-Konzentrationen führen zu einer Braunfärbung des Wassers und beeinträchtigen dadurch nicht nur die aquatischen Ökosysteme (Arzel, et al., 2020; Thrane, et al., 2014), sondern auch die Qualität des Oberflächenwassers für die Trinkwasseraufbereitung. Hohe DOC-Konzentrationen verstärken die Entstehung schädlicher Desinfektionsnebenprodukte wie Trihalomethane und Halogenessigsäuren (Yoon et al., 2003; Bond et al., 2014). Mit steigenden DOC-Konzentrationen erhöhen sich die technischen Anforderungen und damit verbunden auch die Kosten für die Trinkwasseraufbereitung (Ritson, et al., 2014).

DOC ist ein natürliches Abbauprodukt der organischen Zersetzung und ist definiert als der Anteil des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) mit einer Partikelgröße $< 0,45 \mu\text{m}$. Bei Niederschlagsereignissen wird ungebundenes DOC in großen Mengen mobilisiert und entlang der hydrologischen Fließwege in die Gewässer eingetragen.

Wesentliche Quellen des DOC sind die organischen Hangaufgaben in Wäldern (Hollands, et al., 2022; Schwarze & Beudert, 2009) sowie die vernässten Gewässerrandstreifen bzw. Auen (Ledesma, et al., 2015). Warme und nasse Bedingungen begünstigen die mikrobielle DOC-Produktion (Christ & David, 1996; Moore, et al., 2008), daher sind die DOC-Konzentrationen in den Auen meist deutlich höher als in den organischen Hangaufgaben (McGlynn & McDonnell, 2003). Hochwasserentstehung und DOC-Mobilisierung sind eng miteinander verknüpft. Die Korrelation zwischen Abfluss Q und der DOC-Konzentration zeigt häufig eine Hystereseschleife, deren Richtung davon abhängt, ob die Auen bereits vor oder erst nach dem Abflussscheitel am Hochwasserabfluss beteiligt sind (McGlynn & McDonnell, 2003; Mei et al., 2014; Tunaley, et al., 2016). Häufiger tritt die DOC-Mobilisierung verzögert zum Abflussscheitel auf. Ursachen sind z.B. ein verzögerter Aufbau der hydrologischen Konnektivität in der Aue durch

effluente Verhältnisse im Vorfluter zu Beginn eines Hochwasserereignisses (Vidon, 2012), die mikrotopografischen Eigenschaften der Aue (Frei, et al., 2010) oder eine geringe Vorfeuchte (Blaurock, et al., 2021).

Obwohl die Relevanz der aktiven Beteiligung der Hänge und Auen für den DOC-Export bekannt ist, haben nur wenige Studien die hydrologischen Reaktionszeiten am Hang und in der Aue bei Niederschlags-Abfluss-Ereignissen untersucht. Beide Landschaftstypen zeichnen sich durch gegensätzliche topografische und hydrologische Eigenschaften aus, welche die Prozesse der Abflusentstehung und den DOC-Export in Bäche beeinflussen (Musolff, et al., 2018; Blaurock, et al., 2021). Als Reaktionszeit wird in dieser Studie der Zeitraum zwischen dem Einsetzen des Niederschlags und dem Peak des jeweiligen Messsignals in einer beobachteten DOC-Quelle bezeichnet (z.B. Auwasserstände, Matrixpotenzial am Hang). Während des Peaks eines Messsignals ist eine hohe hydrologische Konnektivität der DOC-Quelle zu erwarten. Kürzere Reaktionszeiten weisen auf eine gute hydrologische Konnektivität und eine schnelle DOC-Mobilisierung hin, während längere Reaktionszeiten diese verzögern. Ein besseres Verständnis der hydrologischen Reaktionszeiten verschiedener DOC-Quellen ist wichtig, um Zeiträume mit hohem DOC-Export („Hot Moments“) aus Einzugsgebieten vorherzusagen. Besonders in der Modellentwicklung kann dieser Parameter eine wichtige Stellenschraube zur Abbildung der DOC-Exportdynamik während Niederschlagsereignissen sein. Unterschiedliche Vorfeuchtebedingungen im Einzugsgebiet können die Reaktionszeiten am Hang und in der Aue auf unterschiedliche Weise beeinflussen und damit auch die Hochwasserentstehung und DOC-Mobilisierung

In dieser Studie werden Unterschiede im DOC-Export bei Hochwasserereignissen mit unterschiedlichen hydrologischen Reaktionszeiten und der Vorfeuchte im Einzugsgebiet verglichen. Hierfür wurden Reaktionszeitdiagramme entwickelt, welche eine klare und interpretierbare Darstellung der zeitlichen Abfolge von Reaktionen auf Niederschlagsereignisse entlang eines Hang-Aue-Transektivs ermöglichen. Mit diesen Diagrammen bietet sich nicht nur die Möglichkeit, große Datensätze zu vergleichen, sondern auch das Verständnis verschiedener Phasen der DOC-Mobilisierung und DOC-Export aus Einzugsgebieten zu verbessern.

2. Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Die Studie wurde entlang eines neu instrumentierten Hang-Aue-Transektivs im Einzugsgebiet Forellenbach (0,8 km²) durchgeführt, einem bewaldeten Teileinzugsgebiet des Kopfeinzugsgebiets der Großen Ohe (19 km²) im Nationalpark Bayerischer Wald (Abb. 1a), wo ebenfalls steigende DOC-Konzentrationen beobachtet werden (Beudert, et al., 2012). Der durchschnittliche Abfluss des Forellenbachs beträgt 22 l/s. Das Gebiet erstreckt sich von 787 m ü. NN bis zu den Bergkämmen des Bayerischer Wald auf 1292 m ü. NN und wird sowohl durch maritimes als auch kontinentales Klima beeinflusst, mit feuchten Sommern und kalten Wintern mit hohen und langanhaltenden Schneedecken. Zwischen 2003 und 2019 beträgt die mittlere jährliche Niederschlagssumme 1277 mm, die mittlere Niederschlagssumme im Sommerhalbjahr zwischen Mai und Oktober 650 mm und die mittlere Jahrestemperatur 5,2 °C. Die Vegetation

besteht hauptsächlich aus Fichten und Mischwäldern. Ein großräumiger Borkenkäferbefall in den 1990er und frühen 2000er Jahren führte zu einem massiven Absterben der vorherrschenden Fichtenvegetation auf fast 60 % der Einzugsgebietsfläche mit erheblichen Auswirkungen auf den Wasserhaushalt und die Chemie des Einzugsgebiets (Beudert, et al., 2018; Jung, et al., 2021; Schwarze & Beudert, 2009). Das untersuchte Hang-Aue-Transekt liegt im unteren Teil des Forellenbachgebiets (Abb. 1a). Der Hang ist durch tiefgründige Braunerden charakterisiert, die Aue durch Gleye und Anmoorgleye sowie fast ganzjährig feuchte Bedingungen. Vor der Gründung des Nationalparks Bayerischer Wald im Jahr 1970 wurden die Wälder bewirtschaftet und teilweise entwässert, darunter auch die Aue am Untersuchungsstandort. Reste solcher Entwässerungskanäle sind kaum sichtbar, dennoch beeinflussen sie die Fließwege in der Aue.

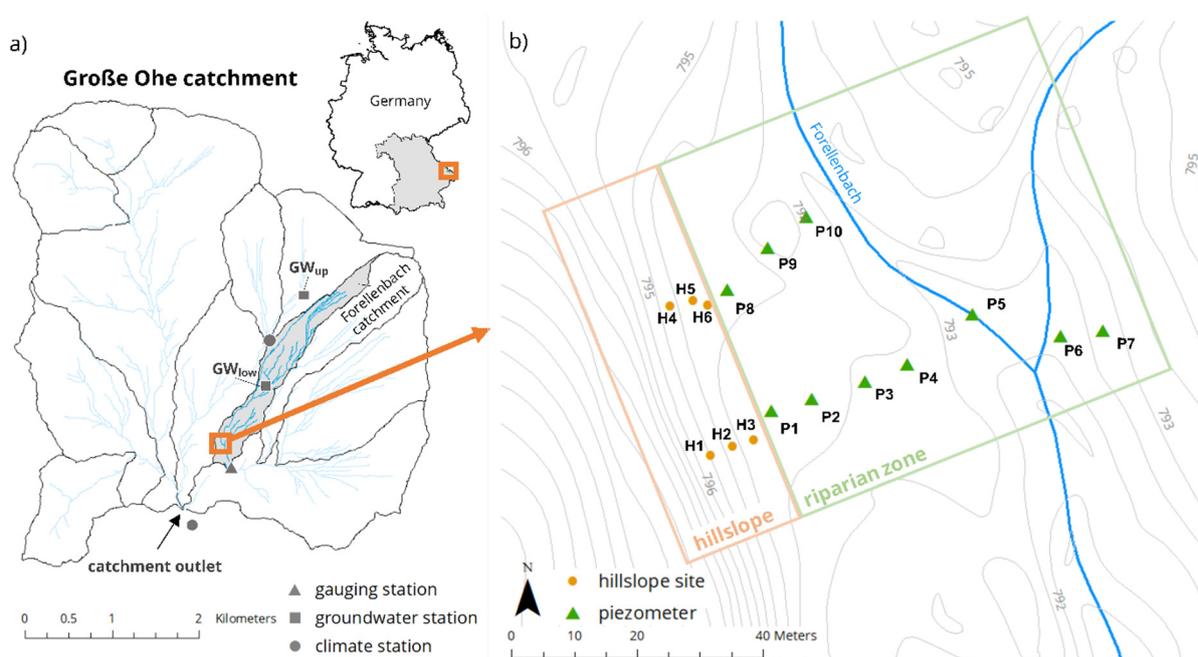


Abb. 1: a) Das Einzugsgebiet der Großen Ohe (19 km²) und das Teileinzugsgebiet des Forellenbachs mit den vom Nationalpark Bayerischer Wald sowie Umweltbundesamt betriebenen Pegelstationen, Grundwassermessstellen und Klimastationen. b) Detailansicht des Hang-Aue-Transekts im Teileinzugsgebiet des Forellenbachs mit der Instrumentierung entlang des Hang-Aue-Transekts.

2.2 Felduntersuchungen und Datenerhebung

Abfluss-, Klima- und Grundwasserdaten werden vom Nationalpark Bayerischer Wald mit Messintervallen von jeweils 5 min, 10 min und 1 h zur Verfügung gestellt (Abb. 1a). Entlang des neu instrumentierten Hang-Aue-Transekts wurden Sensoren zur Messung des Wassergehalts, der Temperatur, der elektrischen Leitfähigkeit und des Matrixpotentials an sechs Hangmessplätzen (H1-H6) sowie Drucksonden in zehn Piezometern zur Messung des Wasserstandes, der elektrischen Leitfähigkeit und Temperatur in der Aue installiert (P1-P10, Abb. 1b). Die Hangmessplätze sind in drei Tiefen ausgestattet: in 30 cm, 105 cm und 150 cm Tiefe u. GOK, außer H6 mit Sensoren nur in 30 cm und 105 cm Tiefe. Piezometer P5 ist zur

Messung des Wasserstandes im Bach platziert. In den Piezometern gemessene Wasserstände sind auf die Höhe des Bachbettes am Standort P5 referenziert. Alle am Standort gesammelten Daten werden seit Juni 2019 mit einer zeitlichen Auflösung von 10 min aufgezeichnet.

Die DOC-Konzentration am Gebietsauslass des Forellenbach wird seit Juni 2020 mit einem Zeitintervall von 15 min durch ein UV/Vis-Spektrometer aufgezeichnet. Die Rohdaten wurden mit 53 manuellen Wasserproben bei unterschiedlichen Abflüssen kalibriert ($R^2 = 0,99$, die maximale Abweichung zwischen korrigierten Spektrometerdaten und manuellen Proben betrug $\pm 3,5$ mg/l).

Für sechs umfassend beobachtete Sommerabflussereignisse wurden entlang des Hang-Aue-Transekts die Dauer zwischen dem Einsetzen des Niederschlags und den Zeitpunkten des jeweils höchsten Peaks für jeden Sensor berechnet (bezeichnet als Reaktionszeit τ) und mit der Abflussganglinie sowie der DOC-Konzentration am Gebietsauslass verglichen. Essenzielle Parameter dieser Untersuchung wurden im Anschluss für weitere 20 Ereignisse im Untersuchungszeitraum berechnet und verglichen.

3. Ergebnisse

3.1 Hydrologische Bedingungen und DOC-Mobilisierung im Untersuchungszeitraum

Der Beobachtungszeitraum umfasst den eher trockenen Sommer 2020 (560 mm Niederschlag von Mai bis Oktober) sowie den durchschnittlich nassen Sommer 2021 (655 mm Niederschlag). Der Sommer 2020 zeichnet sich außerdem durch sehr geringe Abflussbeiwerte (43% im Vergleich zum langjährigen Mittel von 60%) sowie sehr niedrige Grundwasserstände aus. In Abbildung 2 sind Niederschlag, ausgewählte Auenwasserstände, Bachwasserstände und DOC-Konzentration im Bach für den Beobachtungszeitraum in den Sommern 2020 und 2021 gegenübergestellt. Der Auenwasserspiegel zeigt einen Gradienten zwischen den Piezometern P8-P10 und den Piezometern P1-P4 sowie vom Hangfuß (P1 und P8) in Richtung Forellenbach (P4 und P10; Abb. 2c, 2d). Der Gradient spiegelt die lokalen topografischen Verhältnisse in der Aue wider und zeigt somit eine Fließrichtung des Auenwassers vom Hangfuß in Richtung Forellenbach sowie talabwärts parallel zum Gewässer.

Bei Niederschlagsereignissen unterscheidet sich die Auenreaktion zwischen 2020 und 2021 deutlich. In beiden Jahren lag der Auenwasserspiegel nach der Schneeschmelze im Frühjahr nahezu auf gleichem Niveau. Während der Trockenperiode im Jahr 2020 führten täglichen Verluste des AuenSpeichers zu einem stetigen Rückgang des Auenwasserspiegels an allen Piezometerstandorten (Abb. 2c). Dieser Rückgang wurde durch einige Niederschlagsereignisse unterbrochen, die zu einer schnellen Wiederauffüllung der Aue führten. Im Jahr 2021 hingegen führte die hohe Anzahl an Niederschlagsereignissen den ganzen Sommer über zu einem hohen Auenwasserspiegel. Bei Niederschlagsereignissen sind daher nur geringfügige Reaktionen zu beobachten (Abb. 2d).

Die unterschiedlichen Auenwasserstände zu Beginn der Abflussereignisse hatten einen sehr starken Einfluss auf die Hochwasserscheitel im Bach. Im Jahr 2020 waren die Hochwasserscheitel bei Abflussereignissen sehr niedrig (Abb. 2e), wohingegen sie im Jahr 2021 viel höher

waren (Abb. 2f). DOC-Export findet während der Hochwasserereignissen statt, hier sind aber kaum Unterschiede hinsichtlich der Konzentrationsscheitel zwischen den DOC-Exportereignissen in 2020 und 2021 erkennbar (Abb. 2g, 2h).

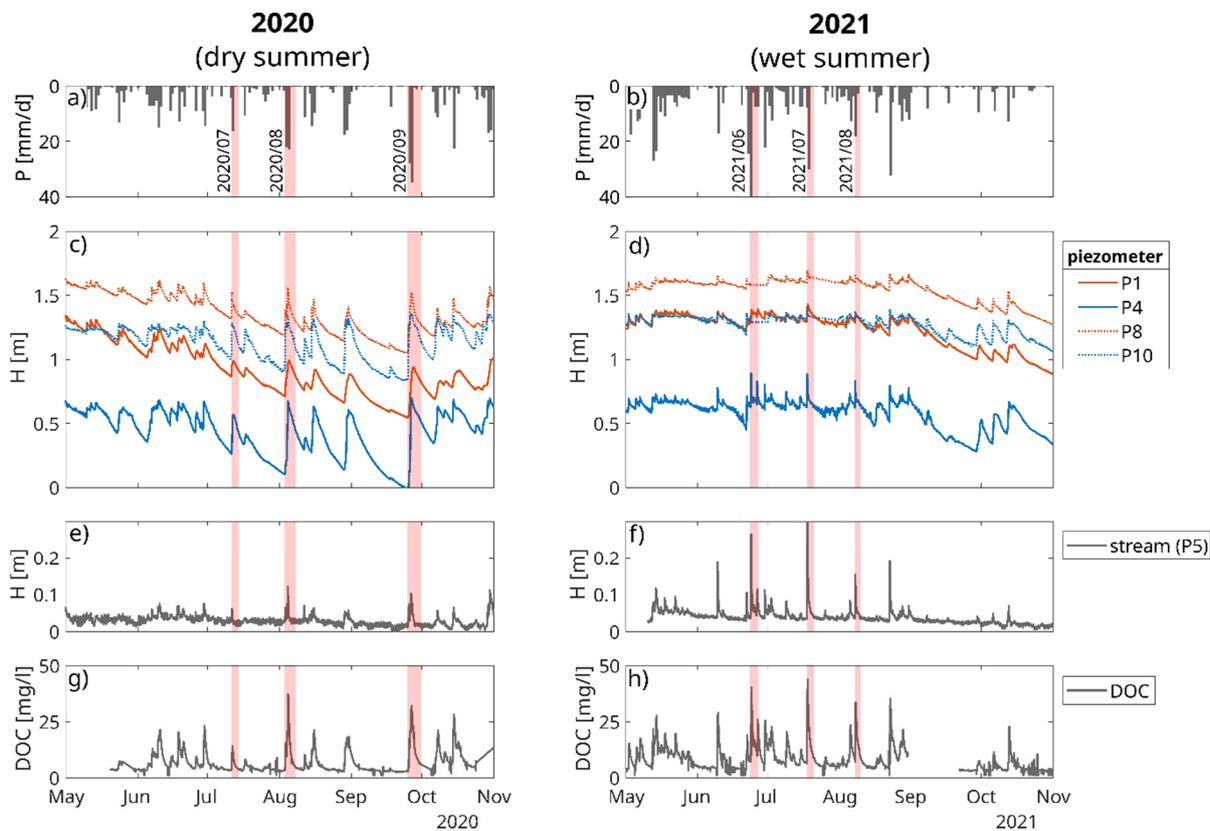


Abb. 2: a/b: Sommerniederschläge zwischen Mai und Oktober 2020 und 2021; c/d: Auenwasserstände in den Piezometern (hangnah: P1, P8; bachnah: P4, P10); e/f: Bachwasserstände bei P5; g/h: DOC-Konzentrationen am Auslass des Einzugsgebiets. Die sechs ausgewählten Ereignisse sind durch rote Balken hervorgehoben.

Die am Gebietsauslass gemessenen korrigierten DOC-Konzentrationen schwankten zwischen 5,3 mg/l bei Normalabfluss und 43,8 mg/l als Maximalwert bei Hochwasserabfluss. Bei Abflussereignissen zeigte die Q-DOC-Beziehung ereignisspezifische Hystereseschleifen, mit verzögerten DOC-Peaks von 1,8 h bis 5 h nach dem Abflussscheitel (Tab. 1).

Bei den sechs zur detaillierten Untersuchung ausgewählten Ereignissen wurden die höchsten DOC-Konzentrationen bei Abflussereignissen im nassen Sommer 2021 beobachtet (Tab. 1). Im Gegensatz zu den Ereignissen in 2020 sind die in 2021 durch einen schnellen Anstieg des Abflusses mit geringen Zeitverzögerungen zwischen dem Beginn des Abflussereignisses und dem Abflussscheitel charakterisiert (Abb. 3a). Die Hochwasserereignisse in 2020 dagegen zeigen nicht nur deutlich geringere Abflussscheitelwerte, sondern sind auch ausgeprägte mehrgipflige Ereignisse. Ähnliche Eigenschaften sind für die DOC-Konzentration zu beobachten, die Unterschiede in den maximalen DOC-Konzentrationen sind aber geringer als bei den Abflussscheiteln (Abb. 3b, Tab. 1). Aufgrund der großen Unterschiede im Abfluss sind auch große Unterschiede hinsichtlich des DOC-Massenexports zwischen beiden Jahren zu beobachten (Abb. 3c, Tab. 1).

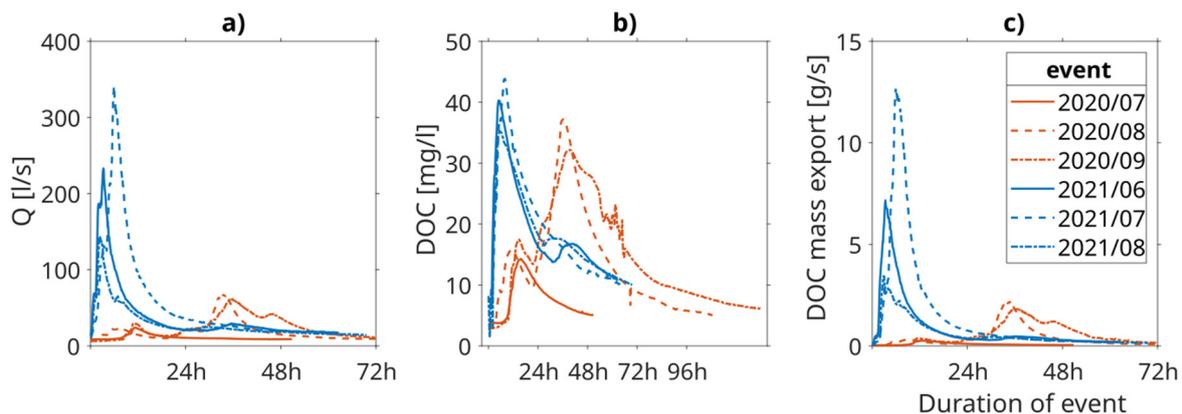


Abb. 3: Abfluss Q (a), DOC-Konzentration (b) und DOC-Massenexport (c) für die sechs ausgewählten Ereignisse aus dem trockenen Sommer 2020 und dem nassen Sommer 2021. Die Ereignisdauer bezieht sich auf den Beginn des Niederschlagsereignisses. Die Skalierung der Abszisse unterscheidet sich in b) aufgrund der unterschiedlichen Dauer der Abflussereignisse und der DOC-Exportereignisse.

Tab. 1: Ereigniskenngrößen für die sechs untersuchten Hochwasserereignisse: Niederschlagssumme (P_e), Niederschlagssumme in den 21 Tage vor dem Ereignis (AP_{21}), die Zeitverzögerung zwischen einsetzendem Niederschlag und einsetzendem Hochwasserabfluss ($D_{P \rightarrow Q}$), Abflussmaximum (Q_{max}), Abflusssumme (R), maximale DOC-Konzentration (DOC_{max}), gesamter DOC-Ereignisexport sowie Zeitverzögerung zwischen Hochwasserscheitel und DOC-Maximum (Δt_{Q-DOC}).

event	P_e [mm]	AP_{21} [mm]	$D_{P \rightarrow Q}$ [hh:mm]	Q_{max} [l/s]	R [mm]	DOC_{peak} [mg/l]	DOC export [kg/ha]	Δt_{Q-DOC} [hh:mm]
2020/07	16.2	48.5	01:30	24.1	1.3	14.20	0.21	04:28
2020/08	44.9	30.9	00:40	68.2	5.3	37.20	1.39	03:10
2020/09	62.9	8.9	00:00	62.1	7.5	32.20	2.01	03:27
2021/06	35.6	62.6	00:25	233.0	5.5	40.30	2.58	01:48
2021/07	37.4	90.4	00:20	341.6	11.0	43.90	4.39	02:03
2021/08	31.6	72.8	00:00	143.9	4.1	35.30	1.87	02:56

3.2 Hydrologische Reaktionszeiten am Hang und in der Aue

Aufgrund der unterschiedlichen Vorfeuchtebedingungen in den Jahren 2020 und 2021 unterschieden sich die hydrologischen Reaktionen entlang des untersuchten Transekts hinsichtlich ihrer zeitlichen Abfolge. Die Merkmale des Reaktionszeitdiagramms werden beispielhaft für das Ereignis 2020/08 erläutert (Abbildung 4a). Bei diesem Ereignis traten drei kleineren Niederschlagsereignissen bei $\tau = 2$ h, $\tau = 21$ h und $\tau = 30$ h mit unterschiedlicher Intensität und Dauer auf. Die Abflussganglinie erreichte ihren Scheitel etwa 33 Stunden nach Einsetzen des Niederschlags, die DOC-Konzentration nach ca. 36 Stunden, ca. 3 Stunden später als der Abflussscheitel. Darüber hinaus erzeugten die einzelnen Niederschlagsereignisse bereits im Vorfeld kleinere Peaks im Abfluss und in der DOC-Konzentration, was auf geringfügige Gebietsbeiträge zum Abfluss und zum DOC-Export hinweist (Abb. 4a).

Fast alle Hangsensoren reagierten bereits auf das erste intensive Niederschlagsereignis ($\tau = 2$ h) mit Reaktionszeiten $\tau < 15$ h. Sie entsprachen dem ersten kleinen Peak im Abfluss

bei $\tau = 9$ h. Dagegen reagieren die Piezometer in der Aue deutlich später. Zunächst erreichten die Piezometer P8-P10 etwa 33 Stunden nach Einsetzen des Niederschlags ihren Peak, fast zeitgleich mit dem Abflussscheitel. In P4 trat der Peak 3 Stunden später als bei P8-P10 ein, ebenso der Peak der DOC-Konzentration im Bach. P2 und P3 erreichten ihren Peak bei $\tau = 40$ Stunden und P1 bei $\tau = 46$ Stunden. Während diesem Ereignis trat die Hangreaktion mit dem ersten Abflussscheitel und einer geringfügigen DOC-Mobilisierung im Bach auf, die Auenreaktion dagegen verzögert mit dem zweiten Abflussscheitel und einer hohen DOC-Mobilisierung im Bach. Ein ähnliches Verhalten konnte bei dem Ereignis 2020/09 beobachtet werden (Ergebnisse nicht gezeigt). 2021 waren die Charakteristika der Reaktionsdiagramme völlig anders. Die Reaktionszeiten des Hangs und der Uferzone überlagerten sich zeitlich (T_{Hang} zwischen 0 h und 1 h bzw. T_{Aue} zwischen 1 h und 5 h; Abbildung 4b), fast zeitgleich mit den Peaks der Abflussganglinie und DOC-Konzentration.

Hohe DOC-Konzentrationen und -Export aus dem Einzugsgebiet traten meist synchron mit den Peakzeiten bei P4 auf, also wenn die Aue aktiv am Hochwasserabfluss beteiligt ist. Insbesondere bei Ereignissen mit sehr trockenen Vorbedingungen (wie in 2020) war die Auenreaktion stark verzögert und der DOC-Export aus dem Einzugsgebiet war gering. Der Einfluss der Vorbedingungen in der Aue (v.a. der Auenwasserstand bei P4) war auch bei den weiteren 20 beobachteten Ereignissen eng mit der DOC-Exportrate verknüpft.

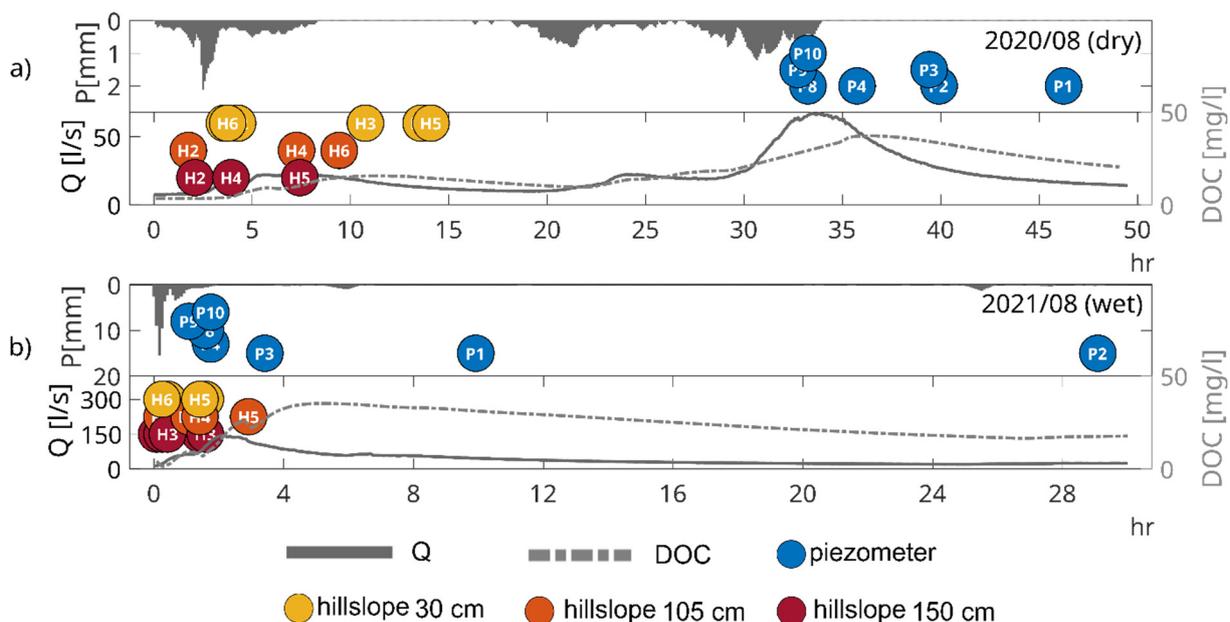


Abb. 4: Reaktionszeitdiagramme beispielhaft für je ein Ereignis während des trockenen Sommers 2020 (a) und des nassen Sommers 2021 (b) jeweils mit Niederschlag [mm/10min], Abflussganglinie und DOC-Konzentration am Gebietsauslass. Dargestellt sind die Reaktionszeiten τ der Tensiometer am Hang (H1-H6) und der Piezometer in der Aue (P1-P10). Die Skalierung der Diagrammachsen unterscheiden sich aufgrund unterschiedlicher Ereignisdauern und -stärken.

4. Diskussion

Beobachtete DOC-Konzentrationen am Gebietsauslass des Forellenbachs erreichten DOC-Spitzenkonzentrationen bis über 40 mg/l und sind im Vergleich mit anderen Studien recht hoch (z.B. Blaurock et al., 2020, Schwarze & Beudert, 2009). Die hohen Konzentrationen werden aber sowohl in den manuellen Proben als auch in den Spectrolyserdaten gemessen. Im Forellenbach sind die steigenden Trends der DOC-Konzentration doppelt so hoch wie in der Großen Ohe und auf einen Rückgang des Abflusses aufgrund steigender Temperaturen (und damit verbunden einer höheren Evapotranspiration) zurückzuführen (Beudert et al., 2018). Durch den hohen Totholzanteil im Einzugsgebiet ist die DOC-Verfügbarkeit nicht limitiert und der DOC-Export vorrangig durch hydrologische Prozesse gesteuert.

Die Reaktionszeitdiagramme zeigen, dass in verschiedenen Phasen des Ereignisses unterschiedliche DOC-Quellen aktiviert wurden. Interessanterweise traten während den Abflussergebnissen mit sehr trockenen Vorbedingungen hauptsächlich mehrgipflige Abflussganglinien und DOC-Konzentrationen auf, bei Ereignissen mit feuchten Vorbedingungen dagegen nur eingipflige Ganglinien (Abb. 3a, 3b). Diese Muster sind nicht ausschließlich durch Niederschlagsmuster zu erklären. Gerade die Ereignisse 2020/08 und 2020/09 mit sehr trockenen Vorbedingungen sind durch lange Reaktionszeiten der Aue charakterisiert, was sich in den niedrigen Auenwasserspiegel zu Beginn der Ereignisse widerspiegelt (Abb. 2c). Das deutet sehr stark darauf hin, dass hier verschiedene Phasen der DOC-Mobilisierung zu beobachten sind. Der erste Peak der Abflussganglinie sowie die zeitige Hangreaktion lassen auf eine schnelle Hochwassergenese auf den trockenen Böden der steilen Hanglagen schließen. Gleichzeitig ist ein moderater Anstieg in der DOC-Konzentration zu beobachten. Bereits in früheren Feldstudien konnte eine schnelle Mobilisierung des DOC in den Hanglagen durch Kronentraufe und oberflächennahen Fluss an der Grenzschicht der organischen Auflage und des mineralischen Bodenhorizonts beobachtet werden (Schwarze und Beudert, 2009). Aufgrund der Form des Forellenbach-Einzugsgebiets (Abb. 1a) sind die DOC-Transportwege kurz und können die schnelle Mobilisierung von DOC an den Hanglagen während der trockenen Sommersaison erklären.

Relevanter erscheint jedoch für den DOC-Export die hydrologische Konnektivität der Aue. Bei Ereignissen mit einer hohen Vorfeuchte überlagerten sich Hang- und Auenreaktion und verursachten einen zeitigen und hohen DOC-Export (Abb. 4b). Wenn sich durch trockene Vorbedingungen und einer starken Zehrung der Aue die Auenreaktion verzögerte, erfolgten die Abflussbeteiligung und DOC-Mobilisierung von Hang und Aue während unterschiedlicher Phasen des Ereignisses (Abbildung 4a). Aufgrund der niedrigen Auenwasserstände konnte die Aue einen Großteil des Niederschlagswassers zurückhalten, was zu einem geringen Abfluss und DOC-Export führte.

Schlussfolgerung

Mit den Reaktionszeitdiagrammen konnte die chronologische Reihenfolge der hydrologischen Reaktionen sowie DOC-Mobilisierung entlang eines Hang-Aue-Transekts für sechs Niederschlags-Abfluss-Ereignisse visualisiert werden. Sie lieferten neue Erkenntnisse der Mobilisierungs- und Exportmechanismen von DOC bei unterschiedlicher Vorfeuchte.

Der Zeitpunkt der aktiven Beteiligung der Aue am Hochwasserabfluss und DOC-Export erwies sich bei mehreren Ereignissen als Schlüsselfaktor für „Hot Moments“ im DOC-Export. Die Ergebnisse legen nahe, dass die Reaktionszeit der Auen bei der DOC-Modellierung während Hochwasserereignissen explizit berücksichtigt werden sollte, um solche „Hot Moments“ im DOC-Export vorherzusagen. Das könnte beispielsweise bei der Entwicklung von entlastenden Maßnahmen bei hohen DOC-Konzentrationen im Wasser (z.B. durch Umleitung oder Verdünnung) hilfreich sein.

Danksagung

Die Forschung ist Teil des Projekts *„Einfluss natürlicher Faktoren auf Konzentration, Qualität und Auswirkung von gelöstem organischem Kohlenstoff im Nationalpark Bayerischer Wald“*. Wir danken dem Stifterverband für die Deutsche Wissenschaft und insbesondere der *Bernhard und Ursula Plettner-Stiftung* für die finanzielle Unterstützung dieser Forschung. Darüber hinaus danken wir der *Deutschen Hydrologischen Gesellschaft (DHG)* für die finanzielle Unterstützung durch ein Feldstipendium. Wir danken auch der Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald und den Außendienstmitarbeitern für die großartige Unterstützung bei der Datenerhebung und Pflege des Messnetzes.

Literatur

- Arzel, C. et al., 2020. Invertebrates are declining in boreal aquatic habitat: The effect of brownification?. Volume 724, p. 138199.
- Beudert, B. et al., 2012. DOC-Langzeitmonitoring im Einzugsgebiet der "Großen Ohe". Wasserhaushalt und Stoffbilanzen im naturnahen Einzugsgebiet Große Ohe, Volume 9.
- Beudert, B., Bernsteinová, J., Premier, J. & Bässler, C., 2018. Natural disturbance by bark beetle offsets climate change effects on streamflow in headwater catchments of the Bohemian Forest. *Silva Gabreta*, Volume 24/2018, p. 21–45.
- Blaurock, K. et al., 2021. Low hydrological connectivity after summer drought inhibits DOC export in a forested headwater catchment. *Hydrology and Earth System Sciences*, Volume 25, p. 5133–5151.
- Bond, T., Huang, J., Graham, N. J. D. & Templeton, M. R., 2014. Examining the interrelationship between DOC, bromide and chlorine dose on DBP formation in drinking water - A case study. *Science of The Total Environment*, Volume 470-471, pp. 469-479.
- Christ, M. J. & David, M. B., 1996. Temperature and moisture effects on the production of dissolved organic carbon in a Spodosol. *Soil Biology and Biochemistry*, Volume 28, pp. 1191-1199.
- Evans, C. D., Monteith, D. T. & Cooper, D. M., 2005. Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, Volume 137, pp. 55-71.
- Frei, S., Lischeid, G. & Fleckenstein, J., 2010. Effects of micro-topography on surface–subsurface exchange and runoff generation in a virtual riparian wetland - A modeling study. *Advances in Water Resources*, Volume 33, pp. 1388-1401.

- Hollands, C. et al., 2022. Management impacts on the dissolved organic carbon release from deadwood, ground vegetation and the forest floor in a temperate Oak woodland. *Science of The Total Environment*, Volume 805, p. 150399.
- Jung, H., Senf, C., Beudert, B. & Krueger, T., 2021. Bayesian Hierarchical Modeling of Nitrate Concentration in a Forest Stream Affected by Large-Scale Forest Dieback. *Water Resources Research*, Volume 57, p. e2020WR027264.
- Ledesma, J. L. J. et al., 2015. Potential for long-term transfer of dissolved organic carbon from riparian zones to streams in boreal catchments. *Global Change Biology*, Volume 21, pp. 2963-2979.
- McGlynn, B. & McDonnell, J., 2003. Role of Discrete Landscape Units in Controlling Catchment Dissolved Organic Carbon Dynamics. *Water Resources Research*, Volume 39.
- Mei, Y. et al., 2014. The delivery of dissolved organic carbon from a forested hillslope to a headwater stream in southeastern Pennsylvania, USA. *Water Resources Research*, Volume 50, pp. 5774-5796.
- Monteith, D. T. et al., 2007. Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature*, Volume 450, p. 537–540.
- Moore, T., Paré, D. & Boutin, R., 2008. Production of Dissolved Organic Carbon in Canadian Forest Soils. *Ecosystems*, August, Volume 11, pp. 740-751.
- Musolff, A. et al., 2018. Spatio-temporal controls of dissolved organic carbon stream water concentrations. *Journal of Hydrology*, Volume 566, pp. 205-215.
- Ritson, J. P. et al., 2014. The impact of climate change on the treatability of dissolved organic matter (DOM) in upland water supplies: A UK perspective. *Science of The Total Environment*, Volume 473-474, pp. 714-730.
- Schwarze, R. & Beudert, B., 2009. Analyse der Hochwassergenese und des Wasserhaushalts eines bewaldeten Einzugsgebietes unter dem Einfluss eines massiven Borkenkäferbefalls. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, Volume 53/4, pp. 236-249.
- Thrane, J.-E., Hessen, D. O. & Andersen, T., 2014. The Absorption of Light in Lakes: Negative Impact of Dissolved Organic Carbon on Primary Productivity. *Ecosystems*, Volume 17, p. 1040–1052.
- Tunaley, C., Tetzlaff, D., Lessels, J. & Soulsby, C., 2016. Linking high-frequency DOC dynamics to the age of connected water sources. *Water Resources Research*, Volume 52, pp. 5232-5247.
- Vidon, P., 2012. Towards a better understanding of riparian zone water table response to precipitation: surface water infiltration, hillslope contribution or pressure wave processes?. *Hydrological Processes*, Volume 26, pp. 3207-3215.
- Yoon, J., Choi, Y., Cho, S. & Lee, D., 2003. Low trihalomethane formation in Korean drinking water. *Science of The Total Environment*, Volume 302, pp. 157-166.

Sinkender Wasserspiegel des Groß Glienicker Sees – ein datenbasiertes Modell zur Abschätzung der Wasserbilanz

Can Ölmez, Franziska Tügel, Reinhard Hinkelmann

Zusammenfassung

Die Wasserressourcen in Berlin und Brandenburg sind heute und in Zukunft einer Vielzahl von Stressoren ausgesetzt. Dazu gehören der steigende Wasserbedarf der wachsenden Stadt Berlin, der Strukturwandel und der Braunkohleausstieg in der Lausitz, die sich auf die Wasserverfügbarkeit im Einzugsgebiet der Spree auswirken, sowie der globale Klimawandel, der vermehrt zu längeren Trockenzeiten und Wasserknappheit in der Region führt. Diese Stressoren wirken sich direkt auf Seen und das Grundwasser aus, dort ist teilweise seit mehr als 50 Jahren ein kontinuierlicher Rückgang der See- und Grundwasserspiegel zu beobachten. Im Mittelpunkt dieser Studie steht der Groß Glienicker See, ein 67 Hektar großer, stark grundwasserabhängiger See an der südwestlichen Grenze von Berlin nach Brandenburg. Der See verzeichnete vor allem in den letzten zehn Jahren einen rapiden Rückgang der Wasserstände. In dieser Studie werden die Ursachen für den sinkenden Wasserstand anhand der zeitlichen Entwicklung der monatlich aufgelösten Wasserbilanz des Sees im Zeitraum von 1961 bis 2022 untersucht.

Für die Wasserbilanzberechnungen wurden Klimadaten von sieben Stationen des Deutschen Wetterdienstes mit der Methode der inversen Distanzgewichtung interpoliert. Diese Daten wurden mit Informationen der Messstation am Groß Glienicker See und der Topographie und Landnutzungsdaten der Behörden in Berlin und Brandenburg kombiniert. Zur Berechnung der Verdunstung im See wurden drei verschiedene Methoden verwendet: das Dalton-Verfahren, das Energiebilanzverfahren und das Penman-Verfahren. Anschließend wurde aus dem Restglied der Wasserbilanz der Netto-Grundwasserstrom (Bilanz aus dem Zustrom von Westen und dem Abstrom nach Osten) ermittelt. Die sich daraus ergebenden drei Grundwasserbilanzen aus der Wasserhaushaltsgleichung wurden jeweils mit einer weiteren Grundwasserbilanz nach dem Darcy-Ansatz verglichen. Hierfür wurden Grundwassermessstellen aus dem hydrogeologischen Einzugsgebiet im Umfeld des Sees herangezogen.

Die Auswertung der Wasserbilanz zeigt keine signifikanten Veränderungen der monatlichen (Median = 43 mm/Monat) und jährlichen (Median = 581 mm/Jahr) Niederschläge über die 61-jährige Zeitreihe. Die Bilanz der oberflächlichen Zu- und Abflüsse ist vernachlässigbar gering (Netto-Oberflächenfluss im Median < 0,1 mm/Monat und < 4 mm/Jahr) und spielt nur bei extremen Niederschlägen unter entsprechenden Vorfeuchtebedingungen im Einzugsgebiet eine Rolle. Die Ergebnisse für den Netto-Grundwasserstrom zeigen eine starke Abhängigkeit von der gewählten Berechnungsmethode für die Verdunstung. Aufgrund der Berücksichtigung aller relevanten Energiekomponenten und der daraus resultierenden höheren Genauigkeit der Ergebnisse halten wir die Energiebilanzmethode für die Berechnung der Verdunstung für am besten geeignet. Die Auswertung nach dem Energiebilanzverfahren ergibt einen Netto-Grundwasserstrom von 10,29 mm/Monat bzw. 110 mm/Jahr, wobei sich die Verdunstung im Median auf 52,72 mm/Monat bzw. 715 mm/Jahr summiert. Sowohl der monatliche als auch der jährliche Verdunstungstrend sind äußerst signifikant steigend. Alle drei Auswertungen des Netto-Grundwasserstroms deuten auf einen stärkeren Zustrom des Grundwassers in den See im Vergleich zum Abstrom in den Grundwasserkörper hin. Die Analyse der monatlichen Zeitreihen für die drei Netto-Grundwasserströme zeigt keine signifikanten Trends. In der Jahreszeitreihe zeigen jedoch alle drei Netto-Grundwasserströme zumindest einen signifikant ansteigenden Trend, was auf eine im Zeitverlauf zunehmende Differenz zwischen dem Zustrom von Grundwasser in den See und Abstrom in den Grundwasserkörper hinweist.

Zusammenfassend zeigt die Auswertung, dass der absinkende Seewasserspiegel maßgeblich durch die äußerst signifikante Zunahme der Verdunstung im Untersuchungszeitraum angetrieben wird.

1. Einleitung

Die Wasserressourcen in Berlin und Brandenburg stehen gegen und in Zukunft einer Vielzahl von Stressoren ausgesetzt. Dazu gehören der steigende Wasserbedarf der wachsenden Stadt Berlin, der Strukturwandel und der Braunkohleausstieg in der Lausitz, die sich auf die Wasserverfügbarkeit im Einzugsgebiet (EZG) der Spree auswirken, sowie der globale Klimawandel,

der zunehmend zu längeren Trockenperioden und Wasserknappheit in der Region führt (SenUMVK, 2022). Für große Teile Brandenburgs wird bereits heute eine negative Klimatische Wasserbilanz (KWB) beobachtet (Riedel et al., 2021). Diese Stressoren wirken sich direkt auf Seen und Grundwasser aus, wo teilweise seit mehr als 50 Jahren ein Rückgang der See- und Grundwasserstände zu beobachten ist (Hupfer & Nixdorf, 2011; Reusswig et al. 2016). Die Einstein Research Unit *Climate and Water under Change* untersucht u. a. in einer Fallstudie den Groß Glienicker See, dessen Wasserstand seit den 1980er Jahren sinkt (CliWaC, 2024).

2. Untersuchungsgebiet

Im Mittelpunkt dieser Studie steht der ca. 67 ha große, stark grundwasserabhängige Groß Glienicker See. Dieser liegt im Westen Berlins im Ortsteil Kladow und im Norden Potsdams im Ortsteil Groß Glienicke (Abb. 2). Der nährstoffarme, geschichtete Tieflandsee liegt in einer glazialen Rinne, ist grundwassergespeist und wird nicht vom überregionalen Gewässernetz durchflossen. Seit den 1990er Jahren hat er keinen oberflächlichen Abfluss mehr (Köhler, 2011). Das relativ kleine EZG des Groß Glienicker Sees (ca. 10 km²) ist dicht besiedelt und hat einen urbanen Charakter. Darüber hinaus weist das EZG große Anteile an Heide- und Waldflächen auf (AdV, 2018). Topographisch ist das EZG sehr flach mit einem mittleren Gefälle < 1 %. Die Böden im EZG bestehen überwiegend aus glazialen Sedimenten, die sich in sandige und lehmige Sandböden unterscheiden. Diese weisen eine extrem hohe gesättigte hydraulische Leitfähigkeit auf (LBGR Brandenburg, 2021). Hydrogeologisch liegt der Groß-Glienicker See im Grundwasserkörper (GWK) *Untere Havel BE*. Dieser erstreckt sich mit einer Fläche von ca. 270 km² über den Südwesten der Stadt Berlin und die angrenzenden Landkreise Brandenburgs (BfG, 2022). Im GWK ist die Entnahme von Trinkwasser nach Art. 7 WRRL zulässig. Es befinden sich drei Wasserwerke der Berliner Wasserbetriebe und zwei der Mittelmärkischen Wasser- und Abwasser GmbH im GWK (SenUMVK, 2022). Sowohl im GWK als auch im Groß Glienicker See werden seit den 1980er Jahren sinkende Wasserstände beobachtet (Abb. 1). Um die Ursachen für diesen Trend zu identifizieren, wurde die zeitliche Entwicklung des Seewasserhaushalts untersucht (Meinikmann, 2017; Pöschke et al., 2018).

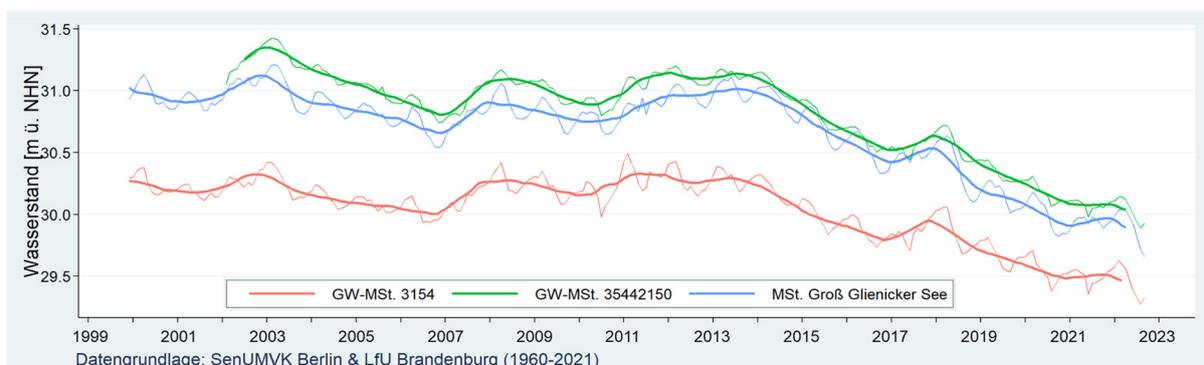


Abb. 1: Wasserstand im See sowie zwei Grundwasser-Messstellen im GWK

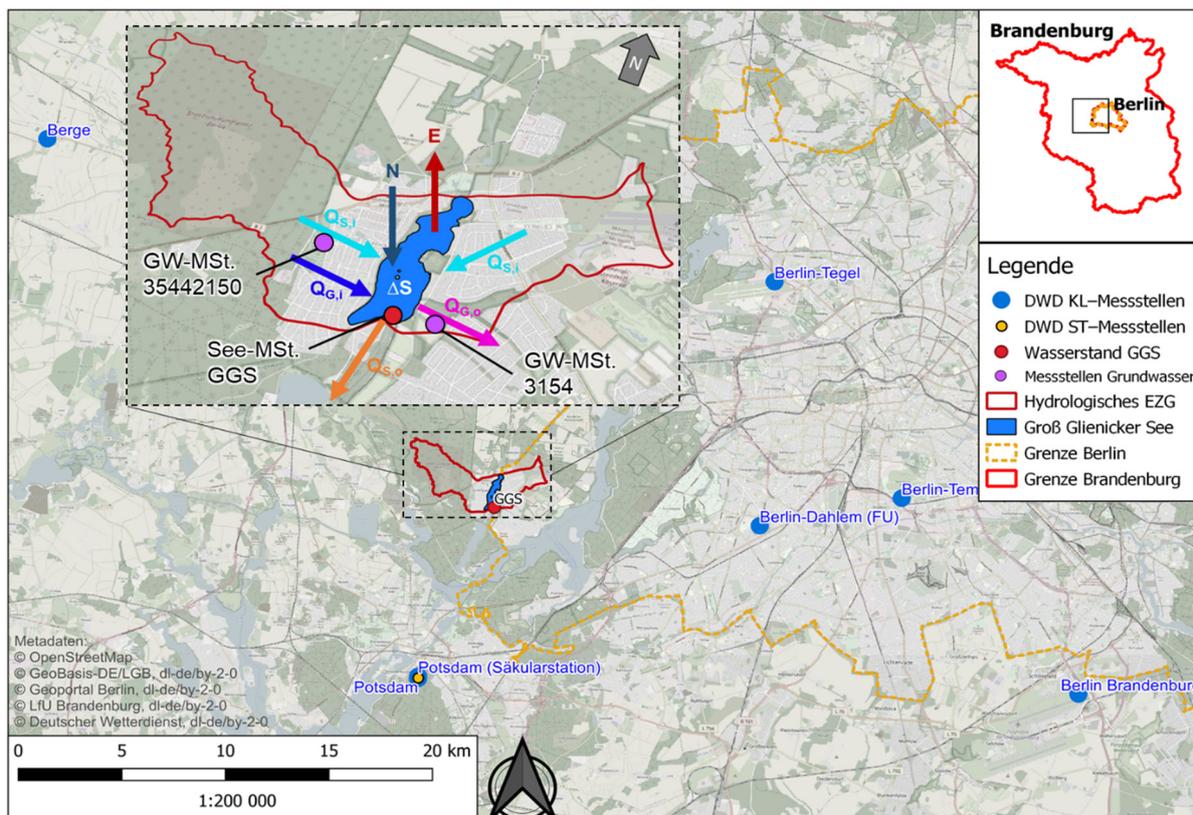


Abb. 2: DWD Stationen (KL: Klima, ST: Solar) im 30 km Radius um den Groß Glienicker See

3. Methode

Die Ursache für den Rückgang des Wasserstands im Groß Glienicker See wurde anhand der zeitlichen Entwicklung des monatlich aufgelösten Seewasserhaushalts für den Zeitraum November 1961 bis Oktober 2022 untersucht. Die Aufstellung des Seewasserhaushalts erfordert eine Gesamtbetrachtung der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Wasserhaushaltsgrößen. Hierfür war ein schrittweises Vorgehen erforderlich, bei dem die einzelnen Komponenten für das Untersuchungsgebiet ermittelt und berechnet wurden. Der Grundwasserzustrom und der Grundwasserabstrom wurden in einem Grundwasserbilanzglied (ΔQ_G) zusammengefasst. Das Ergebnis ist ein „nulldimensionales“ Wasserhaushaltsmodell, bei dem die monatlichen Größen des Wasserhaushalts bilanziert und die Gleichung (Gl. 1) nach dem unbekanntem Grundwasserbilanzglied aufgelöst wurde (Rosenberry et al., 2015):

$$\frac{\Delta S}{\Delta t} = N - E + \sum Q_{S,i} - \sum Q_{S,o} + \Delta Q_G \pm R \quad (1)$$

$\Delta S/\Delta t$	[$m^3/\Delta t$]:	Änderung des Wasserspeichers	$Q_{S,o}$	[$m^3/\Delta t$]:	Oberflächenwasserabfluss
N	[$m^3/\Delta t$]:	Niederschlag	ΔQ_G	[$m^3/\Delta t$]:	Netto-Grundwasserbilanz
E	[$m^3/\Delta t$]:	Evaporation, Verdunstung	R	[$m^3/\Delta t$]:	Restglied (geht in ΔQ_G mit ein)
$Q_{S,i}$	[$m^3/\Delta t$]:	Oberflächenwasserzufluss			

Für die Wasserbilanzberechnungen wurden Daten von sieben Klima- (KL) und einer Solar-Station (SL) des Deutschen Wetterdienstes (Abb. 2) herangezogen (DWD-CDC, 2022 & 2023) und mit der Methode der inversen Distanzgewichtung (IDW) interpoliert. Die IDW berücksichtigt eine einfache räumliche Abhängigkeit bei der Interpolation von Punktmessungen einer

Messstelle (Shepard, 1968). Sie bedarf zur Interpolation der betrachteten Variablen die Kenntnis über den Abstand der Stationen zum Untersuchungsgebiet. Für gröber aufgelöste Zeitintervalle (z. B. Monate) bietet die Methode der IDW eine ausreichend genaue räumliche Interpolation (Berndt & Haberlandt, 2018).

3.1.1 Niederschlag

Im EZG des Groß Glienicker Sees gibt es keine Messstelle zur Ermittlung des Gebietsniederschlags. Die monatliche Niederschlagshöhe wurde durch Interpolation der Daten aus den benachbarten KL-Stationen (Abb. 2) auf das EZG des Groß Glienicker Sees übertragen.

3.1.2 Zu- und Abfluss von Oberflächenwasser

Der Zufluss von Oberflächenwasser in den Groß Glienicker See ergibt sich aus dem Niederschlag im EZG. Aufgrund des urbanen Charakters des EZG wurde der Zufluss von Oberflächenwasser ($Q_{s,i}$) in der Wasserbilanz (1) berücksichtigt. Die Berechnung erfolgte nach dem Runoff-Curve-Number-Verfahren (CN-Verfahren) des US-amerikanischen Soil Conservation Service (USDA-NRCS, 2021). Der Oberflächenabfluss ($Q_{s,o}$) aus dem EZG trat bis zum Versiegen des südlich gelegenen Schiffgrabens in den 1990er Jahren nur bei relativ hohen Seewasserständen auf. In Abhängigkeit des Seewasserspiegels wurde $Q_{s,o}$ unter Anwendung der quasistationären Fließformel nach Manning-Strickler berechnet.

3.1.3 Verdunstung

Für die Berechnung der Verdunstung über dem Groß Glienicker See wurden drei Verfahren verwendet (Tab. 1): das aerodynamische Verfahren nach Dalton (Gl. 2), die Verdunstungsberechnung nach dem Energiebilanzverfahren (Gl. 3) und das Kombinationsverfahren nach Penman (Gl. 4). Die Berechnung der Verdunstung erfordert je nach Formel die Kenntnis verschiedener KL- bzw. SL-Parameter, die an den in Abb. 2 dargestellten Stationen gemessen oder aus gemessenen Daten abgeleitet werden können (Maniak, 2016). Die berechnete Verdunstungshöhe variiert je nach gewählter Methode und Zeitskala stark (Jansen & Teuling, 2020).

Tab. 1: Methoden zur Berechnung der Verdunstung von offenen Wasserflächen

Methoden	Formel	Quelle
Dalton	$E = f(v) \times (e_s(Tw_o) - e)$	(2) DWA (2018)
Energiebilanz	$E = \frac{Rn - \frac{\Delta Q_w}{T_{w_o} - T}}{1 + \gamma \times \frac{e_s(T_{w_o}) - e}{28,9 - 0,028 \times T_{w_o}}}$	(3) DWA (2018)
Penman	$E = \frac{\Delta \times Rn/L + \gamma \times f(v) \times (e_s(T) - e)}{\Delta + \gamma}$	(4) DVWK (1996)
E	[mm/Δt]: Evaporation	γ [hPa/K]: Psychrometer-Konstante
f(v)	[-]: Empirische Windfunktion	Tw _o [°C]: Wasseroberflächentemperatur
e _s (Tw _o)	[hPa]: Sättigungsdampfdruck	T [°C]: Lufttemperatur
e	[hPa]: Dampfdruck der Luft	Δ [hPa/K]: Steigung der Sättigungsdampfdruckkurve
Rn	[J/cm ²]: Nettostrahlung	L [W/m ² /mm]: Besondere Verdunstungswärme des Wassers
ΔQ _w	[J/cm ²]: Änderung des Wärmeinhalts	

3.1.4 Speicheränderung

Über Füllkurven, die sich aus bathymetrischen Karten ableiten, können Änderungen des Wasserstands eines Gewässers in Speicheränderungen umgerechnet werden (Hood et al., 2006). Für den Groß Glienicker See existiert seit 1994 eine Füllkurve, die hier herangezogen wurde (SenStadt, 2005). Gemeinsam mit den vom Wasserportal Berlin bezogenen Daten zum Wasserstand am Groß Glienicker See (SenUMVK, 2024a) konnte die monatliche Speicheränderung im See berechnet werden.

3.1.5 Netto-Grundwasserstrom

Der Netto-Grundwasserstrom (ΔQ_G) wurde als Unbekannte in der Seewasserbilanz (1) berechnet (Rosenberry et al., 2015, Pöschke et al., 2018). Der Nettoterm ΔQ_G lässt sich nicht weiter in Zu- bzw. Abstrom differenzieren. Wenn die Bilanz ΔQ_G positiv ausfällt, deutet dies darauf hin, dass mehr Grundwasser in den See strömt als abströmt. Die tatsächlichen Zu- und Abstromvolumina können hierüber nicht ermittelt werden. Zusätzlich werden alle nicht berücksichtigten Abflusskomponenten (z. B. der Zwischenabfluss) sowie die aufsummierten Fehler der übrigen Bilanzglieder theoretisch im Restglied akkumuliert. Das Restglied kann nicht aus der Bilanz ermittelt werden, wodurch es in den Nettoterm ΔQ_G einfließt und dessen Unsicherheit erhöht (Meinikmann, 2017).

3.2. Trendanalyse

Alle ermittelten Zeitreihen zu den Größen der Wasserbilanz wurden im Rahmen einer Trend- und Bruchpunktanalyse auf ihre zeitliche Entwicklung untersucht. Die Analysen wurden für Zeitreihen mit monatlicher und jährlicher Auflösung durchgeführt. Für die Ermittlung und zur Bewertung eines linearen Trends wurde der Mann-Kendall-Test herangezogen (Mudelsee, 2014; LfU Bayern, 2020). In dieser Trendanalyse wurden drei Signifikanzgrenzen festgesetzt (p -Wert = 0,1: signifikanter Trend, p -Wert = 0,05: sehr signifikanter Trend und p -Wert = 0,01 äußert signifikanter Trend). Alle Zeitreihen wurden auf mögliche Bruchpunkte untersucht, die mögliche Regimeverschiebungen andeuten. Die Analysen wurden mit den R-Paketen *BFast* und *Kendall* durchgeführt (McLeod, 2022; R Core Team, 2022; Verbesselt et al., 2022).

4. Ergebnisse

Die jährliche Zeitreihe und die monatliche Heatmap zum **Niederschlag** im EZG des Groß Glienicker Sees ist in Abb. 3 dargestellt. Der Niederschlag liegt im Median bei 43 mm/Monat bzw. 581 mm/Jahr. Die Niederschlagsvariabilität in der Zeitreihe ist sehr ausgeprägt. Die höchsten Niederschlagsmengen treten im Sommerhalbjahr auf. Seit dem Jahr 2002 wurden vermehrt sehr hohe Niederschlagsmengen beobachtet, die auf einzelne Starkregenereignisse zurückzuführen sind. Diese machen sich im Jahresverlauf allerdings nicht unbedingt bemerkbar. Die Zeitreihe des Niederschlags zeigt keinen signifikanten Trend. So zeigt die Auswertung der Wasserbilanz keine signifikanten Veränderungen der monatlichen und jährlichen Niederschläge über die 61-jährige Zeitreihe.

Abhängig vom Niederschlag tritt der **Oberflächenzufluss** im EZG vereinzelt und in unterschiedlicher Höhe auf. Für den Seewasserhaushalt spielt der Oberflächenzufluss nur bei extremen Niederschlägen unter entsprechenden Vorfeuchtebedingungen im EZG eine Rolle. Im Median ist $Q_{S,i} \approx 0,1$ mm/Monat. Im Untersuchungszeitraum trat der Fall $Q_{S,i} > 10$ mm/Monat in sechs Monaten auf. Diese sechs Fälle sind alle in den Sommermonaten beobachtet worden.

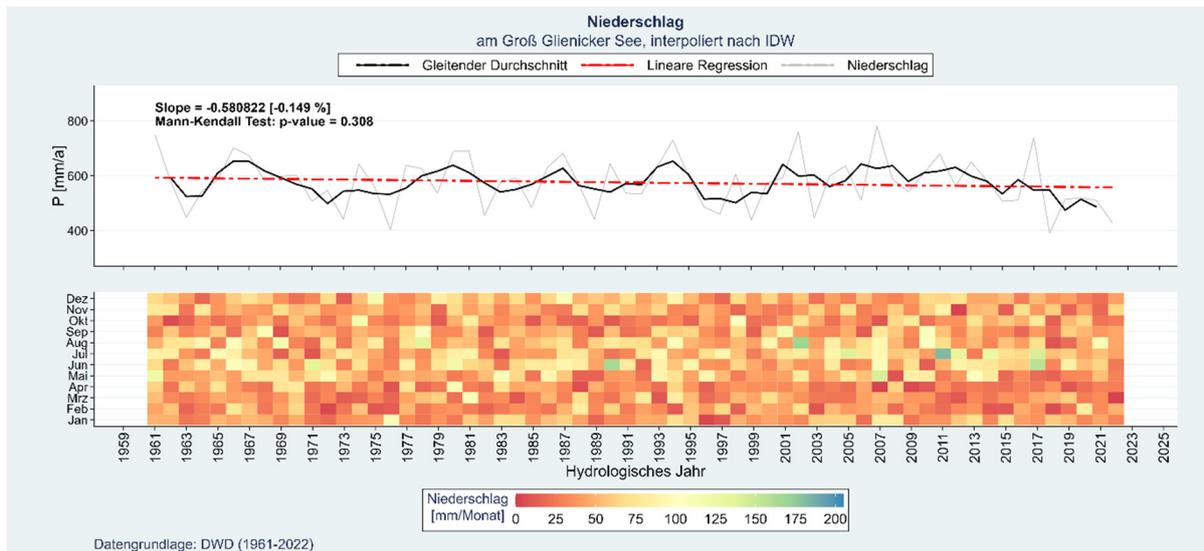


Abb. 3: Niederschlagshöhe am Groß Glienicker See, interpoliert nach IDW (aus sieben DWD-Stationen) – oben: Jahressummen ab 1961 (gleitender Durchschnitt über drei Jahre); unten: Monatliche Darstellung als Heatmap.

Der **Oberflächenabfluss** aus dem EZG ist mit einem Median von 0 mm/Monat und einem Maximum von 0,55 mm/Monat sehr klein. Nach 1996 trat kein Oberflächenabfluss mehr auf. Allgemein ist die Bilanz der oberflächlichen Zu- und Abflüsse im Seewasserhaushalt vernachlässigbar gering (Netto-Oberflächenfluss im Median $< 0,1$ mm/Monat und ca. 4 mm/Jahr). Für die drei gewählten Verfahren zur Berechnung der **Verdunstung** sind die jährlichen Zeitreihen und die monatlichen Heatmaps in Abb. 4 dargestellt. Die Ergebnisse zeigen einen typischen Jahrgang mit geringen Verdunstungswerten im Winter und hohe Verdunstungsraten im Sommer. Für alle drei Verfahren wurde ein äußerst signifikanter Trend festgestellt, der auf eine Zunahme der Verdunstung über die 61-jährige Zeitreihe hinweist. Die deutlichste Zunahme wurde beim Energiebilanzverfahren beobachtet. Die Verdunstung auf Grundlage des Dalton-Verfahrens (Abb. 4-A) zeigt einen Median von 61 mm/Monat bzw. 869 mm/Jahr. In der Heatmap wird die Zunahme der hohen monatlichen Verdunstungsraten (≥ 150 mm $\approx Q_{95}$) ab 1990 anhand der orange-roten Einfärbung deutlich. Insgesamt wurden 40 von 55 Monaten mit Verdunstungsraten ≥ 150 mm ab dem Jahr 1990 und 27 hiervon ab dem Jahr 2000 beobachtet. Ähnlich hoch liegt mit 56 mm/Monat bzw. 859 mm/Jahr der Median der Verdunstung nach dem Penman-Verfahren (Abb. 4-C). Hier wurden extreme Verdunstungsraten (≥ 150 mm/Monat) in insgesamt 85 Monaten beobachtet, von denen 55 ab dem Jahr 1990 bzw. 44 ab 2000 festgestellt wurden. Die geringste Verdunstungsrate berechnete sich nach dem Energiebilanzverfahren (Abb. 4-B). Der Median der Zeitreihe liegt bei 52 mm/Monat bzw. 715 mm/Jahr. Nach diesem Verfahren wurden in 23 Monaten extreme Verdunstungsraten (≥ 150 mm/Monat)

beobachtet, von denen 18 ab dem Jahr 1990 und 15 ab dem Jahr 2000 auftraten. Auffällig ist, dass 12 von 23 Monaten mit extremen Verdunstungsraten zwischen den Jahren 2010 und 2020 beobachtet wurden.

Die monatliche **Speicheränderung** zeigt eine ausgeprägte Fluktuation über die gesamte Zeitreihe und eine hohe Variabilität. Der Median der Speicheränderung liegt bei 0 mm/Monat. Die Zeitreihe zeigt ein jahreszeitliches Muster. Die Speicheränderung bewegt sich während des Sommerhalbjahres überwiegend im negativen Bereich ($\Delta S/\Delta t < 0$) und im Winterhalbjahr überwiegend im positiven Wertebereich ($\Delta S/\Delta t > 0$). In den Jahren ab 2014 deutet das gleitende Mittel der jährlichen Zeitreihe auf eine Verschiebung in den negativen Wertebereich ($\Delta S/\Delta t < 0$) hin. Entsprechend liegt der Median der jährlichen Zeitreihe bei -45 mm/Jahr.

Die Ergebnisse für die Berechnungen des **Netto-Grundwasserstroms** sind in Abb. 5 (A – C) dargestellt. Für alle drei Auswertungen deutet das überwiegend positive Bilanzglied ($\Delta Q_G > 0$) auf einen stärkeren Zustrom des Grundwassers in den See im Vergleich zum Abstrom in den Grundwasserkörper hin. Die Wahl des Verdunstungsverfahrens hat maßgebliche Auswirkungen auf den Anteil des Netto-Grundwasserstroms in der Wasserbilanz (Tab. 2). Die monatlichen Zeitreihen für die drei Netto-Grundwasserströme zeigen keine signifikanten Trends und keine saisonalen Muster. Die Variabilität in den drei Zeitreihen ist sehr ausgeprägt. Für die jährlichen Zeitreihen wird in allen drei Fällen jeweils ein signifikant steigender Trend identifiziert, was auf eine zunehmende Differenz zwischen dem Zustrom von Grundwasser in den See und Abstrom in den Grundwasserkörper über die 61-jährige Zeitreihe hinweist. Die Gegenüberstellung der Mediane für die drei Zeitreihen zeigt den größten Netto-Grundwasserstrom für die Auswertung auf Grundlage des Dalton-Verfahrens. Hier liegt der monatliche Median bei 22,25 mm/Monat und der jährliche Median bei 260 mm/Jahr. Die Auswertung auf Grundlage des Energiebilanzverfahrens zeigt einen Median von 10,29 mm/Monat und 110 mm/Jahr. Dazwischen liegen die Ergebnisse für die Berechnungen auf Grundlage des Penman-Verfahrens mit 18,19 mm/Monat und 248 mm/Jahr. Hinsichtlich der Extrema in der monatlichen Zeitreihe ($\Delta Q_G > \pm 100$ mm/Monat) lässt sich in den drei Auswertungen kein Muster erkennen.

In Tab. 2 sind die jährlichen Mediane aller Wasserbilanzglieder der gesamten Zeitreihe dargestellt. Die jährliche Wasserbilanz auf Grundlage des Energiebilanzverfahrens ab 1961 ist in Abb. 6 dargestellt. Beide Darstellungen zeigen, dass die KWB im EZG des Groß Glienicker Sees im negativen Bereich liegt. Insbesondere ab den 2000er Jahren weist die KWB im EZG des Groß Glienicker Sees zunehmend negative Werte auf. Dieser Entwicklung der KWB steht ein zunehmend positiver Trend im Netto-Grundwasserstrom entgegen.

Tab. 2: Median der jährlichen Wasserbilanzen des Groß Glienicker Sees von 1961 bis 2022

	$\Delta S/\Delta t$ [mm]	N [mm]	E [mm]	ΔQ_S [mm]	ΔQ_G [mm]
(A) Dalton-Verf.	-45	581	-869	4	260
(B) Energiebilanzverf.	-45	581	-715	4	110
(C) Penman-Verf.	-45	581	-859	4	248

Die Grundwassermessstelle 35442150 befindet sich etwa 600 m westlich des Groß Glienicker Sees und liegt im Median 0,16 m über dem Wasserspiegel des Sees. Der Seespiegel liegt dauerhaft über dem Wasserspiegel der etwa 140 m östlich gelegenen Grundwassermessstelle 3154 (Abb. 1 und 2). Ausgehend von den beim LBGR Brandenburg abgefragten k_f -Werten

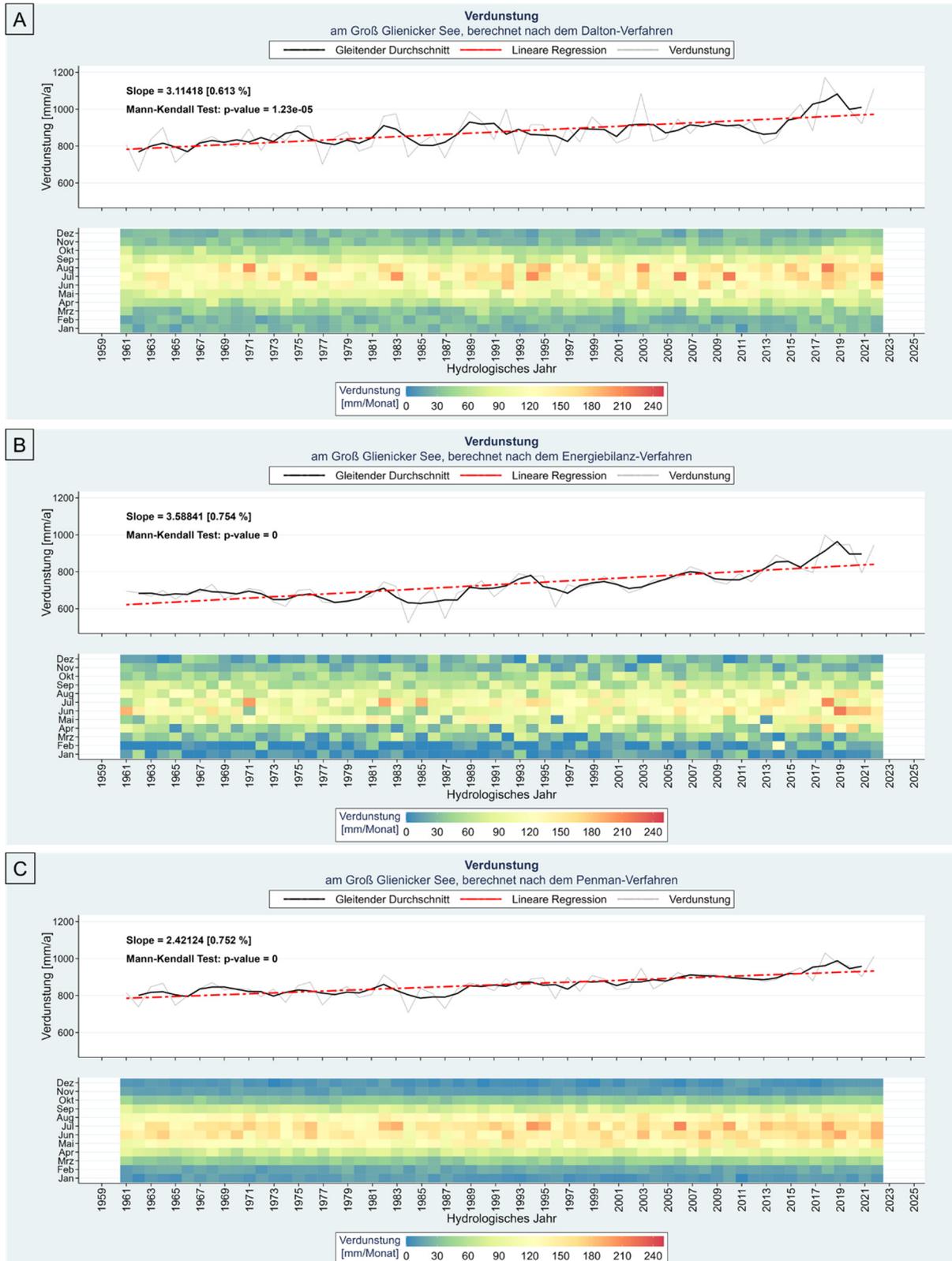


Abb. 4: Verdunstung am Groß Glienicker See, berechnet nach dem (A) Dalton-Verfahren, (B) Energiebilanzverfahren und (C) Penman-Verfahren – oben: Jahressummen ab 1961 (gleitender Durchschnitt über drei Jahre); unten: Monatliche Darstellung als Heatmap.

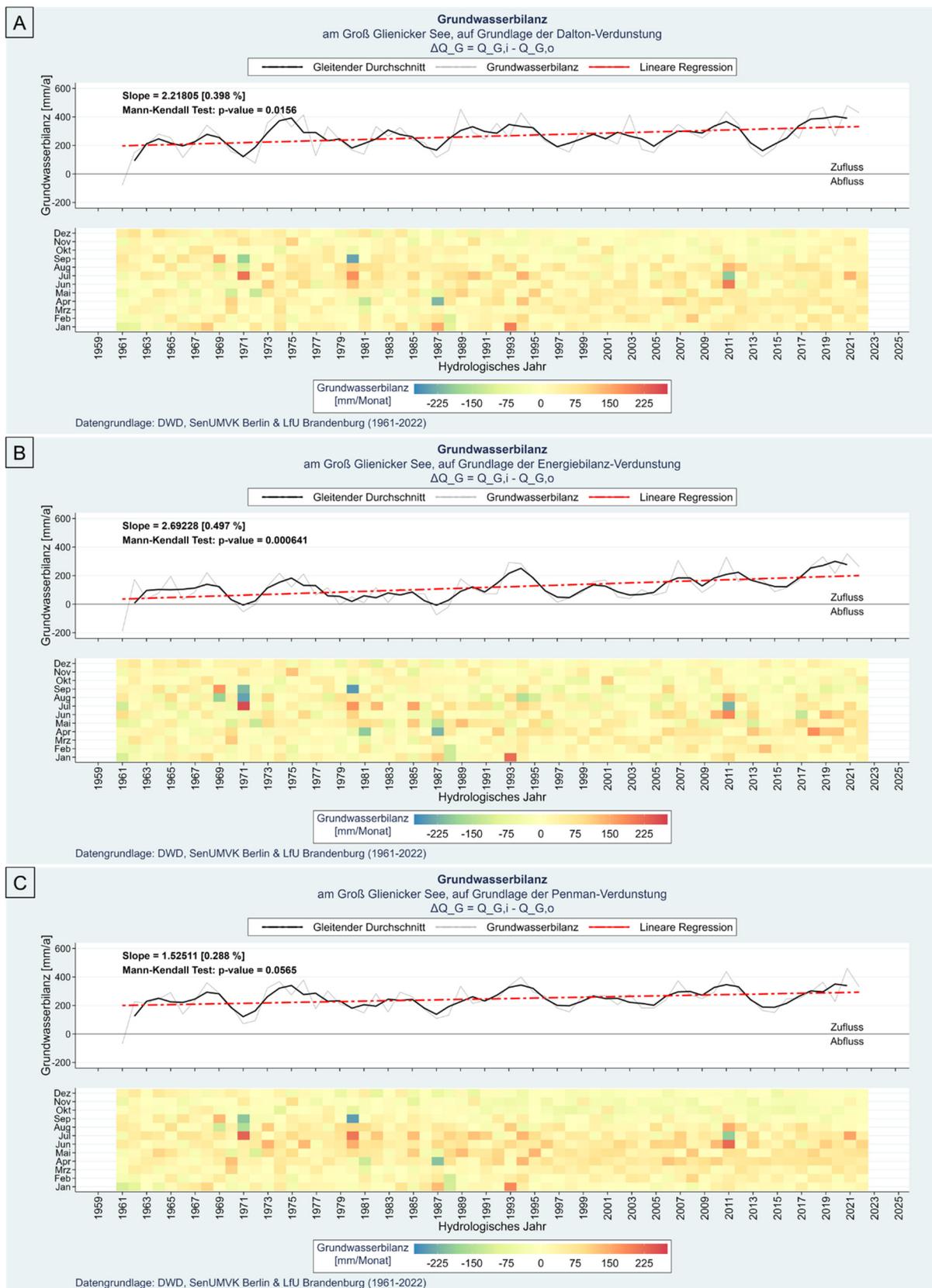


Abb. 5: Grundwasserbilanz am Groß Glienicker See, Verdunstung nach (A) Dalton-Verfahren, (B) Energiebilanzverfahren und (C) Penman-Verfahren – oben: Jahressummen ab 1961 (gleitender Durchschnitt über drei Jahre); unten: Monatliche Darstellung als Heatmap.

richtung, das Darcy-Gesetz angewendet. Die Ergebnisse zeigen einen Grundwasserzustrom von 1,5 mm/Monat und einen Grundwasserabstrom von 2,2 mm/Monat im Median. Der Grundwasserabstrom ist damit etwa 1,5-mal größer als der Grundwasserzustrom.

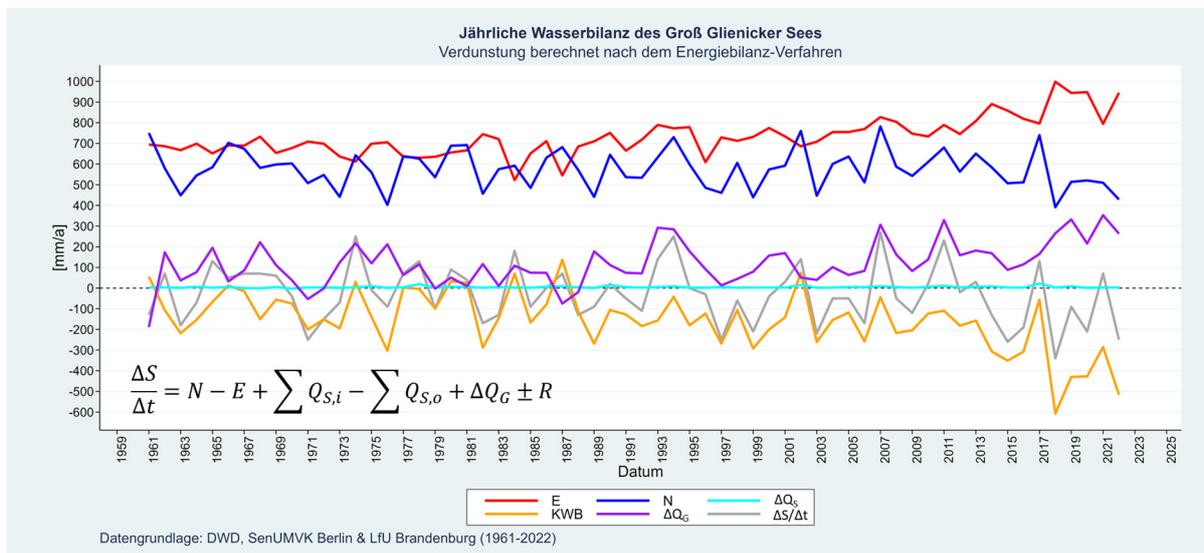


Abb. 6: Übersicht über alle Wasserhaushaltselemente am Groß Glienicker See im Zeitraum 1961 bis 2022

5. Diskussion und Fazit

Ausgehend von den Beobachtungen des seit den 1980er Jahren sinkenden Wasserstandes am Groß Glienicker See war das Ziel dieser Untersuchung, die treibenden Größen hinter den beobachteten Entwicklungen zu identifizieren. Hierfür wurde eine Analyse der zeitlichen Entwicklung des Seewasserhaushalts durchgeführt. Die Ergebnisse zeigen keine bzw. nur vernachlässigbar geringe Änderungen im zeitlichen Verlauf der positiven Wasserbilanzkomponenten (N und $Q_{S,i}$). Anders verhält sich das für die Entwicklung der negativen Wasserbilanzkomponenten (E und $Q_{S,o}$). Die Reduktion des Oberflächenabfluss aus dem EZG nach Versiegen des Schiffgrabens in den 1990er Jahren ist vernachlässigbar im Seewasserhaushalt, wohingegen die Daten zur Verdunstung für alle drei Auswertungen äußerst signifikante Trends zeigen. Die Zunahme der Verdunstung geht auf eine Zunahme der Lufttemperatur seit den 1960er Jahren zurück. Diese liegt im langjährigen Jahresmittel von 1991 bis 2020 mit 9,96 °C etwa 1,1 °C über dem langjährigen Mittel von 1961 bis 1990. Für die Globalstrahlung, die über die Nettostrahlung in das Energiebilanz- und Penman-Verfahren eingeht, wird ebenfalls eine Zunahme über die Zeitreihe beobachtet. Diese ist im langjährigen Jahresmittel von 1991 bis 2020 mit 387.948 J/cm² etwa 8 % größer als im Zeitraum von 1961 bis 1990.

Sowohl die zum Niederschlag als auch die zur Verdunstung gemachten Beobachtungen sind im Einklang mit denen anderer Studien (z. B. Reusswig et al. 2016; DWD, 2019; SenUMVK, 2022). Von den drei erprobten Verdunstungsverfahren eignet sich das Energiebilanzverfahren aufgrund der Berücksichtigung aller relevanten Energiekomponenten am besten zur Berechnung der Verdunstung am Groß Glienicker See. Die hier gewonnenen Ergebnisse liegen nahe an den Ergebnissen der ABIMO-Modellierung des Landes Brandenburg. Diese beziffert die

Verdunstung am See im langjährigen Mittel (1976 bis 2005) mit ca. 617 mm/Jahr. Das langjährige Mittel nach dem Energiebilanzverfahren beträgt für denselben Zeitraum 696 mm/Jahr. Die neueren BAGLUVA-Modellierungen (1991 bis 2020) zeigen ebenfalls eine gute Übereinstimmung mit den Ergebnissen des Energiebilanzverfahrens (ca. 771 mm/Jahr) für den genannten Zeitraum (LfU Brandenburg, 2023). Für die Ergebnisse des Dalton- und Penman-Verfahrens lässt der Vergleich mit Literaturwerten für offene Wasserflächen eine Überschätzung der Verdunstung vermuten, die nachträglich korrigiert werden muss. Die Überschätzung ist auf Annahmen bzw. Vereinfachungen der physikalischen Prozesse und ggf. Unsicherheiten bei hochvariablen Eingangsdaten (z. B. Wind) zurückzuführen.

Mit der Zunahme der Verdunstung über die 61-jährige Zeitreihe verschieben sich die Anteile des Seewasserhaushalts. Einer zunehmenden Verdunstung steht eine Zunahme des Netto-Grundwasserstroms entgegen, was auf eine zunehmende Differenz zwischen Grundwasserzu- und -abstrom hinweist. Dennoch zeigen sich im Vergleich des Netto-Grundwasserstroms aus dem Seewasserhaushalt mit den Ergebnissen aus dem Darcy-Ansatz Unterschiede. Ausgehend von den zwei Messstellen im GWK deutet sich ein größerer Grundwasserabstrom in östliche Fließrichtung an. Dieser Grundwasserabstrom wird vor allem durch den in Abb. 1 dargestellten hydraulischen Gradienten zwischen der Messstelle im Groß Glienicker See und der Grundwassermessstelle 3154 angetrieben. Allerdings liegen zu den örtlichen Boden- und Grundwasserverhältnissen nur wenige belastbare Informationen und relativ kurze Zeitreihen vor. Die Auswertung des Darcy-Ansatzes deutet zudem mit 1,5 mm/Monat im Zustrom und 2,2 mm/Monat im Abstrom auf einen sehr kleinen Austausch zwischen dem Grund- und Seewasser hin. Es ist nicht auszuschließen, dass anthropogene Effekte, wie die Wasserentnahme an den Wasserwerken im GWK oder andere Landnutzungswechsel die beobachteten Grundwasserverhältnisse erklären könnten. Hierfür fehlt es an belastbaren Daten. Wie und ob sich die beobachtete Zunahme der Verdunstung am Groß Glienicker See auch auf die Grundwasserneubildung im gesamten GWK auswirkt, lässt sich noch nicht abschätzen.

Die in dieser Arbeit identifizierten Prozesse geben Hinweise auf die am Groß Glienicker See stattfindenden hydrologischen Veränderungen im Rahmen des Klimawandels. So konnte eine äußerst signifikante Zunahme der Verdunstung im Groß Glienicker See festgestellt werden. Diese Zunahme der Verdunstung kann als ein Treiber des Trends der zurückgehenden Wasserstände am See angesehen werden. Den vom Deutschen Wetterdienst und Wasserportal Berlin bezogenen und verarbeiteten Daten wird eine hohe Qualität attestiert. Als entsprechend belastbar sind die hier berechneten Wasserbilanzglieder zu bewerten. Gleichzeitig bleiben offene Fragen bezüglich des hydrogeologischen Systems des Sees. Im Allgemeinen gilt es, das hydrogeologische System im EZG des Groß Glienicker Sees besser zu verstehen. Dies ist wichtig, um die Interaktionen zwischen dem oberflächennahen Grundwasserleiter und dem See besser zu erklären. Weitere Untersuchungen zum Groß Glienicker See sollten daher das gesamte hydrogeologische EZG betrachten um die im Untergrund stattfindenden Prozesse genauer miteinbeziehen. Im Rahmen von CliWaC wird derzeit ein großräumiges hydrogeologisches Modell entwickelt, das voraussichtlich weitere Erkenntnisse liefern wird.

Literatur

- AdV (2018): Dokumentation zur Modellierung der Geoinformationen des amtlichen Vermessungswesens (GeoInfoDok) – ATKIS-Katalogwerke: ATKIS-Objektartenkatalog Basis-DLM. Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltungen der Länder der BRD, Version 7.1 rc.1 München. Abgerufen von: <http://tinyurl.com/adv-2018-ATKIS>, zuletzt am: 19.02.24
- Berndt C. & Haberlandt U. (2018): Spatial interpolation of climate variables in Northern Germany—Influence of temporal resolution and network density. *Journal of Hydrology: Regional Studies* 15 184–202. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2018.02.002>
- BfG (2022): BfG Web Viewer – WasserBlick – Wasserkörpersteckbriefe aus dem 3. Zyklus der WRRL (2022-2027). Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz. Abgerufen von: <http://tinyurl.com/BfG-2022>, zuletzt am: 19.02.24
- CliWaC (2024): CliWaC Fallstudien – Die Modellregion Berlin-Brandenburg. Einstein Research Unit Climate and Water under Change, Berlin. Abgerufen von: <http://tinyurl.com/CliWaC-2024>, zuletzt am: 19.02.24
- DVWK (1996): Merkblatt DVWK-M 238 – Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. Heft 238/1996, Hennef. ISBN: 3-935067-84-3
- DWA (2018): Merkblatt DWA-M 504-1 – Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen – Teil 1: Grundlagen, experimentelle Bestimmung der Landverdunstung, Gewässerverdunstung. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef. ISBN 978-3-88721-583-5
- DWD (2019): Klimareport Brandenburg – Fakten bis zur Gegenwart – Erwartungen für die Zukunft. Deutscher Wetterdienst, 1. Aufl. Offenbach. Abgerufen von: <http://tinyurl.com/DWD-2019>, zuletzt am: 19.02.24
- DWD–CDC (2022): Historische tägliche Stationsbeobachtungen (Temperatur, Druck, Niederschlag, Sonnenscheindauer, etc.) für Deutschland – Version v21.3. DWD Climate Data Center, Offenbach. Abgerufen von: <http://tinyurl.com/DWD-CDC-KL>, zuletzt am: 19.02.24
- DWD–CDC (2023): Tägliche Stationsmessungen der Solarstrahlung (global/diffus) und der atmosphärischen Gegenstrahlung für Deutschland – Version v23.3. DWD Climate Data Center, Offenbach. Abgerufen von: <http://tinyurl.com/DWD-CDC-SL>, zuletzt am: 19.02.24
- Hood J. L., Roy J. W. & Hayashi M. (2006): Importance of groundwater in the water balance of an alpine headwater lake. *Geophysical Research Letters* 33. <https://doi.org/10.1029/2006GL026611>
- Hupfer M. & Nixdorf B. (2011): Zustand und Entwicklung von Seen in Berlin und Brandenburg – Diskussionspapier. Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften, IAG Globaler Wandel – Regionale Entwicklung 01/2011 Berlin. Abgerufen von: <http://tinyurl.com/Hup-Nixd-2011>, zuletzt am: 19.02.24
- Jansen F. A. & Teuling A. J. (2020): Evaporation from a large lowland reservoir – (dis)agreement between evaporation models from hourly to decadal timescales. *Hydrology and Earth System Sciences* Vol. 24 1055–1072. <https://doi.org/10.5194/hess-24-1055-2020>

- Köhler A. (2011): Der Groß Glienicker See: Auf dem Weg zum ökologischen Gleichgewicht. Senatsverw. für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin. Abgerufen von: <http://tinyurl.com/koehler-2011>, zuletzt am: 19.02.24
- LBGR Brandenburg (2021): Karten-Service des Landesamtes für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg – Bodenkarten. Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg & Landesvermessung und Geobasisinformation Brandenburg, Cottbus & Potsdam. Abgerufen von: https://inspire.brandenburg.de/services/bokarten_wfs?, zuletzt am: 19.02.24
- LfU Bayern (2020): Klimawandel und Wasserhaushalt – Statistische Methoden zur hydrologischen Klimawandelanalyse der Vergangenheit. Landesamt für Umwelt, Augsburg. Abgerufen von: <http://tinyurl.com/LfU-BY-2020>, zuletzt am: 19.02.24
- LfU Brandenburg (2009): Mittlere Abflussspende des Landes Brandenburg – Abflussspende ABIMO. Landesamt für Umwelt Brandenburg. Abgerufen von: <http://tinyurl.com/LfU-2009>, zuletzt am: 19.02.24
- LfU Brandenburg (2023): Mittlere Abflussspende für die Zeitreihe 1991 - 2020 (BAGLUVA) – WH BAGLUVA9120. Landesamt für Umwelt Brandenburg. Abgerufen von: <https://tinyurl.com/LfU-2023>, zuletzt am: 19.02.24
- LfU Brandenburg (2024) Auskunftsplattform Wasser (APW) – Grundwasserstand (gesamt). Messstelle: 35442150, Groß Glienicke, Am Fenn, OP, Lizenz: dl-de/by-2-0. Landesamt für Umwelt Brandenburg Potsdam. Abgerufen von: <https://tinyurl.com/LfUBB-2024-GW>, zuletzt am: 19.02.24
- Maniak U. (2016): Hydrologie und Wasserwirtschaft – Eine Einführung für Ingenieure, 7. Aufl. Springer Berlin. ISBN: 978-3-662-49086-0.
- McLeod A. I. (2022): Package 'Kendall' – Version 2.2.1. Abgerufen von: <http://tinyurl.com/Kendall-2022>, zuletzt am: 19.02.24.
- Meinikmann K. (2017): Groundwater-Surface Water Interactions in a Eutrophic Lake – Impacts of Lacustrine Groundwater Discharge on Water and Nutrient Budgets. Dissertation HU Berlin. <https://doi.org/10.18452/18203>
- Mudelsee M. (2014): Climate Time Series Analysis – Classical Statistical and Bootstrap Methods. 2. Aufl. Springer International Publishing Dordrecht. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-04450-7>
- Pöschke F., Nützmann G., Engesgaard P. et al. (2018): How does the groundwater influence the water balance of a lowland lake? A field study from Lake Stechlin, north-eastern Germany. *Limnologica* 68 17–25. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2017.11.005>
- R Core Team (2022): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing Wien. Abgerufen von: <https://www.R-project.org/>, zuletzt am: 19.02.24.
- Reusswig F. A., Lüdeke M. K. B., Lass W. et al. et al. (2016): Anpassung an die Folgen des Klimawandels in Berlin (AFOK). Klimaschutz Teilkonzept. Hauptbericht. Gutachten im Auftrag der Senatsverw. für Stadtentwicklung und Umwelt, Sonderreferat Klimaschutz und Energie. Potsdam, Berlin. Abgerufen von: <http://tinyurl.com/AFOK-2016>, zuletzt am: 19.02.24.

- Riedel T., Nolte C., aus der Beek T. et al. (2021): Niedrigwasser, Dürre und Grundwasserneubildung – Bestandsaufnahme zur gegenwärtigen Situation in Deutschland, den Klimaprojektionen und den existierenden Maßnahmen und Strategien. Texte 174/2021 Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- Rosenberry D. O., Lewandowski J., Meinikmann K. et al. (2015): Groundwater - the disregarded component in lake water and nutrient budgets. Part 1: effects of groundwater on hydrology. Hydrological Processes Vol. 29, No. 13 2895-2921. <https://doi.org/10.1002/hyp.10403>
- SenStadt (2005): Gewässeratlas von Berlin. Senatsverw. für Stadtentwicklung, Berlin. Abgerufen von: <http://tinyurl.com/SenStadt-2005>, zuletzt am: 19.02.24.
- SenUMVK (2022): Masterplan Wasser Berlin – 1. Bericht. Senatsverw. für Umwelt, Mobilität, Verbraucher- und Klimaschutz Berlin. Abgerufen von: <http://tinyurl.com/SenUMVK-2022-MPW>, zuletzt am: 19.02.24.
- SenUMVK (2024a): Wasserportal – Gewässerkundliche Messdaten Groß Glienicker See. Senatsverw. für Mobilität, Verkehr, Klimaschutz und Umwelt Berlin. Abgerufen von: <http://tinyurl.com/SenUVK-2024-WP>, zuletzt am: 19.02.24.
- SenUMVK (2024b) Wasserportal – Gewässerkundliche Messdaten 3154, Hauptgrundwasserleiter (GWL 1.3 + 2), Lizenz: dl-de/by-2-0. Senatsverw. für Mobilität, Verkehr, Klimaschutz und Umwelt Berlin. Abgerufen von: <https://tinyurl.com/SenUVK-2024-GW>, zuletzt am: 19.02.24
- Shepard D. (1968): A two-dimensional interpolation function for irregularly-spaced data. ACM '68: Proceedings of the 1968 23rd ACM national conference 517–524. <https://doi.org/10.1145/800186.810616>
- USDA-NRCS (2021): Part 650 Engineering Field Handbook: National Engineering Handbook – Ch. 2 Estimating Runoff Volume and Peak Discharge. U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service 2. Aufl. Washington D.C.
- Verbesselt J., Masiliunas D., Zeileis A. et al. (2022): Package 'bfast' – Version 1.6.1. Abgerufen von: <http://tinyurl.com/bfast-2022-R>, zuletzt am: 19.02.24.

International Soil Moisture Network (ISMN): Ein dauerhafter Service für frei verfügbare, in situ Bodenfeuchtedaten

Wolfgang Korres, Tunde Olarinoye, Fay Boehmer, Kasjen Kramer,
Stephan Dietrich, Matthias Zink

Zusammenfassung

Bodenfeuchte gilt als wesentliche Klimavariablen (ECV), da sie für die Beurteilung der Wasserverfügbarkeit für Pflanzen und damit für die Nahrungsmittelproduktion von entscheidender Bedeutung ist. Lange Zeitreihen frei verfügbarer Bodenfeuchtedaten mit globaler Abdeckung ermöglichen es Wissenschaftlern, Landwirten und Entscheidungsträgern Trends zu erkennen, die Auswirkungen des Klimawandels zu bewerten und Anpassungsstrategien zu entwickeln. Die Sammlung, Harmonisierung und Archivierung von in situ Bodenfeuchtedaten war die Motivation für die Gründung des International Soil Moisture Network (ISMN) an der Technischen Universität Wien im Jahr 2009. Auf der Grundlage mehrerer Projektfinanzierungsperioden durch die Europäische Weltraumorganisation (ESA) wurde das ISMN zu einem wesentlichen Bestandteil für die Validierung und Verbesserung globaler Satellitenprodukte, sowie von Klima-, Landoberflächen- und hydrologischen Modellen. Die dauerhafte Finanzierung des ISMN-Betriebs wurde durch die deutsche Regierung (Ministerium für Digitales und Verkehr) sichergestellt, so dass das ISMN Ende 2022 erfolgreich zu seinem neuen Betreiber, dem International Centre for Water Resources and Global Change (ICWRGC) und der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), migriert wurde.

1. Einleitung

Bodenfeuchte und Bodenfeuchtemessungen sind in verschiedenen Bereichen und Anwendungen wichtig, von der Landwirtschaft und Hydrologie bis hin zur Klimamodellierung und Ökosystemforschung. In der Landwirtschaft beispielsweise sind Informationen über die Bodenfeuchte von entscheidender Bedeutung für die Vorhersage von Ernteerträgen, die Optimierung von Bewässerungspraktiken und die Beurteilung von Dürreerisiken. In hydrologischen Studien spielen sie eine wesentliche Rolle im Wasserkreislauf, für die Hochwasservorhersage und die Bewirtschaftung von Einzugsgebieten. Seit Anfang der 2000er Jahre hat sich die Messung der Bodenfeuchte als Teil der hydrologischen und meteorologischen Beobachtungsstandards etabliert, wobei der Aufbau vieler Bodenfeuchtenetzwerke durch den Start der Soil Moisture Ocean Salinity (SMOS) Mission der Europäischen Weltraumorganisation (ESA) im Jahr 2009 und den Start der Soil Moisture Active Passive (SMAP) Mission der National Aeronautics and Space Administration (NASA) im Jahr 2015 vorangetrieben wurde. Die Sammlung von Daten aus verschiedenen Quellen mit einer Vielzahl von unterschiedlichen Sensoren und Datenformaten, die Harmonisierung, Qualitätskontrolle und Archivierung von in situ Bodenfeuchtedaten war die Motivation für die Gründung des International Soil Moisture Network (ISMN).

2. Entwicklungsgeschichte des ISMN und Migration nach Deutschland

Das ISMN wurde im Jahr 2009 an der Technischen Universität Wien angesiedelt. Seit seiner Gründung wurde es im Rahmen verschiedener Projekte der Europäischen Weltraumorganisation finanziert, während das GEO Department der TU Wien (TUW, Technische Universität Wien, Österreich) für die Entwicklung, den Betrieb und das Management verantwortlich war

(Dorigo et. al 2011). Die Entwicklung wurde durch die Zusammenarbeit zwischen Global Energy and Water Exchanges Project (GEWEX), dem Committee on Earth Observation Satellite (CEOS), dem Global Climate Observing System - Terrestrial Observation Panel for Climate (GCOS-TOPC), der Group of Earth Observation (GEO) und dem Global Terrestrial Network on Hydrology (GTN-H) ermöglicht. Natürlich tragen die zahlreichen Datenlieferanten den größten Teil zum Erfolg des International Soil Moisture Network bei.

Im Jahr 2021 verpflichtete sich das deutsche Bundesministerium für Digitales und Verkehr (BMDV) das ISMN dauerhaft zu finanzieren, um einen nachhaltigen Betrieb zu gewährleisten. Daher wurden Hosting, Management und Weiterentwicklung während der Jahre 2021 und 2022 an das International Centre for Water Resources and Global Change (ICWRGC) und die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) in Koblenz, Deutschland, migriert. An diesen Institutionen wurde mit 5 permanenten Positionen die Grundlage für eine langfristige Fortführung des International Soil Moisture Networks geschaffen.

Um einen unterbrechungsfreien Weiterbetrieb des Dienstes zu ermöglichen, wurde an ICWRGC/BfG eine parallele Instanz des ISMN aufgebaut. Dafür mussten Software, Programmcode und Daten auf die neu beschaffte IT Infrastruktur portiert werden. Doch neben den technischen Herausforderungen, musste das Team an ICWRGC/BfG die betrieblichen Abläufe lernen, Datenstrukturen und Programmcode studieren und die IT Sicherheit herstellen, um den Ansprüchen eines behördlichen Datennetzes zu genügen. Nach intensiven Arbeiten der Teams in Wien und Deutschland konnte das ISMN schließlich seinen operationellen Betrieb am 12. Dezember 2022 am ICWRGC und der BfG aufnehmen.

3. ISMN Datenservice

Das ISMN ist ein Netzwerk von Netzwerken (Datenlieferanten), was bedeutet, dass das ISMN selbst keine Daten misst oder erhebt. Die Datenbeiträge hängen ausschließlich von den freiwilligen Beiträgen der Datenanbieter ab und damit ist das ISMN eine reine Gemeinschaftsleistung. Zu den Kernfunktionen des ISMN gehören das Sammeln von Daten aus den teilnehmenden Netzwerken, die Harmonisierung der Daten in Bezug auf Einheiten (auch Umstellung auf das UTC-Zeitformat) und zeitlicher Auflösung (stündliche Daten), die Formatierung der Metadaten, die Durchführung einer automatischen Qualitätskontrolle, die Speicherung der Daten und Metadaten in einer durchsuchbaren Datenbank und ihren Zugang über eine Webschnittstelle (Datenportal). Dazu gehört auch die Kommunikation mit (potenziellen) Datenlieferanten und -nutzern. Neben der Bodenfeuchte werden sieben weitere Parameter in der ISMN-Datenbank bereitgestellt, sofern sie von den Datenlieferanten zur Verfügung gestellt werden. Diese Parameter sind Niederschlag, Oberflächen-, Boden- und Lufttemperatur, Saugspannung, Schneehöhe und Schneewasseräquivalent. Zusätzlich speichert das ISMN auch Rohdaten oder alternative Zeitreihen des Quellsignals, z.B. Permittivität oder Anzahl der gemessenen Neutronen bei CRNS Stationen. Die Metadaten für diese Zeitreihen können in obligatorische und optionale Metadaten unterteilt werden. Obligatorische Metadaten für jedes Netzwerk sind: Netzwerk- und Stationsbezeichnung; Name, Hersteller und Einbau-Ausrichtung des Sensors; Ort und Tiefe der Messung. Zu den optionalen Parametern gehören Informationen zu Klima, Landoberflächenbedeckung oder Bodeneigenschaften. Die drei letztgenannten werden durch

Informationen ergänzt, die aus Gründen der Konsistenz aus externen Datenbanken stammen. Die entsprechenden externen Quellen sind die Köppen-Geiger-Klimaklassifikation (Peel et al. 2007, Rubel et al. 2017) für das Klima, die dynamische Landbedeckung aus der Climate Change Initiative (CCI) der ESA (ESA 2017) und die Harmonized World Soil Database (HWSD, Fischer 2008) für Bodeninformationen. Diese Metadaten werden den Nutzern beim Herunterladen der Daten mit zur Verfügung gestellt.

4. Qualitätskontrolle

Alle von den verschiedenen Datenlieferanten stammenden in situ Messungen durchlaufen eine automatische Qualitätskontrolle, wenn sie für die Datenbank des International Soil Moisture Network verarbeitet werden. Dreizehn verschiedene Plausibilitätsprüfungen werden auf jeden einzelnen stündlichen Wert angewendet, der dann als zweifelhaft gekennzeichnet wird, wenn eine dieser Prüfungen fehlschlägt, ansonsten als "gut". Diese Plausibilitätsprüfungen können in folgende Kategorien eingeteilt werden:

- 1) Eine Prüfung des plausiblen geophysikalischen Messbereichs, bei der die Überschreitung bestimmter Schwellenwerte für alle acht ISMN-Parameter festgestellt wird (z. B. werden Bodenfeuchtedaten markiert, wenn sie unter 0 Vol.-% fallen).
- 2) Eine Prüfung der geophysikalischen Konsistenz. Bei diesen Tests werden zusätzliche in situ Daten (falls verfügbar) und die Global Land Data Assimilation (GLDAS) Noah-Daten der NASA berücksichtigt. Zum Beispiel wird die Bodenfeuchte markiert, wenn die in situ oder GLDAS Daten zur gleichen Zeit und am gleichen Ort eine negative Bodentemperatur zeigen).
- 3) Spektrenbasierte Ansätze, die die ersten und zweiten Ableitungen der gesamten Bodenfeuchte-Zeitreihe verwenden, um zweifelhafte Bodenfeuchtemuster (d. h. Ausreißer, plötzliche Einbrüche und Plateaus) zu erkennen.

Die beiden letztgenannten Verfahren werden nur auf Bodenfeuchtedaten angewandt. Es ist wichtig zu betonen, dass die Daten der Netzwerke nur gekennzeichnet (geflaggt) werden, aber niemals gelöscht oder verändert werden. Eine vollständige Beschreibung der Qualitätskontrolle der Bodenfeuchtedaten und der zusätzlichen Variablen ist in Dorigo et al. (2013, 2021) zu finden. Der zugrunde liegende Algorithmus ist der Python-Code „flagit“, der auf GitHub offen zugänglich gemacht wurde (<https://github.com/TUW-GEO/flagit>, letzter Zugriff: Januar 2024). Falls die Datenlieferanten eigene Qualitätsflags mit ihren Daten bereitstellen, werden diese ins ISMN übernommen. Beim Herunterladen der entsprechenden Daten werden dann beide Flags, die ISMN generierten und die der Datenlieferanten, dem Nutzer zur Verfügung gestellt.

5. Daten zur Bodenfeuchte

Im Februar 2024 besteht das ISMN aus 80 Netzwerk. Der Umfang der Daten der einzelnen Netzwerke variiert stark und reicht von einigen wenigen Zeitreihen bis zu über 2.000 Zeitreihen von einem einzigen Datenlieferanten. Das ISMN integriert laufend neue Netzwerke oder aktualisiert bestehende. Insgesamt gibt es über 3.000 Stationen mit mehr als 11.000 Zeitreihen,

darunter auch (inaktive) Netzwerke, die bis in die 1950er Jahre zurückreichen. Viele Netzwerke werden in regelmäßigen oder unregelmäßigen Abständen aktualisiert, während acht Netzwerke nahezu in Echtzeit aktualisiert werden. Etwa 1000 Stationen erhalten diese zeitnahen Aktualisierungen. Obwohl es sich beim ISMN um ein globales Netzwerk handelt, befinden sich die meisten Stationen in Nordamerika, Europa, Australien und Nordost- und Nordasien, während es in Südamerika, Afrika und Süd- und Südwestasien nur wenige Stationen gibt, wie in Abbildung 1 zu sehen ist. Dies bedeutet nicht, dass in diesen Regionen keine Messungen betrieben werden, aber hier ist oft der Datenzugang erschwert oder der Informationsfluss nicht durchgängig. Die in der Datenbank am häufigsten verwendeten Sensoren für systematische in situ Messungen basieren auf der Zeitbereichsreflektometrie (Time Domain Reflectometry, TDR) und der Frequenzbereichsreflektometrie (Frequency Domain Reflectometry, FDR, aber auch Kapazitätssensoren auf der Basis der FDR Methode). Die Messungen mit diesen Sensoren sind nur für kleine Bodenvolumina repräsentativ, die direkt an die Messstäbe/Messflächen der Sensoren angrenzen. Aber auch die Zahl der implementierten Netzwerke mit Cosmic-Ray-Neutron-Sensoren (CRNS) nimmt immer mehr zu.

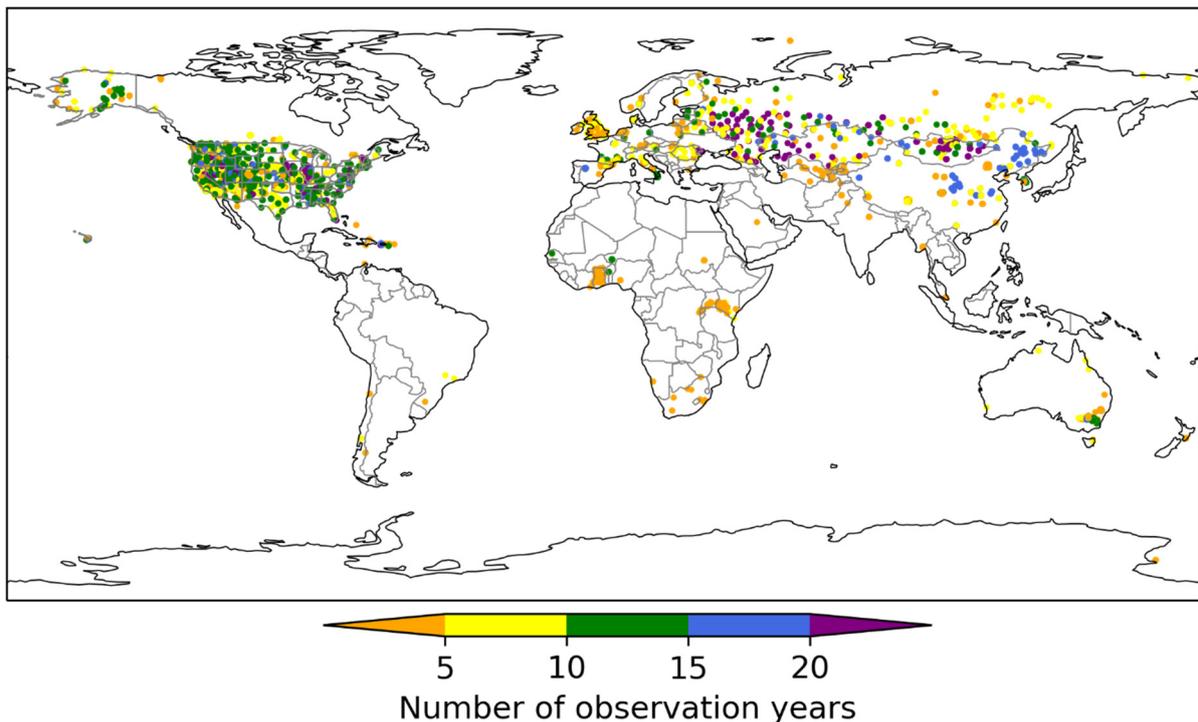


Abb. 1: Überblickskarte der Stationen des ISMN mit der farblichen Kodierung der Anzahl der gemessenen Jahre (number of observation years) der einzelnen Zeitserien. Noch haben sehr wenige Zeitserien einen zeitlichen Datenumfang von mehr als 15 Jahren. Ebenfalls deutlich zu erkennen ist das räumliche Ungleichgewicht der bisher implementierten Netzwerke mit sehr wenigen Stationen in der südlichen Hemisphäre und einer sehr hohen Stationsdichte in den USA.

Bei dieser Methode sind die Messungen für wesentlich größere Bodenvolumina repräsentativ, das heißt ein Großteil des Bodenfeuchtesignals kommt aus dem Boden mit einem Radius von etwa 150 Metern um die Messstation und Tiefen von einigen Dezimetern (Zreda et al. 2008, Koehli et al. 2015).

6. Datenzugang und Datenportal

Nutzer können auf der ISMN-Webseite <https://ismn.earth> (letzter Zugriff: Februar 2024) auf die in situ Bodenfeuchtedaten zugreifen. Neben dem Datenportal enthält die ISMN-Webseite Informationen über alle Netzwerke, Datenformate, Daten-Werkzeuge (Skripte), Vorlagen für potenzielle Datenanbieter und Informationen über das ISMN und seine Mitarbeiter. Nutzer des ISMN müssen sich registrieren, bevor sie Daten herunterladen können. Die Daten sind mit einer Lizenz versehen, die eine kommerzielle Nutzung der Daten ausschließt. Die Hauptnutzer sind daher Wissenschaftler und öffentliche Verwaltungen. Mit dem Datenportal (Abbildung 2) können die Standorte der Netzwerke und Stationen auf einer Karte angezeigt werden, nach Netzwerk, Zeitspanne und Gebiet, aber auch nach Sensortiefe, Variable (standardmäßig nur Bodenfeuchte), Klimaregion und Landbedeckungstyp gefiltert werden. Die Markierungen auf der Karte werden in Echtzeit aktualisiert, während der Nutzer die Filteroptionen anpasst. Die letztgenannten erweiterten Filteroptionen wurden 2022 im Rahmen des Projekts Fiducial Reference Measurements for Soil Moisture (FRM4SM) der TU Wien entwickelt und ins ISMN implementiert.

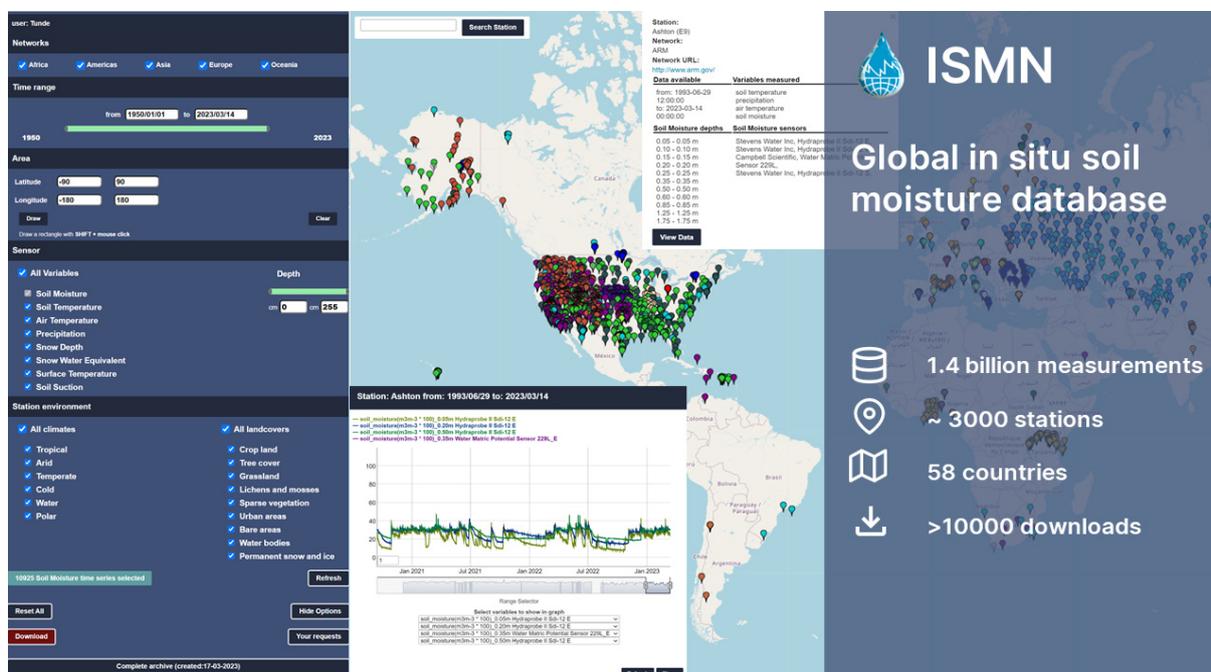


Abb. 2: Das ISMN-Datenportal mit den wichtigsten Kennzahlen der Datenbank als Overlay auf der rechten Seite. Die Karte im Hintergrund zeigt die globale Verteilung der Stationen und auf der linken Seite werden die verschiedenen Filteroptionen angezeigt. Die Informationen zu den Metadaten und die Zeitreihendarstellung werden dynamisch eingeblendet, wenn man auf einen der Stationsmarker klickt.

Durch Anklicken des Markers einer Station erhält der Nutzer die wichtigsten Metadaten (z. B. Netzwerk- und Stationsname, gemessene Variablen, Zeitraum der Messungen, Sensorinformationen und die Tiefen der Bodenfeuchtemessungen) und kann die Daten in einem Zeitreihen-Diagramm betrachten, wobei der Benutzer die Auswahl von bis zu vier Zeitreihen und den Zeitbereich der angezeigten Daten dynamisch anpassen kann. Mit dem Start des Downloads der ausgewählten Daten werden die Daten aus der Datenbank extrahiert und pro Netzwerk organisiert, einschließlich der Messungen und Qualitätsflags, Informationen über die Datenstruktur und Qualitätsflags, Informationen über statische Standorteigenschaften und vieles mehr. Der Datensatz kann dann in zwei verschiedenen Formaten und mit weiteren Optionen heruntergeladen werden. Eine ausführliche Beschreibung der Formate kann unter <https://ismn.earth> (letzter Zugriff: Februar 2024) eingesehen werden. Wann immer die vom International Soil Moisture Network zur Verfügung gestellten Daten für eine Veröffentlichung verwendet werden, muss der Ursprung der Daten (d. h. der ursprüngliche Datenlieferant und das ISMN) genannt und referenziert werden, um eine angemessene Anerkennung der Datenlieferanten sicherzustellen. Das ISMN-Team berichtet den Datenanbietern halbjährlich über die Statistik der Datennutzung und der Zitationen in peer-reviewten internationalen Journalen. Die Datenanbieter können diese Berichte bei Verhandlungen mit Geldgebern ihres Netzwerkes nutzen. Auf diese Weise versucht ISMN dazu beizutragen, dass die Bodenfeuchtenetze langfristig betrieben werden können. Um die Datenlieferanten bestmöglich zu unterstützen, beinhaltet die Lizenzvereinbarung zum Nutzen der Daten, die Pflicht die Datenlieferanten und das ISMN zu zitieren (<https://ismn.earth/terms-and-conditions/>, abgerufen am: 23.02.2024). Die Kehrseite der Medaille ist, dass die Daten zwar frei zugänglich, aber nicht als Open Data veröffentlicht werden können. Um auf den Open Data Standard wechseln zu können, müsste die Lizenz der Daten geändert und der Registrierungsprozess abgeschafft werden. Letzteres würde dazu führen, dass Downloads und Nutzerstatistiken nicht verfolgt werden können mit möglicherweise negativen Effekten auf den Weiterbetrieb einiger Netzwerke. Eine Tabelle der Netzwerke mit Namen (Kürzel), der Anzahl der Stationen und den Referenzen zu den jeweiligen Netzwerken ist im Anhang zu finden.

7. Datennutzung und wissenschaftlicher Beitrag

Derzeit sind mehr als 2023 Nutzer beim ISMN registriert (Stand: 28.02.2024), die meisten von ihnen aus den USA, aus Europa, China, Australien und Indien, mit 20 bis 40 neuen Registrierungen pro Monat. Wie von den Nutzern während des Registrierungsprozesses angegeben, sind die Hauptanwendungsbereiche der ISMN-Daten die Bereiche Klima (30 %), Wasser (24 %), Landwirtschaft (19 %) und Katastrophen (16 %). Die Nutzer kommen primär aus Forschungseinrichtungen (41 %), dem Hochschul- oder Sekundarbereich (32 %), gemeinnützigen Organisationen (19 %), öffentlichen Einrichtungen (6 %) und privaten Unternehmen (2 %). Die Zahl der Downloads und der Veröffentlichungen (Abbildung 3), in denen das ISMN zitiert wird, nimmt stetig zu. 1990 Veröffentlichungen, die sich auf das ISMN beziehen, wurden bisher in Google Scholar angezeigt (Suchbegriff: "International Soil Moisture Network", abgerufen am: September 2023). In mehr als 500 Studien wird das ISMN zitiert, deren Verteilung über die letzten Jahre ist in Abbildung 3 dargestellt.

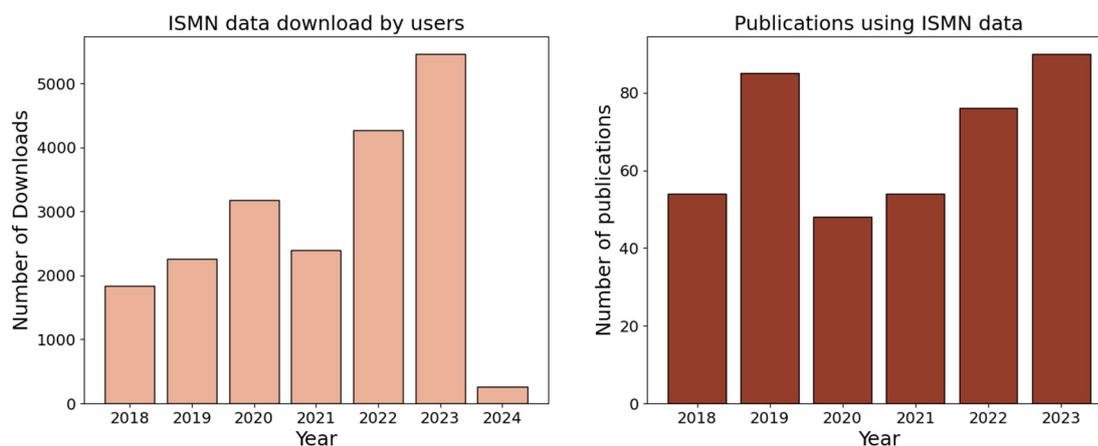


Abb. 3: Die Anzahl der Downloads von ISMN Datensätzen (Stand: Januar 2024) sind im linken Panel dargestellt, während die Anzahl der Publikationen, die aktiv ISMN-Daten (Stand: 31.12.2023) nutzen, im rechten Panel dargestellt wird.

Ein detaillierter Überblick über Studien, die ISMN-Daten verwenden, kann auf der ISMN-Webseite eingesehen werden (Registerkarte Veröffentlichungen). Das ISMN ist bereits ein integrierter Bestandteil mehrerer operationeller satellitengestützter Bodenfeuchteprodukte, wie zum Beispiel H-SAF (<https://hsaf.meteoam.it>, letzter Zugriff: Februar 2024) unter Nutzung der Metop Advanced Scatterometers, die von EUMETSAT betrieben werden, der Produkte der Klimawandel-Initiative der Europäischen Weltraumorganisation (ESA CCI), innerhalb der Quality Assurance for Soil Moisture (<https://qa4sm.eu>, letzter Zugriff: Februar 2024). Letzterer wurde von der TU Wien entwickelt und für den Copernicus Global Land Service (CGLS) für ihre Bodenfeuchteprodukte aus Sentinel-1 und ASCAT-Fernerkundungsdaten verwendet. Das ISMN selbst arbeitet auch an der Inwertsetzung der Bodenfeuchtedaten. Diese wird hauptsächlich über Initiativen der WMO betrieben. So trägt ISMN aktiv zu dem Bericht der weltweiten Wasserverfügbarkeit (Global State of the Water Resources; WMO 2022 und 2023), der Entwicklung einer globalen Informationsplattform zu Status und Prognose hydrologischer Kenngrößen (Hydrological Status and Outlook System, Jenkins et al. 2020) und zukünftig auch zur WMO Austauschplattform für hydrologische Daten (WMO Hydrological Observing System, <https://hydrohub.wmo.int/whos>, letzter Zugriff: Februar 2024) bei.

8. Schlussfolgerungen und Ausblick

Mit der dauerhaften Finanzierung des ISMN durch das Bundesministerium für Digitales und Verkehr und der erfolgreichen Migration des ISMN zu seinem neuen Host, dem International Centre for Water Resources and Global Change (ICWRGC) und der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), konnte ein ständiger Dienst für die langfristige Bereitstellung von in situ Bodenfeuchtedaten sichergestellt werden. Die Bemühungen der Jahre 2009-2022 von der TU Wien und ESA den Dienst in einem wissenschaftlichen Umfeld zu betreiben, konnten somit in einen permanenten operationellen Betrieb überführt werden. Insbesondere der institutions-

und länderübergreifende Prozess der Operationalisierung eines in der Wissenschaft entwickelten Dienstes, hat somit zu einem entscheidenden Mehrwert für die Verfügbarkeit globaler Umweltbeobachtungsdaten geführt.

Die neuen Betreiber ICWRGC und BfG zielen darauf ab, eine zuverlässigere und nachhaltigere Bereitstellung der Daten von nationalen, regionalen oder lokalen Beobachtungsnetzen zu gewährleisten. Mit Hilfe des ISMN werden die gesammelten Bodenfeuchtedaten mit verschiedenen internationalen Agenturen oder Organisationen verknüpft, z.B. der World Meteorological Organisation (WMO) und Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Das International Centre for Water Resources and Global Change (ICWRGC) als einer der Betreiber des ISMN ist ein idealer Knotenpunkt für diese Aktivitäten, da es eng mit mehreren UN-Organisationen (u.a. UNESCO, WMO, UNEP) verbunden ist. Darüber hinaus beherbergen die neuen Gastgeber ICWRGC/BfG bereits zwei globale Datenzentren, die sich mit Wasserqualität (GEMStat Water Data Centre, <https://gemstat.org/>, Zugriff im Februar 2023) und Abfluss (Global Runoff Data Centre, <https://www.bafg.de/GRDC>, Zugriff im Februar 2023) beschäftigen.

Das International Soil Moisture Network wird seine Bemühungen zur weiteren Datenakquise verstärkt auf den globalen Süden ausrichten. Diese Akquise soll von den bisher überwiegend wissenschaftlichen Datenbereitstellern auf institutionelle und amtliche Datenquellen erweitert werden. Dieser Prozess wurde bereits angestoßen und soll mittels WMO und FAO befördert werden. Darüber hinaus wird auch zukünftig viel Arbeit in technische Weiterentwicklung des Datennetzwerkes fließen, um das ISMN robuster und leistungsfähiger zu machen und damit die dauerhafte und nutzerfreundliche Bereitstellung der Bodenfeuchtedaten zuverlässig zu gewährleisten. Das ISMN hat neben den o.g. Betätigungsfeldern auch begonnen neue Produkte basierend auf ISMN Daten zu entwickeln. So ist derzeit ein Bodenfeuchtestatus-Monitor für die vorhandenen Observationspunkte unter Entwicklung. Um dieses Produkt mit hohem Informationsgehalt auszustatten, zielt das International Soil Moisture Network darauf die Anzahl der Daten die in Fast-Echtzeit einlaufen in den nächsten Jahren signifikant zu erhöhen. Weiterhin widmet sich das ISMN Team der Erforschung der KI-gestützten Qualitätskontrolle der Bodenfeuchtezeitreihen.

Literatur

- Dorigo, W.A., Wagner, W., Hohensinn, R., Hahn, S., Paulik, C., Xaver, A., Gruber, A., Drusch, M., Mecklenburg, S., Van Oevelen, P., Robock, A., Jackson, T., 2011. The International Soil Moisture Network: a data hosting facility for global in situ soil moisture measurements. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 15, 1675–1698.
- Dorigo, W., Himmelbauer, I., Aberer, D., Schremmer, L., Petrakovic, I., Zappa, L., Preimesberger, W., Xaver, A., Annor, F., Ardö, J., et al., 2021. The international soil moisture network: serving earth system science for over a decade, *Hydrology and earth system sciences*, 25 (11): 5749-5804
- Dorigo, W., Xaver, A., Vreugdenhil, M., Gruber, A., Hegyiova, A., Sanchis-Dufau, A., Zamojski, D., Cordes, C., Wagner, W., Drusch, M., 2013. Global automated quality control of in situ

- soil moisture data from the international soil moisture network, *Vadose Zone Journal*, 12 (3)
- ESA, Land Cover CCI Product User Guide Version 2, Tech. Rep., 2017. Verfügbar unter: maps.elie.ucl.ac.be/CCI/viewer/download/ESACCI-LC-Ph2-PUGv2_2.0.pdf
- Fischer, G., Nachtergaele, F., Prieler, S., van Velthuizen, H.T., Verelst, L., Wiberg, D., 2008. Global Agro-ecological Zones Assessment for Agriculture (GAEZ 2008). IIASA, Laxenburg, Österreich und FAO, Rom, Italien
- Jenkins, A., Dixon, H., Barlow, V., Smith, K., Cullmann, J., Berod, D., Kim, H., Schwab, M., Silva Vara, L.R., 2020. HydroSOS—the Hydrological Status and Outlook System towards Providing Information for Better Water Management. *WMO Bulletin*, 69 (1), 14–19.
- Koehli, M., Schrön, M., Zreda, M., Schmidt, U., Dietrich, P., Zacharias, S., 2015. Footprint characteristics revised for field-scale soil moisture monitoring with cosmic-ray neutrons, *Water Resour. Res.*, 51, 5772-5790
- Peel, M.C., Finlayson, B.L., McMahon, T.A., 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 11, 1633-1644
- Rubel, F., Brugger, K., Haslinger, K., Auer, I., 2017. The climate of the European Alps: Verschiebung der sehr hoch aufgelösten Köppen-Geiger-Klimazonen 1800-2100, *Meteorol. Z.*, 26, 115-125
- World Meteorological Organization (WMO), 2022. State of Global Water Resources report 2021 (No. WMO-No. 1308). World Meteorological Organization (WMO), Geneva
- World Meteorological Organization (WMO), 2023. State of Global Water Resources report 2022 (No. WMO-No. 1333). World Meteorological Organization (WMO), Geneva
- Zreda, M., Desilets, D., Ferré, T.P.A., Scott, R.L., 2008. Measuring soil moisture content non-invasively at intermediate spatial scale using cosmic-ray neutrons, *Geophys. Res. Lett.* 35, L21402

Anhang: Tabelle der Netzwerke mit Anzahl der Stationen und Referenzen

Networks [no. of stations]	References
AACES [49]	S. Peischl, J. P. Walker, C. Rüdiger, N. Ye, Y. H. Kerr, E. Kim, R. Bandara and M. Allahmoradi (2012). The AACES field experiments: SMOS calibration and validation across the Murrumbidgee River catchment, <i>9</i> , 2763-2795, 10.5194/hessd-9-2763-2012
AMMA-CATCH [7]	B. Cappelaere, L. Descroix, T. Lebel, N. Boulain, D. Ramier, J. P. Laurent, G. Favreau, S. Boubkraoui, M. Boucher, I. Bouzou Moussa, V. Chaffard, P. Hiernaux, H. B. A. Issoufou, E. Le Breton, I. Mamadou, Y. Nazoumou, M. Oï, C. Ottlé and G. Quantin (2009). The AMMA-CATCH experiment in the cultivated Sahelian P. de Rosnay, C. Gruhier, F. Timouk, F. Baup, E. Mougouin, P. Hiernaux, L. Kergoat and V. LeDantec (2009). Multi-scale soil moisture measurements at the Gourma meso-scale site in Mali. <i>Journal of Hydrology</i> , <i>375</i> , 241-252, 10.1016/j.jhydrol.2009.01.015 T. Lebel, B. Cappelaere, S. Galle, N. Hanan, L. Kergoat, S. Levis, B. Vieux, L. Descroix, M. Gosset, E. Mougouin, C. Peugeot and L. Seguis (2009). AMMA-CATCH studies in the Sahelian region of West-Africa: An overview. <i>Journal of Hydrology</i> , <i>375</i> , 3-13, 10.1016/j.jhydrol.2009.03.020 B. Mougouin, F. Baup, F. Frappart, P. L. Frison, J. Gardelle, C. Gruhier, L. Jarlan, S. Mangiarotti, B. Sanou, Y. Tracol, F. Guichard, V. Trichon, L. Diarra, A. Soumaré, M. Koité, F. Dembélé, C. Lloyd, N. P. Hanan, C. Damesin, C. Delon, D. Serça, C. Galy-Lacaux, J. Seghier, S. Becerra, H. Dia, F. Gangneron and P. Mazzeza (2009). The AMMA-CATCH Gourma observatory site in Mali: Relating climatic variations to changes in vegetation, surface hydrology, fluxes and T. Pellarin, J. P. Laurent, B. Cappelaere, B. Decharme, L. Descroix and D. Ramier (2009). Hydrological modelling and associated microwave emission of a semi-arid region in South-western Niger. <i>Journal of Hydrology</i> , <i>375</i> , 262-272, 10.1016/j.jhydrol.2008.12.003
ARM [35]	D. R. Cook (2016). Soil water and temperature system (swats) instrument handbook, Technical report, DOE Office of Science Atmospheric Radiation Measurement (ARM) Program D. R. Cook (2016). Soil temperature and moisture profile (stamp) system handbook, Technical report, DOE Office of Science Atmospheric Radiation Measurement (ARM) Program D. R. Cook and R. C. Sullivan (2018). Surface energy balance system (sebs) instrument handbook, Technical report, DOE Office of Science Atmospheric Radiation Measurement (ARM) Program
BIEBRZA_S-1 [30]	K. Dabrowska-Zielinska, J. Musial, A. Malinska, M. Budzynska, R. Gurdak, W. Kiryla, M. Bartold and P. Grzybowski (2018). Soil Moisture in the Biebrza Wetlands Retrieved from Sentinel-1 Imagery. <i>Remote Sensing</i> , <i>10</i> , 1979, 10.3390/rs10121979 J. P. Musial, K. Dabrowska-Zielinska, W. Kiryla, R. Oleszczuk, T. Gnatowski and J. Jaszczynski (2016). Derivation and validation of the high resolution satellite soil moisture products: a case study of the biebrza sentinel-1 validation sites, <i>8</i> , 37-53, https://doi.org/10.34867/gi.2016.4
BNZ-LTER [12]	V. Cleve, Keith, Chapin, F. S. Stuart, Russ and R. W. (2015). Bonanza Creek Long Term Ecological Research Project Climate Database - University of Alaska Fairbanks
CALABRIA [5], CAMPANIA [2], UMBRIA [13]	L. Brocca, S. Hasenauer, T. Lacava, F. Melone, T. Moramarco, W. Wagner, W. Dorigo, P. Matgen, J. Martínez-Fernández, P. Llorens, J. Latron, C. Martin and M. Bittelli (2011). Soil moisture estimation through ASCAT and AMSR-E sensors: An intercomparison and validation study across Europe. <i>Remote Sensing of Environment</i> , <i>115</i> , 3390-3408, 10.1016/j.rse.2011.08.003
CHINA [40]	S. Liu, X. Mo, H. Li, G. Peng and A. Robock (2001). Spatial Variation of Soil Moisture in China: Geostatistical Characterization. <i>Journal of the Meteorological Society of Japan. Ser. II</i> , <i>79</i> , 555-574, 10.2151/jmsj.79.555
CHINA [40], IOWA [6], MONGOLIA [44], RUSWET-AGRO [212], RUSWET-GRASS [122], RUSWET-COSMOS [109]	A. Robock, K. Y. Vinnikov, G. Srinivasan, J. K. Entin, S. E. Hollinger, N. A. Speranskaya, S. Liu and A. Namkhai (2000). The Global Soil Moisture Data Bank. <i>Bulletin of the American Meteorological Society</i> , <i>81</i> , 1281-1299, <a href="https://doi.org/10.1175/1520-0477(2000)081<1281:Tgsmdb>2.3.Co;2">10.1175/1520-0477(2000)081<1281:Tgsmdb>2.3.Co;2 M. Zreda, D. Desilets, T. P. A. Ferré and R. L. Scott (2008). Measuring soil moisture content non-invasively at intermediate spatial scale using cosmic-ray neutrons. <i>Geophysical Research Letters</i> , <i>35</i> , 10.1029/2008gl035655 M. Zreda, W. J. Shuttleworth, X. Zeng, C. Zweck, D. Desilets, T. Franz and R. Rosolem (2012). COSMOS: the CoSMic-ray Soil Moisture Observing System. <i>Hydrology and Earth System Sciences</i> , <i>16</i> , 4079-4099, 10.5194/hess-16-4079-2012
COSMOS-UK [49]	H. M. Cooper, E. Bennett, J. Blake, E. Blyth, D. Boorman, E. Cooper, J. Evans, M. Fry, A. Jenkins, R. Morrison, D. Rylett, S. Stanley, M. Szczykulska, E. Trill, V. Antoniou, A. Askwith-Ellis, L. Ball, M. Brooks, M. A. Clarke, N. Cowan, A. Cumming, P. Farrand, O. Hitt, W. Lord, P. Scarlett, O. Swain, J. Thornton, A. Warwick and B. Winterbourn (2021). COSMOS-UK: national soil moisture and hydrometeorology data for environmental science research. <i>Earth System Science Data</i> , <i>13</i> , 1737-1757, 10.5194/essd-13-1737-2021
CTP_SMTMN [57]	K. Yang, J. Qin, L. Zhao, Y. Chen, W. Tang, M. Han, Lazu, Z. Chen, N. Lv, B. Ding, H. Wu and C. Lin (2013). A Multiscale Soil Moisture and Freeze-Thaw Monitoring Network on the Third Pole. <i>Bulletin of the American Meteorological Society</i> , <i>94</i> , 1907-1916, 10.1175/bams-d-12-00203.1
DAHRA [1]	T. Tagesson, R. Fensholt, I. Guiro, M. O. Rasmussen, S. Huber, C. Mbow, M. Garcia, S. Horion, I. Sandholt, B. Holm-Rasmussen, F. M. Gottsche, M. E. Ridler, N. Olen, J. Lundegard Olsen, A. Ehammer, M. Madsen, F. S. Olesen and J. Ardo (2015). Ecosystem properties of semi-arid savanna grassland in West Africa and its relationship with environmental variability. <i>Glob Chang Biol</i> , <i>21</i> , 250-64, 10.1111/gcb.12734
FMI [27]	J. Ikonen, T. Smolander, K. Rautiainen, J. Cohen, J. Lemmetyinen, M. Salminen and J. Pulliainen (2018). Spatially Distributed Evaluation of ESA CCI Soil Moisture Products in a Northern Boreal Forest Environment. <i>Geosciences</i> , <i>8</i> , 51, 10.3390/geosciences8020051 J. Ikonen, J. Vehviläinen, K. Rautiainen, T. Smolander, J. Lemmetyinen, S. Bircher and J. Pulliainen (2016). The Sodankylä in situ soil moisture observation network: an example application of ESA CCI soil moisture product evaluation. <i>Geoscientific Instrumentation, Methods and Data Systems</i> , <i>5</i> , 95-108, 10.5194/gi-5-95-2016
FR_Aqui [5]	A. Al-Yaari, S. Dayau, C. Chipeaux, C. Aluome, A. Kruszewski, D. Loustau and J. P. Wigneron (2018). The AQUI Soil Moisture Network for Satellite Microwave Remote Sensing Validation in South-Western France. <i>Remote Sensing</i> , <i>10</i> , 10.3390/rs10111839 J.-P. Wigneron, S. Dayan, A. Kruszewski, C. Aluome, A. Al-Yaari, L. Fan, S. Guven, C. Chipeaux, C. Moisy, D. Guyon and D. Loustau (2018). "The aqui network: Soil moisture sites in the "les landes" forest and graves vineyards (bordeaux aquitaine region, france)", <i>3739-3742</i> , 10.1109/IGARSS.2018.8517392 .
GROW [151]	A. Xaver, L. Zappa, G. Rab, I. Pfeil, M. Vreugdenhil, D. Hemment and W. A. Dorigo (2020). Evaluating the suitability of the consumer low-cost Parrot Flower Power soil moisture sensor for scientific environmental applications. <i>Geoscientific Instrumentation, Methods and Data Systems</i> , <i>9</i> , 117-139, 10.5194/gi-9-117-2020 L. Zappa, M. Forkel, A. Xaver and W. Dorigo (2019). Deriving field scale soil moisture from satellite observations and ground measurements in a hilly agricultural region, <i>11</i> , 2596, 10.1117/12.2571913 L. Zappa, M. Woods, D. Hemment, A. Xaver and W. Dorigo (2020). Evaluation of remotely sensed soil moisture products using crowdsourced measurements, <i>Eighth International Conference on Remote Sensing and Geoinformation of Environment, SPIE, Cyprus</i>
HIWATER_EHWSN [174]	J. Kang, X. Li, R. Jin, Y. Ge, J. Wang and J. Wang (2014). Hybrid optimal design of the eco-hydrological wireless sensor network in the middle reach of the Heihe River Basin, China. <i>Sensors (Basel)</i> , <i>14</i> , 19095-114, 10.3390/s141019095 J. Rui, L. Xin, Y. Baoping, L. Xiuhong, L. Wanmin, M. Mingguo, G. Jianwen, K. Jian, Z. Zhongli and Z. Shaojie (2014). A Nested Ecohydrological Wireless Sensor Network for Capturing the Surface Heterogeneity in the Midstream Areas of the Heihe River Basin, China. <i>IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters</i> , <i>11</i> , 2015-2019, 10.1109/lgrs.2014.2319085
HOAL [33]	G. Blöschl, A. P. Blaschke, M. Broer, C. Bucher, G. Carr, X. Chen, A. Eder, M. Exner-Kittridge, A. Farnleitner, A. Flores-Orozco, P. Haas, P. Hogan, A. Kazemi Amiri, M. Oismüller, J. Parajka, R. Silasari, P. Stadler, P. Strauss, M. Vreugdenhil, W. Wagner and M. Zessner (2016). The Hydrological Open Air Laboratory (HOAL) in Petzenkirchen: a hypothesis-driven observatory. <i>Hydrology and Earth System Sciences</i> , <i>20</i> , 227-255, 10.5194/hess-20-227-2016 M. Vreugdenhil and e. al. (2013). Towards a high-density soil moisture network for the validation of SMAP in Petzenkirchen, Austria, 1865-1868, 10.1109/IGARSS.2013.6723166
HOBE [32]	S. Bircher, N. Skou, K. H. Jensen, J. P. Walker and L. Rasmussen (2012). A soil moisture and temperature network for SMOS validation in Western Denmark. <i>Hydrology and Earth System Sciences</i> , <i>16</i> , 1445-1463, 10.5194/hess-16-1445-2012 K. H. Jensen and J. C. Refsgaard (2018). HOBE: The Danish Hydrological Observatory. <i>Vadose Zone Journal</i> , <i>17</i> , 1-24, 10.2136/vzj2018.03.0059
HYDROL-NET_PERUGIA [2]	A. Flammini, C. Corradini, R. Morbidelli, C. Saltalippi, T. Picciafuoco and J. V. Giráldez (2017). Experimental Analyses of the Evaporation Dynamics in Bare Soils under Natural Conditions. <i>Water Resources Management</i> , <i>32</i> , 1153-1166, 10.1007/s11269-017-1860-x A. Flammini, R. Morbidelli, C. Saltalippi, T. Picciafuoco, C. Corradini and R. S. Govindaraju (2018). Reassessment of a semi-analytical field-scale infiltration model through experiments under natural rainfall events. <i>Journal of Hydrology</i> , <i>565</i> , 835-845, 10.1016/j.jhydrol.2018.08.073 R. Morbidelli, C. Corradini, C. Saltalippi, A. Flammini and E. Rossi (2011). Infiltration-soil moisture redistribution under natural conditions: experimental evidence as a guideline for realizing simulation models. <i>Hydrology and Earth System Sciences</i> , <i>15</i> , 2937-2945, 10.5194/hess-15-2937-2011 R. Morbidelli, C. Saltalippi, A. Flammini, E. Rossi and C. Corradini (2013). Soil water content vertical profiles under natural conditions: matching of experiments and simulations by a conceptual model. <i>Hydrological Processes</i> , <i>28</i> , 4732-4742, 10.1002/hyp.9973
ICN [19]	S. E. Hollinger and S. A. Isard (1994). A Soil Moisture Climatology of Illinois. <i>Journal of Climate</i> , <i>7</i> , 822-833, <a href="https://doi.org/10.1175/1520-0477(1994)07<0822:SMCLIO>2.0.CO;2">10.1175/1520-0477(1994)07<0822:SMCLIO>2.0.CO;2

Networks [no. of stations]	References
IMA_CAN1 [12]	M. Biddoccu, S. Ferraris, F. Opsi and E. Cavallo (2016). Long-term monitoring of soil management effects on runoff and soil erosion in sloping vineyards in Alto Monferrato (North-West Italy). <i>Soil and Tillage Research</i> , 155, 176-189, 10.1016/j.still.2015.07.005 G. Raffelli, M. Previati, D. Canone, D. Gisolo, I. Bevilacqua, G. Capello, M. Biddoccu, E. Cavallo, R. Deiana, G. Cassiani and S. Ferraris (2017). Local- and Plot-Scale Measurements of Soil Moisture: Time and Spatially Resolved Field Techniques in Plain, Hill and Mountain Sites. <i>Water</i> , 9, 10.3390/w9090706
IPE [2]	J. G. Alday, J. J. Camarero, J. Revilla and V. Resco de Dios (2020). Similar diurnal, seasonal and annual rhythms in radial root expansion across two coexisting Mediterranean oak species. <i>Tree Physiol</i> , 40, 956-968, 10.1093/treephys/tpaa041
IRON [10]	E. C. Osenga, J. C. Arnott, K. A. Endsley and J. W. Katzenberger (2019). Bioclimatic and Soil Moisture Monitoring Across Elevation in a Mountain Watershed: Opportunities for Research and Resource Management. <i>Water Resources Research</i> , 55, 2493-2503, 10.1029/2018wr023653 E. C. Osenga, J. A. Vano and J. C. Arnott (2021). A community-supported weather and soil moisture monitoring database of the Roaring Fork catchment of the Colorado River Headwaters. <i>Hydrological Processes</i> , 35, 10.1002/hyp.14081
LAB-net [4]	C. Mattar, A. Santamaría-Artigas, C. Durán-Alarcón, L. Olivera-Guerra and R. Fuster (2014). LAB-net: the First Chilean soil moisture network for Remote Sensing Applications., In <i>Quantitative Remote Sensing Symposium (RAQRS)</i> (pp. 22-26) C. Mattar, A. Santamaría-Artigas, C. Durán-Alarcón, L. Olivera-Guerra, R. Fuster and D. Borvarán (2016). The LAB-Net Soil Moisture Network: Application to Thermal Remote Sensing and Surface Energy Balance. <i>Data</i> , 1, 10.3390/data1010006
MAQU [27], NAQU [11], NGARI [23]	Z. Su, J. Wen, L. Dente, R. van der Velde, L. Wang, Y. Ma, K. Yang and Z. Hu (2011). The Tibetan Plateau observatory of plateau scale soil moisture and soil temperature (Tibet-Obs) for quantifying uncertainties in coarse resolution satellite and model products. <i>Hydrology and Earth System Sciences</i> , 15, 2303-2316, 10.5194/hess-15-2303-2011
MOL-RAO [2]	F. Beyrich and W. K. Adam (2007). Site and Data Report for the Lindenberg Reference Site in CEOP – Phase I, <i>Berichte des Deutschen Wetterdienstes</i> , 230, Offenbach am Main
MySMNet [7]	C. S. Kang, K. D. Kanniah and Y. H. Kerr (2019). Calibration of SMOS Soil Moisture Retrieval Algorithm: A Case of Tropical Site in Malaysia. <i>IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing</i> , 57, 3827-3839, 10.1109/tgrs.2018.2888535
NGARI [23], MAQU [27], NAQU [11]	L. Dente, Z. Su and J. Wen (2012). Validation of SMOS soil moisture products over the Maqu and Twente regions. <i>Sensors (Basel)</i> , 12, 9965-86, 10.3390/s120809965
OZNET [38]	A. B. Smith, J. P. Walker, A. W. Western, R. I. Young, K. M. Ellett, R. C. Pipunic, R. B. Grayson, L. Siriwardena, F. H. S. Chiew and H. Richter (2012). The Murrumbidgee soil moisture monitoring network data set. <i>Water Resources Research</i> , 48, 7701-, 10.1029/2012wr011976 R. Young, J. Walker, N. Yeoh, A. Smith, K. Ellett, O. Merlin and A. Western (2008). Soil moisture and meteorological observations from the Murrumbidgee catchment, Department of Civil and Environmental Engineering, The University of Melbourne
PBO_H2O [163]	K. M. Larson, E. E. Small, E. D. Gutmann, A. L. Bilich, J. J. Braun and V. U. Zavorotny (2008). Use of GPS receivers as a soil moisture network for water cycle studies. <i>Geophysical Research Letters</i> , 35, 10.1029/2008gl036013
PTSMN [20]	I. Hajdu, I. Yule, M. Bretherton, R. Singh and H. Hedley (2019). Field performance assessment and calibration of multi-depth AquaCheck capacitance-based soil moisture probes under permanent pasture for hill country soils. <i>Agricultural Water Management</i> , 217, 332-345, 10.1016/j.agwat.2019.03.002
REMEDHUS [24]	Á. González-Zamora, N. Sánchez, M. Pablos and J. Martínez-Fernández (2019). CCI soil moisture assessment with SMOS soil moisture and in situ data under different environmental conditions and spatial scales in Spain. <i>Remote Sensing of Environment</i> , 225, 469-482, 10.1016/j.rse.2018.02.010
RISMA [24]	F. Canisius (2011). Calibration of Casselman, Ontario Soil Moisture Monitoring Network, Agriculture and Agri-Food Canada, Ottawa, ON. <i>Journal</i> , 33, J. L'Heureux (2011). 2011 Installation Report for AAFCS? SAGES Soil Moisture Stations in Kenaston, SK. <i>Journal</i> , E. R. Ojo, P. R. Bullock, J. L'Heureux, J. Powers, H. McNairn and A. Pacheco (2015). Calibration and Evaluation of a Frequency Domain Reflectometry Sensor for Real-Time Soil Moisture Monitoring. <i>Vadose Zone Journal</i> , 14, 1-12, 10.2136/vzj2014.08.0114
SASMAS [14]	C. Rüdiger, G. Hancock, H. M. Hemakumara, B. Jacobs, J. D. Kalma, C. Martinez, M. Thyer, J. P. Walker, T. Wells and G. R. Willgoose (2007). Goulburn River experimental catchment data set. <i>Water Resources Research</i> , 43, 10.1029/2006wr005837
SCAN [239]	G. Schaefer, M. Cosh and T. Jackson (2007). The usda natural resources conservation service soil climate analysis network (scan), <i>Journal of Atmospheric and Oceanic Technology - J ATMOS OCEANIC TECHNOL</i> 24, https://doi.org/10.1175/2007JTECHA930.1
SD_DEM [1]	J. Ardó (2013). A 10-Year Dataset of Basic Meteorology and Soil Properties in Central Sudan, 2013, 10.7167/2013/297973/dataset
SKKU [15]	H. H. Nguyen, H. Kim and M. Choi (2017). Evaluation of the soil water content using cosmic-ray neutron probe in a heterogeneous monsoon climate-dominated region. <i>Advances in Water Resources</i> , 108, 125-138, 10.1016/j.advwatres.2017.07.020
SMN-SDR [34]	T. Zhao, J. Shi, L. Lv, H. Xu, D. Chen, Q. Cui, T. J. Jackson, G. Yan, L. Jia, L. Chen, K. Zhao, X. Zheng, L. Zhao, C. Zheng, D. Ji, C. Xiong, T. Wang, R. Li, J. Pan, J. Wen, C. Yu, Y. Zheng, L. Jiang, L. Chai, H. Lu, P. Yao, J. Ma, H. Lv, J. Wu, W. Zhao, N. Yang, P. Guo, Y. Li, L. Hu, D. Geng and Z. Zhang (2020). Soil moisture experiment in the Luan River supporting new satellite mission opportunities. <i>Remote Sensing of Environment</i> , 240, 111680, 10.1016/j.rse.2020.111680 J. Zheng, T. Zhao, H. Lü, J. Shi, M. H. Cosh, D. Ji, L. Jiang, Q. Cui, H. Lu, K. Yang, J.-P. Wigneron, X. Li, Y. Zhu, L. Hu, Z. Peng, Y. Zeng, X. Wang and C. S. Kang (2022). Assessment of 24 soil moisture datasets using a new in situ network in the Shandian River Basin of China. <i>Remote Sensing of Environment</i> , 271, 112891, 10.1016/j.rse.2022.112891
SMOSMANIA [22]	C. Albergel, C. Rüdiger, T. Pellarin, J. C. Calvet, N. Fritz, F. Froissard, D. Suquia, A. Petitpa, B. Piguet and E. Martin (2008). From near-surface to root-zone soil moisture using an exponential filter: an assessment of the method based on in-situ observations and model simulations. <i>Hydrology and Earth System Sciences</i> , 12, 1323-1337, 10.5194/hess-12-1323-2008 J.-C. Calvet, N. Fritz, C. Berne, B. Piguet, W. Maurel and C. Meurey (2016). Deriving pedotransfer functions for soil quartz fraction in southern France from reverse modeling. <i>Soil</i> , 2, 615-629, 10.5194/soil-2-615-2016 J.-C. Calvet, N. Fritz, F. Froissard, D. Suquia, A. Petitpa and B. Piguet (2007). In situ soil moisture observations for the CAI/VAL of SMOS: the SMOSMANIA network, -1, 1196 - 1199, 10.1109/IGARSS.2007.4423019
SNOTEL [460]	G. Leavesley, O. David, D. Garen, J. Lea, J. Marron, T. Pagano, T. Perkins and M. Strobel (2008). A Modeling Framework for Improved Agricultural Water Supply Forecasting, AGU Fall Meeting Abstracts
SOILSCAPE [171]	M. Moghaddam, D. Entekhabi, Y. Goykhman, K. Li, M. Liu, A. Mahajan, A. Nayyar, D. Shuman and D. Teneketzis (2010). A Wireless Soil Moisture Smart Sensor Web Using Physics-Based Optimal Control: Concept and Initial Demonstrations. <i>IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing</i> , 3, 522-535, 10.1109/jstars.2010.2052918 D. I. Shuman, A. Nayyar, A. Mahajan, Y. Goykhman, K. Li, M. Liu, D. Teneketzis, M. Moghaddam and D. Entekhabi (2010). Measurement Scheduling for Soil Moisture Sensing: From Physical Models to Optimal Control. <i>Proceedings of the IEEE</i> , 98, 1918-1933, 10.1109/jproc.2010.2052532
SONTE-China [20]	L. Han, C. Wang, T. Yu, X. Gu and e. al. (2020). High-Precision soil moisture mapping based on multi-model coupling and background knowledge, over vegetated areas using Chinese GF-3 and GF-1 satellite data. <i>Remote Sensing</i> , 12, 2123, 10.3390/rs12132123 B. Li, C. Wang, X. Gu, X. Zhou, M. Ma, L. Li, Z. Feng, T. Ding, X. Li, T. Jiang, X. Li and X. Zheng (2022). Accuracy calibration and evaluation of capacitance-based soil moisture sensors for a variety of soil properties. <i>Agricultural Water Management</i> , 273, 10.1016/j.agwat.2022.107913
STEMS [4]	H. Darouich, T. B. Ramos, L. S. Pereira, D. Rabino, G. Bagagiolo, G. Capello, L. Simionese, E. Cavallo and M. Biddoccu (2022). Water Use and Soil Water Balance of Mediterranean Vineyards under Rainfed and Drip Irrigation Management: Evapotranspiration Partition and Soil Management Modelling for Resource Conservation. <i>Water</i> , 14, 10.3390/w14040554
IMA_CAN1 [12]	G. Capello, M. Biddoccu, S. Ferraris and E. Cavallo (2019). Effects of Tractor Passes on Hydrological and Soil Erosion Processes in Tilled and Grassed Vineyards. <i>Water</i> , 11, 10.3390/w11102118
SWEX_POLAND [6]	W. Marczewski, J. Slominski, E. Slominska, B. Usowicz, J. Usowicz, S. Romanov, O. Maryskvych, J. Nastula and J. Zawadzki (2010). Strategies for validating and directions for employing SMOS data, in the Cal-Val project SWEX (3275) for wetlands, 7, 10.5194/hessd-7-7007-2010
SW-WHU [7]	N. Chen, C. Xiao, F. Pu, X. Wang, C. Wang, Z. Wang and J. Gong (2015). Cyber-physical geographical information service-enabled control of diverse in-situ sensors. <i>Sensors (Basel)</i> , 15, 2565-92, 10.3390/s150202565 N. Chen, X. Zhang and C. Wang (2015). Integrated open geospatial web service enabled cyber-physical information infrastructure for precision agriculture monitoring. <i>Computers and Electronics in Agriculture</i> , 111, 78-91, 10.1016/j.compag.2014.12.009 X. Zhang, N. Chen, Z. Chen, L. Wu, X. Li, L. Zhang, L. Di, J. Gong and D. Li (2018). Geospatial sensor web: A cyber-physical infrastructure for geoscience research and application. <i>Earth-Science Reviews</i> , 185, 684-703, 10.1016/j.earscirev.2018.07.006

Networks [no. of stations]	References
TERENO [5]	H. Bogena, R. Kunkel, T. Puetz, H. Vereecken, E. Krueger, S. Zacharias, P. Dietrich, U. Wollschlaeger, H. Kunstmann, H. Papen and H. P. Schmid (2012). Tereno-long-term monitoring network for terrestrial environmental research, <i>56</i> , 138-143, https://doi.org/DOI:10.5675 H. R. Bogena (2016). TERENO: German network of terrestrial environmental observatories. <i>Journal of large-scale research facilities JLSRF</i> , <i>2</i> , 10.17815/jlsrf-2-98 H. R. Bogena, C. Montzka, J. A. Huisman, A. Graf, M. Schmidt, M. Stockinger, C. von Hebel, H. J. Hendricks-Franssen, J. van der Kruk, W. Tappe, A. Lücke, R. Baatz, R. Bol, J. Groh, T. Pütz, J. Jakobi, R. Kunkel, J. Sorg and H. Vereecken (2018). The TERENO-Rur Hydrological Observatory: A Multiscale Multi-Compartment Research Platform for the Advancement of Hydrological Science. <i>Vadose Zone Journal</i> , <i>17</i> , 1-22, 10.2136/vzj2018.03.0055 S. Zacharias, H. Bogena, L. Samaniego, M. Mauder, R. Fuß, T. Pütz, M. Frenzel, M. Schwank, C. Baessler, K. Butterbach-Bahl, O. Bens, E. Borg, A. Brauer, P. Dietrich, I. Hajsek, G. Helle, R. Kiese, H. Kunstmann, S. Klotz, J. C. Munch, H. Papen, E. Priesack, H. P. Schmid, R. Steinbrecher, U. Rosenbaum, G. Teutsch and H. Vereecken (2011). A Network of Terrestrial Environmental Observatories in Germany. <i>Vadose Zone Journal</i> , <i>10</i> , 955-973, 10.2136/vzj2010.0139
TWENTE [44]	L. Dente, Z. Vekerdy, Z. Su and M. Ucer (2011). Twente soil moisture and soil temperature monitoring network. Tech. rep., Faculty of Geo-Information Science and Earth Observation, University of Twente, http://www.itc.nl/library/papers_2011/scie/dente_twe.pdf R. van der Velde, H.-J. F. Benninga, B. Retsios, P. C. Vermunt and M. S. Salama (2023). Twelve years of profile soil moisture and temperature measurements in Twente, the Netherlands. <i>Earth System Science Data</i> , <i>15</i> , 1889-1910, 10.5194/essd-15-1889-2023
TxSON [41]	T. G. Caldwell, T. Bongiovanni, M. H. Cosh, T. J. Jackson, A. Colliander, C. J. Abolt, R. Casteel, T. Larson, B. R. Scanlon and M. H. Young (2019). The Texas Soil Observation Network: A Comprehensive Soil Moisture Dataset for Remote Sensing and Land Surface Model Validation. <i>Vadose Zone Journal</i> , <i>18</i> , 1-20, 10.2136/vzj2019.04.0034
UDC_SMOS [11]	A. Loew, J. dall'Amico, F. Schlenz and W. Mauser (2009). The Upper Danube soil moisture validation site: measurements and activities, <i>Earth Observation and Water Cycle conference, Frascati (Rome)</i> , https://ui.adsabs.harvard.edu/abs/2009ESASP.674E..56L F. Schlenz, J. T. Amico, A. Loew and W. Mauser (2012). Uncertainty Assessment of the SMOS Validation in the Upper Danube Catchment, <i>IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing</i> , <i>50</i> (5), pp.1517-1529, https://doi.org/10.1109/TGRS.2011.2171694
UMBRIA [13]	L. Brocca, F. Melone and T. Moramarco (2007). On the estimation of antecedent wetness conditions in rainfall-runoff modelling. <i>Hydrological Processes</i> , <i>22</i> , 629-642, 10.1002/hyp.6629 L. Brocca, F. Melone, T. Moramarco and R. Morbidelli (2009). Antecedent wetness conditions based on ERS scatterometer data. <i>Journal of Hydrology</i> , <i>364</i> , 73-87, 10.1016/j.jhydrol.2008.10.007
USCRN [115]	H. J. Diamond, T. Wilson, T. P. Meyers, J. Kochendorfer, M. E. Hall, R. D. Leeper, J. H. Lawrimore, W. G. Collins, C. B. Baker, M. A. Palecki and J. E. Bell (2013). U.S. Climate Reference Network Soil Moisture and Temperature Observations. <i>Journal of Hydrometeorology</i> , <i>14</i> , 977-988, 10.1175/jhm-d-12-0146.1
USDA-ARS [4]	T. J. Jackson, M. H. Cosh, R. Bindlish, P. J. Starks, D. D. Bosch, M. Seyfried, D. C. Goodrich, M. S. Moran and J. Du (2010). Validation of Advanced Microwave Scanning Radiometer Soil Moisture Products. <i>IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing</i> , <i>48</i> , 4256-4272, 10.1109/tgrs.2010.2051035
VDS [4]	R. van der Schalie, M. van der Vliet, N. Rodríguez-Fernández, W. Dorigo, T. Scanlon, W. Preimesberger, R. Madelon and R. de Jeu (2021). L-Band Soil Moisture Retrievals Using Microwave Based Temperature and Filtering. Towards Model-Independent Climate Data Records. <i>Remote Sensing</i> , <i>13</i> , 2480, 10.3390/rs13132480
WEGENERNET [13]	J. Fuchsberger, G. Kirchengast and T. Kabas (2021). WegenerNet high-resolution weather and climate data from 2007 to 2020. <i>Earth System Science Data</i> , <i>13</i> , 1307-1334, 10.5194/essd-13-1307-2021 H. Truhetz, C. Bichler, A. Leuprecht, T. Kabas and G. Kirchengast (2014). WegenerNet: A Pioneering High-Resolution Network for Monitoring Weather and Climate. <i>Bulletin of the American Meteorological Society</i> , <i>95</i> , 227-242, 10.1175/bams-d-11-00161.1
WSMN [8]	G. P. Petropoulos and J. P. McCalmont (2017). An Operational In Situ Soil Moisture & Soil Temperature Monitoring Network for West Wales, UK: The WSMN Network. <i>Sensors (Basel)</i> , <i>17</i> , 1481, 10.3390/s17071481

Hochwasservorhersage mit Deep Learning LSTM-Netzen: Relevanz von Gebietseigenschaften im regionalen Netztraining

Tanja Morgenstern, Jens Grundmann, Niels Schütze

Zusammenfassung

Die Güte von Hochwasservorhersagen mit LSTM-Netzen ist stark von der Qualität und Quantität des Trainingsdatensatzes abhängig – je umfangreicher, diverser und informativer, desto besser. Das traditionelle lokale Netztraining von LSTM-Netzen an einzelnen Einzugsgebieten (EZG) schränkt die Datengrundlage in Bezug auf Niederschlags-Abfluss-Ereignisse stark ein, ein regionales Netztraining anhand vieler EZG kann diese Limitierung umgehen und das Netz lernt potenziell „universelles“ hydrologisches Verhalten von EZG. Dazu benötigt es theoretisch Gebietsattribute, um die Abflussreaktion je nach EZG korrekt zu konditionieren. Regionales Netztraining beweist in dieser Untersuchung Potenzial für bessere Hochwasservorhersagen. Der Nutzen von EZG-Attributen im Trainingsdatensatz hingegen ist abhängig von den Ausprägungen der Attribute eines EZG im Vergleich zu seiner Abflussdynamik.

1. Motivation und Hintergrund

Hochwasser zählen zu den häufigsten Gefahrenlagen in Deutschland und ihre Prognose ist essenzieller Bestandteil eines erfolgreichen Katastrophenmanagements. Dabei ist eine frühzeitige und verlässliche Vorhersage von Abflussdynamik, Scheiteldurchfluss und Scheiteleintrittszeit der Hochwasserwelle für die Einsatzkräfte ein entscheidender Faktor um „vor die Lage“ zu kommen. Gerade in kleinen, schnellreagierenden Quellgebieten braucht es zuverlässige Niederschlags(N)-Abfluss(A)-Modelle, um Durchflussvorhersagen mit ausreichender Vorhersageweite treffen zu können. In den letzten Jahren haben sich auf diesem Feld der Hydrologie Künstliche Neuronale Netze (KNN) als mindestens gleichwertige Alternative zu herkömmlichen konzeptionellen N-A-Modellen etabliert – unter ihnen die sogenannten Long Short-Term Memory (LSTM) Netze (Hochreiter & Schmidhuber, 1997; Kratzert, et al., 2018). Wegen ihrer Architektur, die aus Schichten von Speicherzellen für interne Zustände und Rückkopplungen besteht, werden LSTM-Netze oft zur Zeitreihenvorhersage verwendet. Die Kernherausforderung für ein erfolgreiches Training besteht in der Erstellung einer informativen Datengrundlage für das LSTM, die die Ursache-Wirkungs-Beziehung für unterschiedliche Gebietszustände beschreibt.

Da Hochwasserereignisse selten auftreten, benötigt man zum Training lange Beobachtungsreihen. Dies ist ein besonderes Problem für kleine, schnellreagierende Einzugsgebiete, weil eine zeitliche Auflösung von mindestens einer Stunde für eine erfolgreiche Vorhersage eine zusätzliche Anforderung an die Beobachtungsdaten stellt (Morgenstern, et al., 2021). Diese Bedingungen können limitierend für den Einsatz von datengetriebenen Modellen wie LSTM-Netzen für existierende Pegel sein. Durch eine Erweiterung des Trainingsdatensatzes von bisher einzelnen EZG („lokales Netztraining“) hin zu einer Vielzahl von EZG in einem Training („regionales Netztraining“) können die oben beschriebene Einschränkungen umgangen werden.

Das Potential eines regionalen bzw. globalen Netztrainings und eines großen, EZG-überspannenden und diversen Trainingsdatensatzes wurde bereits in (Kratzert, et al., 2019; Fang, et al., 2022) anhand eines Datensatzes mit täglicher Auflösung gezeigt.

Die in dieser Studie erstellten regionalen Modelle sollen zukünftig an neu errichteten, kamera-basierten sächsischen Pegelstandorten mit entsprechend kurzen Beobachtungszeiträumen eingesetzt werden, die im Rahmen des KIWA-Projekts („Künstliche Intelligenz für die Hochwasserwarnung“) – unter Beteiligung der Professur für Hydrologie (TU Dresden), der Juniorprofessur für Geosensorsysteme (TU Dresden) sowie des Fraunhofer IVI – installiert wurden. Um die strukturellen Gebietseigenschaften der EZG zu berücksichtigen, werden den regional trainierten Netzen zusätzlich Gebietseigenschaften wie beispielsweise die Landnutzung mitgeteilt und ihre Relevanz für erfolgreiche Hochwasservorhersagen mit regionalen Netzen untersucht. Zusammenfassend ergeben sich für unsere Untersuchung die folgenden Forschungsfragen:

1. Welche Attribute beeinflussen die Güte der Hochwasservorhersage mit regionalem Netztraining am stärksten? Zur Auswahl können hier topographische Attribute (z. B. Gebietsfläche, -form, Höhe, Hangneigung & Flusslänge), Landnutzungsattribute (z. B. Versiegelungsgrad & Vegetationsformen) sowie klimatische Attribute (z. B. Aridität, jährliche Potentielle Verdunstung & Jahresniederschlag) stehen.
2. Wann kann auf Attribute für das regionale Netztraining verzichtet werden?
3. Wann liefern lokales und regionales Netztraining vergleichbare Ergebnisse in der Hochwasservorhersage?

2. Untersuchungsgebiete und verwendete Daten

Das Ziel der vorliegenden Studie sind Durchflussvorhersagen für kleinräumige, schnellreagierende sächsische EZG. Es gibt zwei Datensätze für die Untersuchungen: 1) der Datensatz zum Training regionaler LSTM-Netze besteht aus einer Auswahl von 52 EZG, und 2) der Datensatz zum Training lokaler LSTM-Netze besteht aus einer Teilmenge des ersten Datensatzes mit 3 EZG: Elbersdorf, St. Egidien und Wiesa (siehe Abb. 1). Diese drei, auch Pilot-EZG genannten EZG, besitzen eine relativ kleine Fläche und kurze mittlere Reaktionszeiten in Bezug auf Niederschlags-Abfluss-Ereignisse (siehe Tabelle 1). Dabei unterscheiden sie sich in ihrer Form, Geländehöhe, Hangneigung und anderen Gebietseigenschaften wie z.B. Landnutzung und bilden damit bereits eine diverse Basis für erste Untersuchungen.

Tab. 1: Informationen über die Einzugsgebiete für das lokale Netztraining

Pegelname	Fließgewässer	Fläche [km ²]	Mittlere Reaktionszeit [h]	Zeitspanne der Durchflussbeobachtungen
Elbersdorf	Wesenitz	227,18	6	01.11.2007 – 31.12.2021
St. Egidien	Lungwitzbach	122,29	2	01.11.2010 – 31.12.2021
Wiesa	Pöhlbach	86,40	3	01.11.2007 – 31.12.2021

Eine große Diversität in den Gebietseigenschaften wird ebenfalls im Datensatz für die regionalen Modelle angestrebt, welche anhand aller 52 EZG trainiert werden. Die im regionalen Netztraining berücksichtigten Gebietseigenschaften werden durch 25 Attribute beschrieben: u.a. EZG-Fläche, statistische Kennwerte von Geländehöhe und Gefälle, jährliche Mittel von

Niederschlag, PET und Aridität und prozentuale Gebietsanteile von Laub-, Nadel- und Mischwald, Weidelandschaft, mittelhoher Vegetation, Landwirtschaft, urbanen Flächen, Feuchtgebieten, Binnengewässern und vegetationslosem Boden.

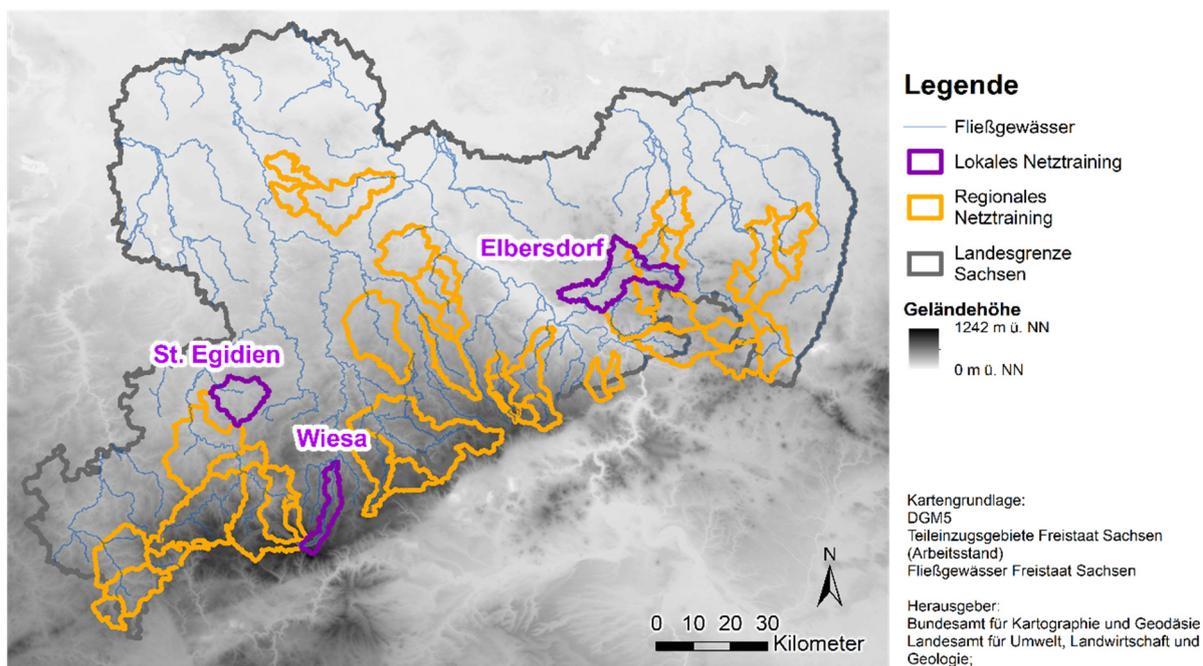


Abb. 1: Karte der verwendeten Einzugsgebiete für das lokale und regionale Netztraining

Der im Netzinput verwendete Niederschlag ist für jedes EZG eine Zeitreihe des stündlichen Gebietsmittels des RADOLAN-RW Produkts des Deutschen Wetterdienstes (DWD). Um die Anzahl von Unsicherheitsquellen in den Eingangsdaten gering zu halten, werden die 24-stündigen Niederschlagsvorhersagen aus dieser Beobachtungszeitreihe erzeugt. Die sowohl im Input als auch als Vergleichsgröße verwendeten Durchflusszeitreihen entstammen dem iDA-Portal des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie von Sachsen und wurden zu stündlich aufgelösten Zeitreihen aggregiert.

Da es der Zweck der hier gezeigten Modelle ist, speziell niederschlagsgetriebene, akute Hochwasserereignisse vorherzusagen, werden den Modellen zuvor selektierte N-A-Ereignisse im Training übergeben. Diese Selektion umfasst dabei lediglich Ereignisse zwischen Ende Mai und Anfang November, mit der Intention, signifikanten Einfluss von Schneefall oder Schneeschmelze auf die Abflussgenese zu vermeiden.

3. Methoden

In dieser Studie wurden 2 Serien von numerischen Experimenten durchgeführt. Im ersten Schritt werden lokal trainierte LSTM-Netze regional trainierten LSTM-Netzen gegenübergestellt. Im zweiten Schritt erfolgt ein Vergleich der Vorhersagegüte von zwei verschiedenen regional trainierten Netz-Versionen. Die erste Version erhält Informationen zu allen in Kapitel 2 genannten EZG-Eigenschaften eines jeden Gebiets während des Trainings. Diese Version

wird im Folgenden „Regionales Modell mit Attributen“ genannt. Die zweite Version erhält anstelle der korrekten Gebietsattribute ein stellvertretendes Set an Gebietsattributen, das für alle EZG gleichermaßen gilt und daher theoretisch keinen Einfluss auf das Training nimmt, da das Netz keinen Zusammenhang zwischen Attribut und tatsächlicher Input-Output-Beziehung erlernt. Als Proxy wird hier das Attributset eines relativ durchschnittlichen EZG aus dem Datensatz der 52 EZG verwendet. Diese Netz-Version wird im Folgenden „Regionales Modell ohne Attribute“ genannt. Alle Modelle werden in Python mithilfe der Machine-Learning Bibliotheken Tensorflow und Keras erstellt und trainiert.

3.1 Lokales Netztraining

Lokales Netztraining bezeichnet das Training eines individuellen LSTM-Netzes anhand des Datensatzes eines einzelnen EZGs. Dieses Netz ist dadurch spezialisiert auf jenes EZG und bildet die Referenz gegenüber den regional trainierten Netzen. Als Netzarchitektur wird ein Encoder-Decoder LSTM-Netz (ED-LSTM) verwendet, das im Folgenden beschrieben und in Abbildung 2 gezeigt wird. Details zur Arbeitsweise von LSTM-Netzen können in (Hochreiter & Schmidhuber, 1997; Gers, et al., 2000; Kratzert, et al., 2018) eingesehen werden.

Der Input des ED-LSTM erstreckt sich in 3 Dimensionen: Samples, Zeitschritte und Features. Als Features werden die einzelnen Input-Variablen bezeichnet, wie Durchfluss, Niederschlag und Niederschlagsvorhersage für jede Vorhersageweite (1 bis 24 Stunden). Diese Kombination ergibt insgesamt 26 Features, die vor dem Training über den z-Score skaliert werden.

Die Zeitschritte stammen aus dem Sichtfenster auf die Zeitreihen-Historie (in diesem Fall 48 h), die das Netz für eine einzelne Vorhersage zu sehen bekommt. Diese Sichtfenster bewegen sich entlang der Zeitreihen der N-A-Ereignisse und jede nächste Fensterposition stellt ein Sample. Ein vollständiges N-A-Ereignis wird dementsprechend durch ein Set aus Samples abgebildet und als Batch bezeichnet. Da die Anzahl der Samples von der Ereignislänge abhängig ist und diese von Ereignis zu Ereignis variiert, ist diese Dimension im Netz flexibel gehalten, was durch die Fragezeichen in Abbildung 2 symbolisiert wird.

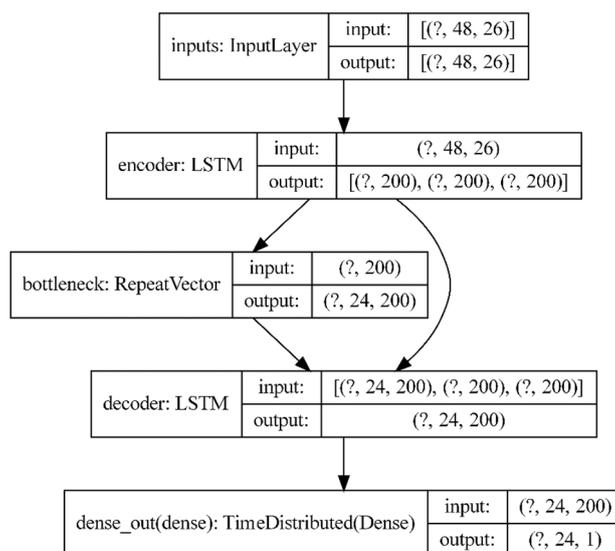


Abb. 2: Aufbau des Encoder-Decoder LSTM-Netzes für das lokale Netztraining (am Beispiel von 200 LSTM-Neuronen)

Alle Ereignisse bzw. Batches des Datensatzes werden entweder dem Trainings-, dem Validierungs- oder dem Test-Datensatz zugewiesen. Der Test-Datensatz besteht aus drei speziell dafür ausgesuchten N-A-Ereignissen, kommt im Training nicht zur Anwendung und dient der finalen Evaluierung der Modelle. Die Ereignisse für den Trainings- und Validierungsdatsatz, welche während des Trainingsprozesses zum Einsatz kommen, wurden im Vorfeld in fünf verschiedene zufällige Kombinationen aufgeteilt, um nach Abschluss des Trainings der einzelnen Modellinstanzen eine 5-fache Kreuzvalidierung der übergreifenden Modell-Konfiguration zu ermöglichen.

Ein weiterer Konfigurationsparameter der Modelle ist die Anzahl der LSTM-Neuronen in der Encoder- und Decoder-Schicht. Diese variiert zwischen 160, 180 und 200 LSTM-Neuronen. Darüber hinaus werden für jede Modell-Konfigurationen fünf Modell-Instanzen trainiert, um dem Zufallsfaktor im Training im Hinblick auf die finale Auswertung Rechnung zu tragen.

Die Encoder- und Decoder-Schicht der LSTM-Netze sind verbunden durch den letzten Cell State und Hidden State (innere Informationsspeicher der LSTM-Neuronen) des Encoders, welche dem Decoder sowohl zur Initialisierung seiner eigenen inneren Speicher übergeben werden, als auch als repetitive Input-Vektoren für jeden Zeitschritt des finalen Outputs (in diesem Fall 24 h). Den Abschluss des ED-LSTM bildet eine Schicht aus den regulären Neuronen eines KNN, die den höherdimensionalen Output des Decoders auf 24-stündige Zeitreihen einer einzelnen Output-Variable –den Durchfluss – reduzieren.

3.2 Regionales Netztraining

Das Regionale Netztraining bezeichnet das Training eines einzelnen LSTM-Netzes mit dem vereinten Datensatz vieler EZG einer übergreifenden Region (in diesem Fall Sachsen). Um dies zu bewerkstelligen, werden dem Netz die in Kapitel 2 genannten EZG-Attribute übergeben, damit das Netz während des Trainings lernt, die verschiedenen EZG nicht nur zu unterscheiden, sondern auch deren Gebietsreaktion auf Niederschlag bzw. die Abflussdynamik entsprechend der EZG-Attribute einzuschätzen. Diese 25 statischen Attribute werden den regionalen Modellen als zusätzliche Features übergeben und parallel zum dynamischen Input entlang der Zeitachse mitgeführt, ähnlich der Arbeit von (Kratzert, et al., 2019). Der Aufbau des regionalen Netzes wird in Abbildung 3 gezeigt.

Um die Größenordnungen des Durchflusses zwischen den EZG des regionalen Datensatzes zu vereinheitlichen, werden die stündlichen Durchflusszeitreihen [m^3/s] zuvor einer Skalierung mithilfe der Gebietsfläche hin zu Abflussspenden [mm/h] unterzogen. Die im regionalen Netztraining verwendeten Gebietsattribute werden dem Netz ebenfalls in skalierten Form übergeben, indem der bereits in Kapitel 3.1 genannte z-Score im Vorfeld auf die Attribute aller 52 EZG angewandt wird.

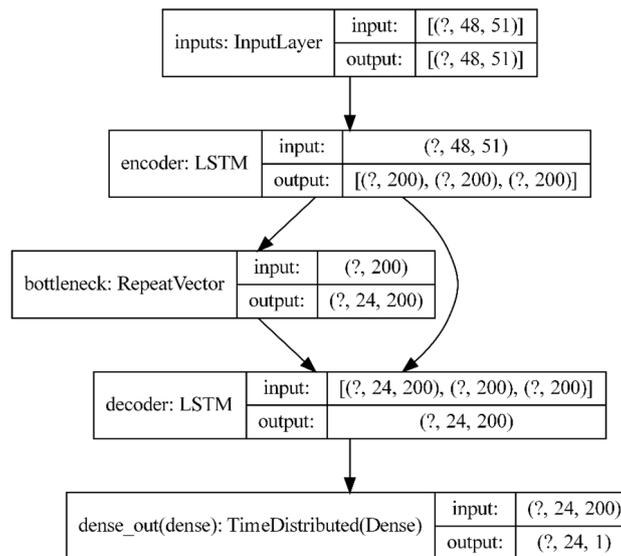


Abb. 3: Aufbau des Encoder-Decoder LSTM-Netzes für das regionale Netztraining (am Beispiel von 200 LSTM-Neuronen)

3.3 Auswertung

Die Auswertung der Modellergebnisse erfolgt visuell und über eine Auswahl an Gütekriterien: Die Nash-Sutcliffe-Efficiency (NSE), der Phasenfehler (PSE), das Peak Timing, der Peak Error und der Mean Squared Error mit speziellem Gewicht auf dem Bereich um den Hochwasserscheitel (MSE-HW).

Der PSE ist hierbei ein Gütemaß, das besagt, bei welcher zeitlichen Verschiebung der simulierten Durchflusszeitreihe der Root Mean Squared Error (RMSE) sein Minimum erreicht. Je kleiner der PSE ausfällt, desto geringer ist die Verschiebung der simulierten Durchflusszeitreihe gegenüber der beobachteten. Das bedeutet eine Verbesserung gegenüber dem Persistenz-Modell.

Der MSE-HW wichtet den MSE des zeitlichen Bereichs der obersten 10 % der beobachteten Durchflussreihe mit demselben Gewicht wie den MSE des Rests der Zeitreihe und stellt so ein Gütemaß mit speziellem Fokus auf Spitzenabflüsse dar.

Die Gütemaße Peak Timing und Peak Error zeigen die Diskrepanzen zwischen dem beobachteten und simulierten Scheiteldurchfluss eines Ereignisses bezogen auf die Zeitachse und die absoluten Durchflusswerte. Negative Werte bedeuten einen verfrüht bzw. zu gering simulierten Scheiteldurchfluss und positive Werte bedeuten einen verspätet bzw. zu hoch simulierten Scheiteldurchfluss.

Durch die Verwendung der fünf verschiedenen Ereignis-Konstellationen des Trainingsdatensatzes kann eine Kreuzvalidierung über alle fünf Faltungen durchgeführt werden. Dadurch wird eine Gesamteinschätzung der jeweiligen Modell-Konfiguration ermöglicht, welche unabhängig von der Zuordnung von N-A-Ereignissen zum Trainings- oder Validierungsdatensatz in den einzelnen Modellinstanzen ist.

4. Ergebnisse und Diskussion

Im Rahmen der ersten Experimente können nun zwei Fragen diskutiert und beantwortet werden: 1) Birgt regionales Netztraining das Potenzial für eine Verbesserung der stündlichen Vorhersagegüte von LSTM Netzen? 2) Inwieweit besteht die Notwendigkeit von EZG-Attributen für eine erfolgreiche Hochwasservorhersage durch regionale Netze?

Dafür wird die Leistungsfähigkeit aller drei Modellvarianten in Abbildung 4 durch die fünf ausgewählten Metriken für die Vorhersagegüte in ihrem zeitlichen Verlauf entlang der Vorhersageweite von 1 bis 24 h für die drei Pilot-EZG verglichen. Dabei handelt es sich je Vorhersage-stunde um den Mittelwert der Vorhersagen aller Modellinstanzen der jeweiligen Modellvariante, bestehend aus den fünf Faltungen der Kreuzvalidierung, den fünf Wiederholungen des Modelltrainings und den drei Netzdimensionierungen durch die Anzahl der LSTM-Neuronen. Abbildung 5 zeigt die simulierten Ganglinien der jeweils besten Modellinstanz (beurteilt anhand des MSE-HW) aller drei Modellvarianten in den drei Pilot-EZG und für die jeweils drei Test-Ereignisse zur Vorhersageweite von 12 h.

4.1 Lokales Netztraining vs. Regionales Netztraining

Anhand von Abbildung 4 a) stellt sich heraus, dass die regionalen Modelle in den meisten Fällen den lokalen Modellen gegenüber im Vorteil sind, besonders in Bezug auf die EZG Elbersdorf und Wiesa. Beide EZG profitieren nicht nur hinsichtlich der allgemeinen, integralen Vorhersagegüte (hier dargestellt durch den NSE) von dem erweiterten Datensatz der regionalen Modelle, sondern weisen auch ein besseres Timing der simulierten Abflussswelle auf (PSE und Peak Timing). Ebenfalls die Abflussscheitel der Testereignisse von Elbersdorf werden durch die regionalen Modelle besser getroffen (MSE-HW und Peak Error), in Wiesa ist der Unterschied der Vorhersagegüten deutlich geringer, ebenso wie in St. Egidien.

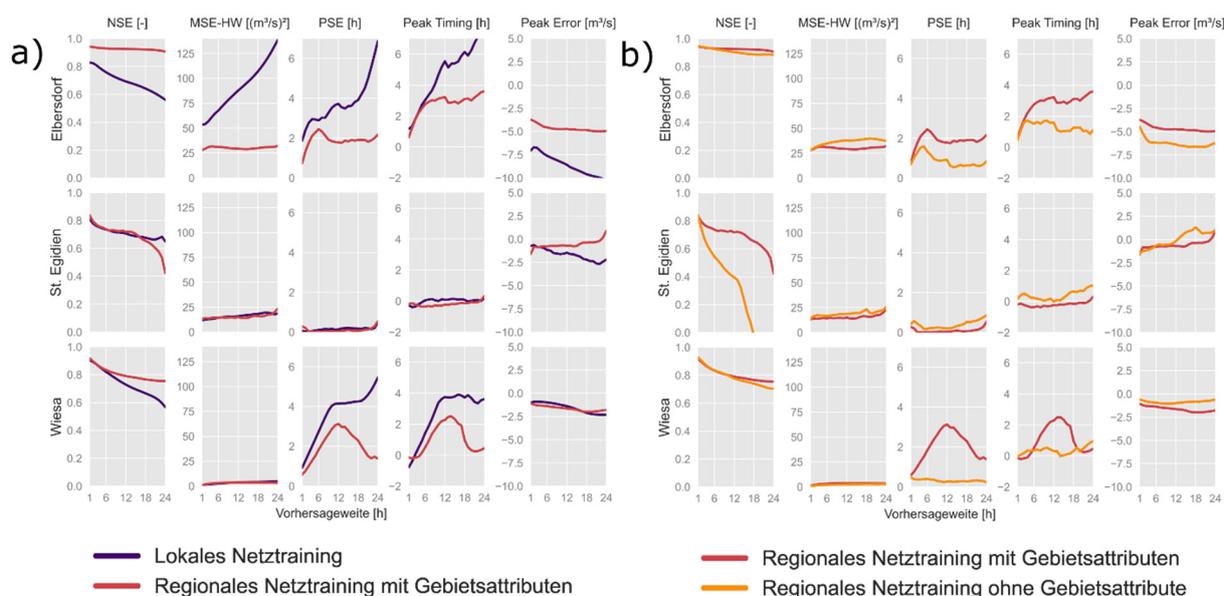


Abb. 4: Zeitlicher Verlauf der mittleren Vorhersagegüte a) für lokales und regionales Modell mit Attributen und b) für das regionale Modell mit und ohne Attribute, berechnet anhand der Test-Ereignisse aller drei Pilot-Einzugsgebiete für NSE, MSE-HW, PSE, Peak Timing und Peak Error.

In St. Egidien fällt die die Diskrepanz zwischen dem regionalen Modell und dem lokalen Modell weniger stark aus. In Bezug auf das Timing der Durchflussvorhersage ist der Unterschied der Vorhersagegüten minimal.

Bei Betrachtung der Ganglinien in Abbildung 5 fällt auf, dass das regionale Modell in allen EZG hochfrequente Schwankungen im Vergleich zu den Simulationen des lokalen Modells aufweist. Diese Schwankungen korrelieren bei genauer Betrachtung nicht nur mit den kurz davor eingehenden Niederschlagsimpulsen, sondern auch mit kleinskaligen, höherfrequenten Dynamiken der beobachteten Durchflussganglinie 12 h zuvor – also der Vorwarnzeit entsprechend.

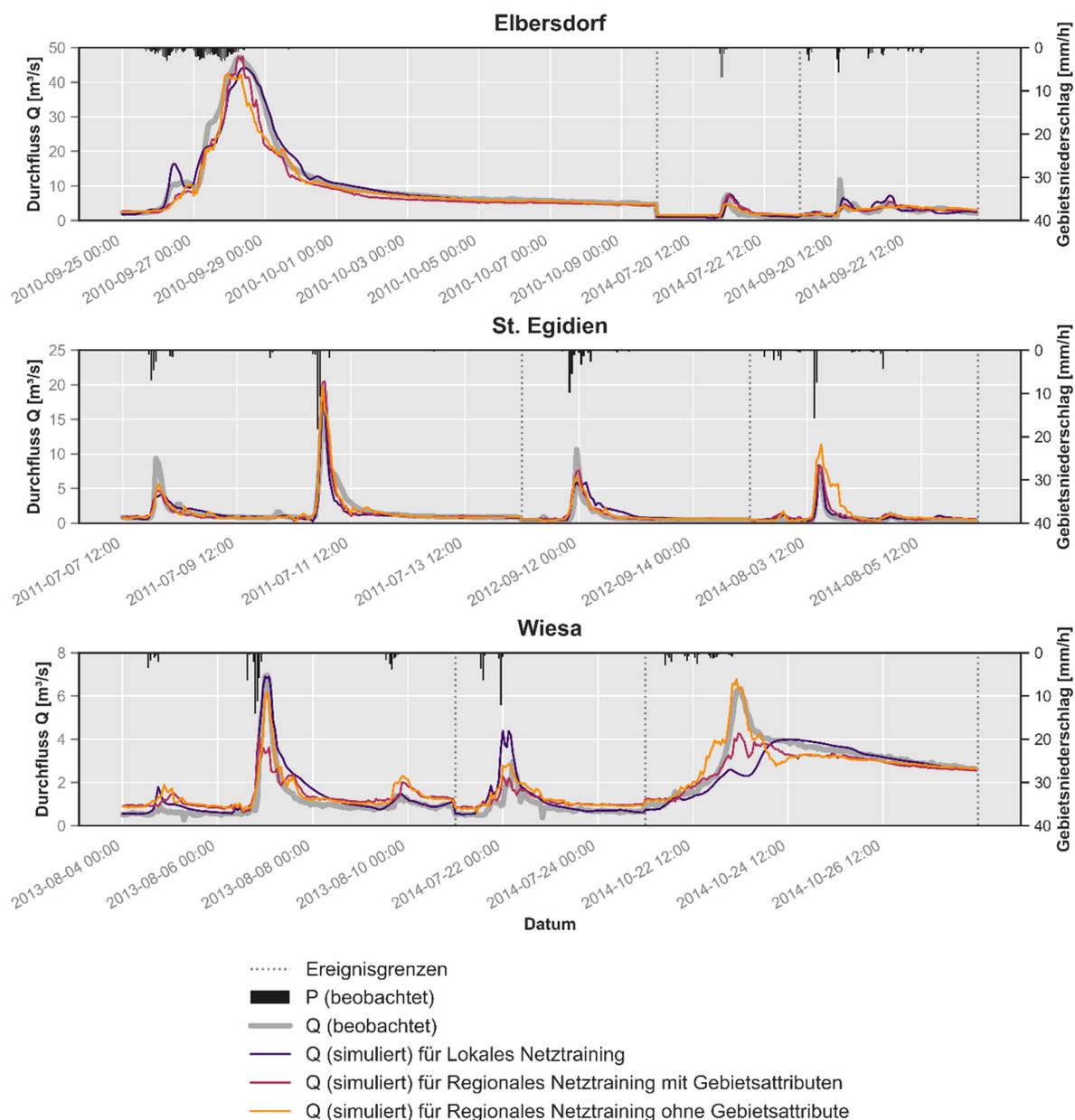


Abb. 5: Beobachtete und simulierte Ganglinien der Test-Ereignisse für die drei Pilot-Einzugsgebiete bei einer Vorhersageweite von 12 h

4.2 Regionales Netztraining mit vs. ohne Einzugsgebietsattribute

Entgegen der Erwartung, dass das regionale Modell mit Attributen dem regionalen Modell ohne Attribute überlegen sein würde, lassen die Ergebnisse in Abbildung 4b) keine derart eindeutigen Schlüsse zu. Bezogen auf die allgemeine, integrale Vorhersagegüte (siehe NSE), scheint das regionale Modell mit Attributen besser zu performen, hinsichtlich des Timings der Durchflussvorhersage jedoch zeigt das regionale Modell ohne Attribute seine Vorzüge (siehe PSE und Peak Timing). Die auf den Abflussscheitel fokussierten Gütemaße zeigen im Durchschnitt wiederum eine nicht ganz eindeutige, marginale Überlegenheit des regionalen Modells mit Attributen.

Besonders auffällig verhält sich im Fall des NSE das EZG St. Egidien: hier nimmt die Vorhersagegüte mit voranschreitender Vorhersageweite rapide ab und fällt ab einer Vorhersageweite von 18 h sogar in den negativen Bereich, was der Modellvorhersage eine schlechtere Vorhersagekraft als dem Mittelwert der Durchflusszeitreihe bescheinigt. Bei Betrachtung der Ganglinien von St. Egidien fallen vor allem die hohen Ausschläge der Durchflussganglinie gepaart mit geringen Volumina unter der Durchflusskurve auf. Dieser rapide An- und Abstieg der Durchflussganglinie tritt in St. Egidien häufiger auf als in anderen EZG (wie Elbersdorf und Wiesa) und ist vermutlich der relativ kompakten Form des EZG zu verdanken. Damit ist St. Egidien an einem Extrem der EZG-Vielfalt des verwendeten Datensatzes angesiedelt. Ohne relevante Gebietsattribute ist das regionale Netz hier vermutlich nicht in der Lage, die hohe Abflussdynamik des Gebiets zu erkennen und nimmt ein für den regionalen Datensatz durchschnittlicheres Abflussverhalten an, was bei einigen Modellinstanzen zu breiteren simulierten Abflusswellen führt und damit den NSE stark negativ beeinflusst, obwohl die Abflussspitzen verhältnismäßig gut getroffen werden. Dies zeigt, dass ein regionales Netz ohne Attribute für EZG funktionieren kann, deren Abflussverhalten sich nahe dem Durchschnitt der im Datensatz befindlichen EZG befindet. Extrem reagierende EZG hingegen scheinen von der Verwendung von relevanten Attributen im Modell-Input zu profitieren.

Auch das EZG Wiesa zeigt unerwartete Ergebnisse bezüglich der simulierten Ganglinien: nach einer visuellen Beurteilung der simulierten Ganglinien zeigt hier das regionale Modell ohne Attribute die zuverlässigste Vorhersage. Die verwendeten Attribute müssen das Modell demnach zu einer falschen Einschätzung des Abflussverhaltens gebracht haben. Dies kann zum Beispiel geschehen, wenn ein EZG zwar kein extremes Abflussverhalten in den evaluierten Test-Ereignissen aufzeigt, jedoch Attribute besitzt, die sich an den Extrema der Attributspannweiten befinden und gleichzeitig im Trainingsdatensatz zu selten auftreten, um an diesen extremen Punkten des Spektrums korrekt interpoliert werden zu können. Genau das fällt bei Betrachtung der in Wiesa eingesetzten Attribute auf: 17 der 25 Attribute befinden sich außerhalb des Bereichs zwischen dem 25 % - Quantil und dem 75 % - Quantil. Damit ist Wiesa hinsichtlich seiner Attribute ein eher extremes EZG. Zur weiteren Klärung sind zusätzliche Experimente mit unterschiedlichen Attribut-Kombinationen in Bearbeitung.

5. Schlussfolgerungen und Ausblick

Die in dieser Studie verwendeten regionalen Modelle besitzen das Potenzial, die Hochwasservorhersagen in kleinräumigen, schnellreagierenden EZG mit LSTM Netzen prinzipiell zu verbessern. Es ist jedoch noch nicht geklärt, welche Attribute oder Kombination von Attributen am informativsten für das Training regionaler Netze ist.

Literatur

- Fang, K. et al., 2022. The Data Synergy Effects of Time-Series Deep Learning Models in Hydrology. *Water Resources Research*, 58, e2021WR029583, April. Band 58.
- Gers, F. A., Schmidhuber, J. & Cummins, F., 2000. Learning to forget: continual prediction with LSTM. *Neural computation*, Band 12, p. 2451–2471.
- Grundmann, J., 2023. KIWA: Künstliche Intelligenz für die Hochwasserwarnung. [Online] Available at: <http://kiwa.hydro.tu-dresden.de/> [Zugriff am 15 02 2024].
- Hochreiter, S. & Schmidhuber, J., 1997. Long short-term memory. *Neural computation*, Band 9, p. 1735–1780.
- Kratzert, F. et al., 2018. Rainfall-runoff modelling using Long Short-Term Memory (LSTM) networks. *Hydrology and Earth System Sciences*, Band 22, p. 6005–6022.
- Kratzert, F. et al., 2019. Towards Learning Universal, Regional, and Local Hydrological Behaviors via Machine-Learning Applied to Large-Sample Datasets. *Hydrology and Earth System Sciences*, December, Volume 23, p. 5089–5110.
- Morgenstern, T., Pahner, S., Mietrach, R. & Schütze, N., 2021. Flood forecasting in small catchments using deep learning LSTM networks. s.l., Copernicus GmbH, p. EGU21–15072.

Schriftenreihe Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung

Bisher erschienene Hefte

- Heft 01.02 Wechselwirkungen zwischen Grundwasserleitern und Oberflächengewässern
Beiträge zum Tag der Hydrologie 2002 am 20./21. März 2002 in Suderburg
Herausgeber: Hartmut Wittenberg und Matthias Schöniger
210 Seiten, 63 Abbildungen, Format A4
ISBN: 3-936514-22-4
- Heft 02.02 Hochwassermanagement – Gefährdungspotenziale und Risiko der Flächennutzung
Beiträge zum Seminar am 7./8. November 2002 in Koblenz
Herausgeber: Hans-B. Kleeberg und Günter Meon
201 Seiten, 43 Abbildungen, Format A4
ISBN 3-936514-26-7
Aktualisierte Neuauflage erschienen als Heft 02.03
Beiträge zum Seminar am 12./13. Juni 2003 in Weimar
Herausgeber: Hans-B. Kleeberg und Günter Meon
200 Seiten, 65 Abbildungen, Format A4
ISBN 3-924063-58-3
- Heft 03.03 Numerische Simulationsmodelle für Fließgewässer
Beiträge zum Seminar am 12./13. Mai 2003 in Stein bei Nürnberg
Herausgeber: Siegfried Bloß und Hans-B. Kleeberg
185 Seiten, 32 Abbildungen, Format A4
ISBN 3-924063-57-5
Aktualisierte Neuauflage erscheinen als Heft 03.05
Beiträge zum Seminar am 15. März 2005 in Dortmund
Herausgeber: Siegfried Bloß und Hans-B. Kleeberg
185 Seiten, 65 Abbildungen, Format A4
ISBN 3-924063-57-5
- Heft 04.03 Klima – Wasser – Flussgebietsmanagement – im Lichte der Flut
Beiträge zum Tag der Hydrologie 2003 am 20./21. März 2003 in Freiburg i.Br.
Herausgeber: Hans-B. Kleeberg
Band1 Vorträge, 270 Seiten, 144 Abbildungen, Format A4
Band 2 Poster, 194 Seiten 105 Abbildungen, Format A4
ISBN 3-924063-59-1
- Heft 05.04 Wasser- und Stofftransport in heterogenen Einzugsgebieten
Beiträge zum Tag der Hydrologie 2004 am 22./23. März 2004 in Potsdam
Herausgeber: Axel Bronstert, Annegret Thieken, Bruno Merz,
Michael Rode, Lucas Menzel
Band1 Vorträge, 221 Seiten, 88 Abbildungen, Format A4
Band 2 Poster, 315 Seiten, 144 Abbildungen, Format A4
ISBN 3-937758-18-6
- Heft 06.04 Hochwassermanagement – Gefährdungspotenziale und Risiko der Flächennutzung
Neuauflage
Beiträge zum Seminar am 17./18. Juni 2004 in Münster
Herausgeber: Hans-B. Kleeberg und Günter Meon
172 Seiten, 61 Abbildungen, Format A4
ISBN 3-937758-19-4

- Heft 07.04 Niedrigwassermanagement
 Beiträge zum Seminar am 11./12. November 2004 in Koblenz
 Herausgeber: Hans-B. Kleeberg und Gero Koehler
 172 Seiten, 82 Abbildungen, Format A4
 ISBN 3-937758-47-X
- Heft 08.05 Hochwasser-Gefahrenkarten
 Teil 1: Erarbeitung und Nutzung von Hochwassergefahrenkarten
 Beiträge zum Erfahrungsaustausch am 24. November 2004 in Erfurt
 Teil 2: Zonierungssystem und Risikomodellierung in der Versicherungswirtschaft
 Herausgeber: Hans-B. Kleeberg
 140 Seiten, 34 Abbildungen, Format A4
 ISBN 3-937758-48-8
- Heft 03.05 Numerische Simulationsmodelle für Fließgewässer
 Beiträge zum Seminar am 15. März 2005 in Dortmund
 Aktualisierte Neuauflage von Heft 03.03
 Herausgeber: Siegfried Bloß und Hans-B. Kleeberg
 185 Seiten, 65 Abbildungen, Format A4
 ISBN 3-924063-57-5
- Heft 09.05 Niederschlag – Input für hydrologische Berechnungen
 Beiträge zum Seminar am 12./13. April 2005 in Koblenz
 Herausgeber: Hans-B. Kleeberg
 159 Seiten, 44 Abbildungen, Format A4
 ISBN 3-937758-67-4
- Heft 10.05 Entscheidungsunterstützung in der Wasserwirtschaft –
 von der Theorie zum Anwendungsfall
 Beiträge zum Tag der Hydrologie 2005 am 22./23. März 2005 in Aachen
 Herausgeber: Heribert Nacken, Sabine Bartussek, Hani Sewilam
 314 Seiten, 131 Abbildungen, 25 Tabellen, Format A4
 ISBN 3-937758-68-2
- Heft 11.05 Hochwasser – Vorsorge und Schutzkonzepte
 Beiträge zum Seminar am 2./3. Juni 2005 in Braunschweig
 Herausgeber: Hans-B. Kleeberg und Günter Meon
 200 Seiten, 75 Abbildungen, Format A4
 ISBN 3-937758-80-1
- Heft 12.05 Akustische Doppler Geräte (ADCPs) in der Hydrometrie:
 Möglichkeiten und Perspektiven einer innovativen Technik
 Beiträge zum Seminar am 28./29. September 2005 in Koblenz
 Herausgeber: Matthias Adler und Hans-B. Kleeberg
 172 Seiten, 120 Abbildungen, 8 Tabellen, Format A4
 ISBN 3-937758-90-9
- Heft 13.05 Abflussbildung – Prozessbeschreibung und Fallbeispiele
 Herausgeber: Axel Bronstert
 Monographie, 2005
 148 Seiten, 81 Abbildungen, 12 Tabellen, Format A4
 ISBN 3-937758-91-7

- Heft 14.06 Niederschlag – Input für hydrologische Berechnungen
Aktualisierte Neuauflage
Beiträge zum Seminar am 12./13. April 2005 in Koblenz
Herausgeber: Hans-B. Kleeberg
205 Seiten, Format A4
ISBN-10: 3-939057-30-4
ISBN-13: 978-3-939057-30-7
- Heft 15.06 Risikomanagement extremer hydrologischer Ereignisse
Beiträge zum Tag der Hydrologie 2006 am 22./23. März 2006
an der Universität der Bundeswehr München
Herausgeber: Markus Disse, Karin Guckenberger, Sabine Pakosch,
Alpaslan Yörük, Astrid Zimmermann
Band 1 Vorträge 1, 278 Seiten
Band 2 Vorträge 2, 338 Seiten
Band 3 Poster, 280 Seiten
ISBN-10: 3 939057-31-2
ISBN-13: 978-3-939057-31-4
- Heft 16.06 Niederschlag-Abfluss-Modellierung
Beiträge zum Workshop am 10./11. April 2006 in Trier
Herausgeber: Markus Casper und Marcus Herbst
195 Seiten, Format A4
ISBN-10: 3-939057-55-X
ISBN-13: 978-3-939057-55-0
- Heft 17.06 Dezentraler Hochwasserschutz
Beiträge zum Seminar am 16./17. Oktober 2006 in Koblenz
Herausgeber: Klaus Röttcher, Gero Koehler, Hans-B. Kleeberg
188 Seiten, Format A4
ISBN-10: 3-939057-56-8
ISBN-13: 978-3-939057-56-7
- Heft 18.06 Hochwasser – Vorsorge und Schutzkonzepte
Beiträge zum Seminar am 6./7. November 2006 in Stein bei Nürnberg
Herausgeber: Hans-B. Kleeberg, Heribert Nacken
232 Seiten, Format A4
ISBN-10: 3-939057-57-6
ISBN-13: 978-3-939057-57-4
- Heft 19.07 Dezentraler Hochwasserschutz
Beiträge zum Seminar am 4./5. Juni 2007 in Leipzig
Herausgeber: Klaus Röttcher, Gero Koehler, Hans-B. Kleeberg
196 Seiten, Format A4
ISBN-13: 978-3-940173-03-4
- Heft 20.07 Einfluss von Bewirtschaftung und Klima auf Wasser- und Stoffhaushalt von Gewässern
Beiträge zum Tag der Hydrologie 2007 am 22./23. März 2007
an der Universität Rostock
Herausgeber: Konrad Miegel, Ellen-Rose Trübger, Hans-B. Kleeberg
Band 1 Vorträge, 276 Seiten
Band 2 Poster, 17 Seiten
ISBN: 978-3-940173-04-1

- Heft 21.07 Verdunstung
 Beiträge zum Seminar am 10./11. Oktober 2007 in Potsdam
 Herausgeber: Konrad Miegel, Hans-B. Kleeberg
 252 Seiten, Format A4
 ISBN: 978-3-940173-05-8
- Heft 22.07 EU-Hochwasserrichtlinie
 Wohin geht die Reise beim Europäischen Hochwasserschutz
 Beiträge zum Seminar am 19./10. November 2007 in Koblenz
 Herausgeber: Heribert Nacken
 126 Seiten, Format A4
 ISBN: 978-3-940173-44-7
- Heft 23.08 Hochwasser, Wassermangel, Gewässerverschmutzung
 – Problemlösung mit modernen hydrologischen Methoden
 Beiträge zum Tag der Hydrologie 2008 am 27./28. März 2008
 an der Leibniz Universität Hannover
 Herausgeber: Uwe Haberlandt, Bernd Riemeier,
 Max Billib, Hans-Reinhard Verworn, Hans-B. Kleeberg
 300 Seiten, Format A4, mit Poster-CD
 ISBN: 978-3-940173-96-6
- Heft 24.08 Klimawandel – Was kann die Wasserwirtschaft tun?
 Beiträge zum Symposium am 24./25 Juni 2008 in Nürnberg
 Herausgeber: Hans-B. Kleeberg
 256 Seiten, Format A4
 ISBN: 978-3-940173-97-3
- Heft 25.09 EU-Hochwasserrichtlinie
 In drei Schritten zur Umsetzung
 Beiträge zum Seminar am 19. Februar 2009 in Magdeburg
 Herausgeber: Heribert Nacken
 126 Seiten, Format A4
 ISBN: 978-3-941089-53-2
- Heft 26.09 Hydrologische Systeme im Wandel
 Beiträge zum Tag der Hydrologie 2009 am 26./27. März 2009
 an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
 Herausgeber: Nicola Fohrer, Britta Schmalz,
 Georg Hörmann, Katrin Bieger
 196 Seiten, Format A4
 ISBN: 978-3-941089-54-9
- Heft 27.10 Auen und Hochwasser
 Beiträge zum Internationalen Symposium am 10./11. Februar 2010
 in Ingolstadt
 Herausgeber: Bernd Cyffka, Hans-B. Kleeberg
 226 Seiten, Format A4
 ISBN: 978-3-941897-08-3
- Heft 28.10 Abflüsse aus extremen Niederschlägen
 Beiträge zum 2. Trierer Workshop zur Niederschlag-Abfluss-Modellierung
 am 14./15. September 2009 in Trier
 Herausgeber: Markus Casper, Oliver Gronz
 245 Seiten, Format A4
 ISBN: 978-3-941897-22-9

- Heft 29.10 Nachhaltige Wasserwirtschaft durch Integration von Hydrologie, Hydraulik, Gewässerschutz und Ökonomie
Beiträge zum Tag der Hydrologie 2010 am 25./26. März 2010
an der Technischen Universität Braunschweig
Herausgeber: Günter Meon
283 Seiten, Format A4, mit Poster-CD
ISBN: 978-3-941897-49-6
- Heft 30.11 Hydrologie & Wasserwirtschaft - von der Theorie zur Praxis
Beiträge zum Tag der Hydrologie 2011 am 24./25. März 2011
an der Technischen Universität Wien
Herausgeber: Günter Blöschl, Ralf Merz
394 Seiten, Format A4
ISBN: 978-3-941897-79-3
- Heft 31.12 Wasser ohne Grenzen
Beiträge zum Tag der Hydrologie 2012 am 22./23. März 2012
an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg
Herausgeber: Markus Weiler
413 Seiten, Format A4, mit Poster-CD
ISBN: 978-3-942964-38-8
- Heft 32.13 Wasserressourcen im globalen Wandel: Hydrologische Grundlagen -
von der Messung zur Anwendung
Beiträge zum Tag der Hydrologie 2013 am 4.-6. April 2013
an der Universität Bern
Herausgeber: Rolf Weingartner, Bruno Schädler
199 Seiten, Format A4
ISBN: 978-3-942964-89-0
- Heft 33.13 Simulation hydrologischer Systeme – Wie nah kommen wir der Realität?
Beiträge zum 3. Trierer Workshop zur Niederschlag-Abfluss-Modellierung am 17./18.
September 2012 in Trier
Herausgeber: Markus Casper, Oliver Gronz
212 Seiten, Format A4
ISBN: 978-3-944328-02-7
- Heft 34.14 Wasser - Landschaft - Mensch in Vergangenheit, Gegenwart und Zukunft
Beiträge zum Tag der Hydrologie am 20./21. März 2014 an der Katholischen Universität
Eichstätt-Ingolstadt
Herausgeber: Bernd Cyffka
274 Seiten, Format A4
ISBN: 978-3-944328-61-4
- Heft 35.15 Aktuelle Herausforderungen im Flussgebiets- und Hochwassermanagement
Prozesse | Methoden | Konzepte
Beiträge zum Tag der Hydrologie am 19./20. März 2015 an der Universität Bonn
Herausgeber: Mariele Evers, Bernd Diekkrüger
389 Seiten, Format A4
ISBN: 978-3-88721-229-2
DOI: 10.14617/for.hydrol.wasbew.35.15

- Heft 36.16 Räumliche Heterogenität - Erkennen, Abbilden, Validieren oder Ignorieren?
Beiträge zum 4. Trierer Workshop zur Niederschlag-Abfluss-Modellierung am 5. und 6. Oktober 2015 in Trier
Herausgeber: Markus Casper, Oliver Gronz
144 Seiten, Format A4
ISBN: 978-3-88721-341-1
DOI: 10.14617/for.hydrol.wasbew.36.16
- Heft 37.16 Wasserressourcen – Wissen in Flussgebieten vernetzen
Beiträge zum Tag der Hydrologie am 17./18. März 2016 in Koblenz, ausgerichtet von der Hochschule Koblenz und der Bundesanstalt für Gewässerkunde
Herausgeber: Gabriele Wernecke, Anna-Dorothea Ebner von Eschenbach, Yvonne Strunck, Lothar Kirschbauer, André Müller
444 Seiten, Format A4
ISBN: 978-3-88721-342-8
DOI: 10.14617/for.hydrol.wasbew.37.16
- Heft 38.17 Den Wandel messen – Wie gehen wir mit Nichtstationarität in der Hydrologie um?
Beiträge zum Tag der Hydrologie am 23./24. März 2017 an der Universität Trier
Herausgeber: Markus Casper, Oliver Gronz, Rita Ley, Tobias Schütz
372 Seiten, Format A4
ISBN: 978-3-88721-475-3
DOI: 10.14617/for.hydrol.wasbew.38.17
- Heft 39.18 M³ - Messen, Modellieren, Managen in Hydrologie und Wasserressourcenbewirtschaftung
Beiträge zum Tag der Hydrologie am 22./23. März 2018 an der Technischen Universität Dresden
Herausgeber: Niels Schütze, Uwe Müller, Robert Schwarze, Thomas Wöhling, Jens Grundmann
393 Seiten, Format A4
ISBN: 978-3-88721-606-1
DOI: 10.14617/for.hydrol.wasbew.39.18
- Heft 40.18 Starkregen und Sturzfluten – Erfassen, Erforschen, Evaluieren.
Beiträge zum Seminar am 6. Juni 2018 an der Technischen Universität München.
Herausgeber: Markus Disse, Maria Kaiser
92 Seiten, Format A4
ISBN: 978-3-88721-665-8
DOI: 10.14617/for.hydrol.wasbew.40.18
- Heft 41.19 Information und Organisation in der hydrologischen Forschung und Praxis.
Beiträge zum Tag der Hydrologie am 28./29. März 2019 am Karlsruher Institut für Technologie.
Herausgeber: Erwin Zehe, Kirsten Hennrich, Uwe Ehret, Sibylle Hassler, Manuela Nied, Ulrike Scherer
166 Seiten, Format A4
ISBN: 978-3-88721-821-8
DOI: 10.14617/for.hydrol.wasbew.41.19
- Heft 42.20 Hydrologie: Verbindung der Umweltsphären und -disziplinen.
Eingereichte Beiträge zum geplanten Tag der Hydrologie 2020 in Potsdam.
Herausgeber: Axel Bronstert, Björn Felix Guse, Theresa Blume, Fred Fokko Hattermann, Sascha Oswald, Annegret Thieken
96 Seiten, Format A4
ISBN: 978-3-88721-958-1
DOI: 10.14617/for.hydrol.wasbew.42.20

- Heft 43.22 Im Wandel - Klima, Wasser und Gesellschaft: Prozesse – Methoden – Kommunikation.
Beiträge zum Tag der Hydrologie am 22./23. März 2022 in München
Herausgeber: Markus Disse, Ralf Ludwig, Markus Reisenbüchler
100 Seiten, Format A4
ISBN: 978-3-96862-213-2
DOI: 10.14617/for.hydrol.wasbew.43.22
- Heft 44.23 Nachhaltiges Wassermanagement – Regionale und Globale Strategien
Beiträge zum Tag der Hydrologie am 22./23. März 2023 in Bochum
Herausgeber: Martina Flörke, Christoph Mudersbach
142 Seiten, Format A4
ISBN: 978-3-96862-608-6
DOI: 10.14617/for.hydrol.wasbew.44.23
- Heft 45.24 Hydrologie im Anthropozän
Beiträge zum Tag der Hydrologie am 20./21. März 2024 in Berlin
Herausgeber: Christian Reinhardt-Imjela, Achim Schulte, Reinhard Hinkelmann, Tobias Krüger,
Eva Nora Paton, Dörthe Tetzlaff, Franziska Tügel, Klaus Vormoor
164 S., Format A4
ISBN: 978-3-96862-725-0
DOI: 10.14617/for.hydrol.wasbew.45.24