TEXTE
129/2026

Verbundprojekt PU_2R

Point-of-Use Re-Use: Dezentrale landwirtschaftliche Wiederverwendung von häuslichem Abwasser zur Verringerung von Nutzungskonkurrenzen

von

Aaron Bauer, Dr. Daniel Dittmann, Dr. Christina Förster, Annika Görnt, Pascal Hasselder, Manuela Helmecke, Dr. Sondra Klitzke, Dr. Sven Pfeifer, Dr. Eva Reynaert, Prof. Dr. Aki S. Ruhl
Umweltbundesamt

Gökce Fidan, Andreas Fischer, Lisa Matthies, Dr. Maximilian Werner
Mann+Hummel Water&Fluid Solutions GmbH

Dr. Silvio Harnisch, Steffen Johne, Dr. Andreas Meyer
UV-EL GmbH & Co. KG

Aaron Bauer, Prof. Dr. Jens Haberkamp, Theresa Wilkes
FH Münster University of Applied Sciences

Prof. Dr. Christof Engels, Dr. Veikko Junghans
Humboldt Universität zu Berlin

Dirk Borsdorff, Erik Borsdorff
Ingenieurbüro Irriproject

Prof. Dr. Thorsten Reemtsma, Alina H. Seelig,
Dr. Daniel Zahn
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ

Dr. Andre Peters, Dr. Mogens Thalmann
Technische Universität Braunschweig

Jan Thor, Prof. Dr. Aki S. Ruhl
Technische Universität Berlin

Für Mensch & Umwelt

Umwelt Bundesamt

TEXTE 129/2026

Verbundprojekt PU_2R

Point-of-Use Re-Use: Dezentrale landwirtschaftliche Wiederverwendung von häuslichem Abwasser zur Verringerung von Nutzungskonkurrenzen

von

Aaron Bauer, Dr. Daniel Dittmann, Dr. Christina Förster,
Annika Görnt, Pascal Hasselder, Manuela Helmecke,
Dr. Sondra Klitzke, Dr. Sven Pfeifer, Dr. Eva Reynaert,
Prof. Dr. Aki S. Ruhl
Umweltbundesamt

Gökce Fidan, Andreas Fischer, Lisa Matthies,
Dr. Maximilian Werner
Mann+Hummel Water&Fluid Solutions GmbH

Dr. Silvio Harnisch, Steffen Johne, Dr. Andreas Meyer
UV-EL GmbH & Co. KG

Aaron Bauer, Prof. Dr. Jens Haberkamp, Theresa Wilkes
FH Münster University of Applied Sciences

Prof. Dr. Christof Engels, Dr. Veikko Junghans
Humboldt Universität zu Berlin

Dirk Borsdorff, Erik Borsdorff
Ingenieurbüro Irriproject

Prof. Dr. Thorsten Reemtsma, Alina H. Seelig,
Dr. Daniel Zahn
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ

Dr. Andre Peters, Dr. Mogens Thalmann
Technische Universität Braunschweig

Jan Thor, Prof. Dr. Aki S. Ruhl
Technische Universität Berlin

Impressum

Herausgeber
Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
buergerservice@uba.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

Abschlussdatum:
Februar 2024

Redaktion:
Dr. Daniel Dittmann - II 3.1 Nationale und internationale Fortentwicklung der Trinkwasserhygiene; Trinkwasserressourcen
Prof. Dr. Aki Sebastian Ruhl - II 3.3 Wasseraufbereitung

DOI:
https://doi.org/10.60810/openumwelt-8693

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, August 2026

Gefördert durch:

Bundesministerium
für Forschung, Technologie
und Raumfahrt

Eine Initiative des Bundesministeriums
für Bildung und Forschung
WavE
Wassertechnologien: Wiederverwendung

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen*Autoren.

Danksagung

Das Projektkonsortium bedankt sich beim Bundesministerium für Forschung, Technologie und Raumfahrt für die Förderung der Forschungs- und Entwicklungsarbeiten, dem Projektträger Karlsruhe (PTKA) für die unterstützende und unkomplizierte Betreuung, dem Vernetzungs- und Transfervorhaben TransWavEplus des DECHEMA e.V. für die Begleitung der Fördermaßnahme und dem wissenschaftlichen Beirat für die wertvollen Diskussionen und Anregungen, insbesondere bei Prof. Dr. Martin Jekel und Dr. Alexander Sperlich. Großer Dank gilt außerdem Jennifer Taborsky und Martin Westphal sowie seinem Team für die Begleitung und fortwährend intensive Unterstützung über die gesamte Projektlaufzeit und darüber hinaus.

Wir danken allen externen Partner*innen, die durch ihre anhaltende Unterstützung wesentlich zum Projekterfolg beigetragen haben. Hier sind die Berliner Wasserbetriebe und die Kommunalen Wasserwerke Leipzig für das Bereitstellen von Abwasser, Standorten und tatkräftiger Unterstützung vor Ort besonders hervorzuheben. Ebenso danken wir Carsten Wunderlich für die Bereitstellung der Fläche für das
Reallabor in Fresdorf, Familie Wirrmann und alle Untersützer*innen vor Ort sowie dem Wasser- und Abwasserzweckverband Mittelgraben, der Mittelmärkischen Wasser- und Abwasser GmbH und dem Entsorgungsdienstleister Kullmann Entsorgung für die Möglichkeit unsere Forschungsarbeiten in realitätsnahen Gegebenheiten durchzuführen.

Ebenso danken wir den Mitarbeitenden des Umweltbundesamtes aus zahlreichen Fachgebieten für ihre umfassend eingebrachte Unterstützung, insbesondere Silke Pabst, Fanny Kohl-Eberle, Dominik Kaczmarek, Friedrich Trepte, Eduard Sandyk, Dominic Braun, Stefan Loth, Thomas Starzetz, Rocco Mudra, Robert Eschrich, Jacqueline Bochmann, Katrin Oehm, Sebastian Gläsel, Kristin Adler, Madlen Koch, Yvonne Schreiner und Dr. Christian Höra. Nicht zuletzt bedanken wir uns bei Dr. Fatima El-Athman, Carlos Tielesch und Maximilian Roß für ihre richtungsgebenden Arbeiten und Impulse zu Beginn des Projektes und zahlreichen Studierenden für ihr Engagement und die Kreativität, mit der sie ihre Abschluss- und Forschungsarbeiten im Rahmen des PU_2R Projekts angefertigt haben.

Kurzbeschreibung: Verbundprojekt PU_2R - Point-of-Use Re-Use: Dezentrale landwirtschaftliche Wiederverwendung von häuslichem Abwasser zur Verringerung von Nutzungskonkurrenzen

Klimatische Veränderungen führen regional vermehrt zu akuter Wasserknappheit, wodurch Nutzungskonkurrenzen, beispielsweise zwischen Trinkwasserversorgung und landwirtschaftlicher Bewässerung, entstehen können. In dünnbesiedelten Regionen Deutschlands und der Welt, die über keine zentrale Abwasserinfrastruktur verfügen, kann eine dezentrale Wasserwiederverwendung zu einem resilienteren Wassermanagement beitragen.

Das PU_2R-Projekt verfolgte den Ansatz häusliches Abwasser aus abflusslosen Sammelgruben mit einer mobilen Aufbereitungsanlage auf einem LKW einzusammeln, vor Ort bedarfsorientiert (mit Erhalt der Pflanzennährstoffe Stickstoff und Phosphor) zu behandeln und als Bewässerungswasser für die Landwirtschaft bereitzustellen. An einem Modellstandort in Brandenburg sollte der Ansatz erprobt und unter Einhaltung der EU-Verordnung (REG (EU) 2020/741, 2020) zu Mindestanforderungen an die Wasserwiederverwendung, umgesetzt werden. Entsprechend wurde das Rohabwasser am Modellstandort umfassend analysiert und ein ausführlicher Risikomanagementplan zur sicheren Umsetzung des Vorhabens erstellt. Für eine bodennahe und sparsame Bewässerung kam eine energieautarke Tropfbewässerungsanlage zum Einsatz.

Für die Wasseraufbereitung wurden unterstützt durch einen digitalen Zwilling zwei Pilotanlagen, die aus einem Membranbelebungsreaktor (MBR) mit Pulveraktivkohledosierung bestehen, entworfen und gebaut. Für den Winterbetrieb ist eine Phosphatfällung und zur sicheren Virendeaktivierung eine nachgeschaltete UV-Desinfektion vorgesehen. Mit der Anlage konnte Bewässerungswasser der Güteklasse A nach EU-Verordnung (REG (EU) 2020/741, 2020) produziert werden. Unter Verwendung regenerativer Stromquellen und im angepassten Sommerbetrieb mit alleiniger Kohlenstoffelimination arbeitet die Pilotanlage voraussichtlich ökologisch verträglicher und ökonomisch zu vergleichbaren Kosten wie die aktuelle Leerung der abflusslosen Sammelgruben mit dieselbetriebenen Saugwagen und mehreren Kilometern Abwassertransport zur nächsten Kläranlage.

Obwohl das Bewässerungswasser hygienisch eiwandfrei hergestellt werden kann, werden bei der Aufbereitung nicht alle Substanzen, wie Medikamentenrückstände und Haushaltschemikalien, vollständig entfernt. Einige organische Spurenstoffe verbleiben im Bewässerungswasser und stellen eine potenzielle Gefahr für Pflanzen, Boden und Grundwasser dar. Um dieses Risiko bewerten zu können wurden modernste Analysemethoden entwickelt. So konnten Verbleib, Transport, Akkumulation und Abbau der Spurenstoffe unter Berücksichtigung aller technischen und natürlichen Barrieren in Labor-, Gewächshaus- und Lysimeterstudien stoffspezifisch beschrieben werden. Auswirkungen auf Pflanzen wurden für Rucola, Sommergerste und Weidelgras untersucht. Für die Risikobewertung des Grundwasserschutzes wurden Simulationsergebnisse validiert und in einem einfach zu bedienenden Excel-Tool zusammengefasst. Dieses ist frei zugänglich und kann von alle Interessensgruppen (z.B. Genehmigungsbehörden) genutzt werden oder als Hilfestellung bei der Erstellung von Risikomanagementplänen dienen.

Die Ergebnisse des PU_2R-Projekts wurden bei der Entwicklung nationaler Regelungen zur Umsetzung der EU-Verordnung (REG (EU) 2020/741, 2020) berücksichtigt.

Abstract: Research project PU_2R - Point-of-Use Re-Use: Decentralized agricultural reuse of municipal wastewater to reduce competition for water

Climatic changes are increasingly causing acute regional water shortages which can lead to competition for water, for example between drinking water supply and agricultural irrigation. In less populated regions of Germany and the world that have no central infrastructure for wastewater disposal, decentralized water reuse can contribute to more resilient water management.

The PU_2R project pursued the approach of collecting domestic wastewater from cesspit tanks using a mobile treatment facility on a truck, treating it on site as required (while retaining the plant nutrients nitrogen and phosphorus) and providing irrigation water for agriculture. The approach was to be tested at a model site in Brandenburg and implemented in compliance with the EU Regulation (2020/741) on minimum requirements for water reuse. Accordingly, the raw wastewater at the model site was comprehensively analyzed and a detailed risk management plan was drawn up for the secure implementation of the project. An energy self-sufficient drip irrigation system was used to ensure economical irrigation close to the ground.

For water treatment, two pilot plants consisting of a membrane bioreactor (MBR) with powdered activated carbon dosing were designed and built supported by a digital twin. Phosphate precipitation is provided for winter operation and downstream UV disinfection for virus deactivation. The system was able to produce irrigation water of quality class A in accordance with EU regulation (2020/741). Using renewable energy and adapted summer operation with carbon elimination solely, the pilot plant is expected to operate in a more ecologically compatible manner and at comparable costs to the current emptying of cesspits with diesel-powered vacuum trucks and several kilometers of wastewater transport to the next wastewater treatment plant.

Although hygienic irrigation water can be produced, not substances, such as drug residues and household chemicals, are eliminated during treatment. Some organic micro pollutants remain in the irrigation water and pose a potential risk to plants, soil and groundwater. State-of-the-art analytical methods have been developed to assess this risk. This enabled to describe the fate, transport, accumulation and degradation of organic micro pollutants in laboratory, greenhouse and lysimeter studies, taking into account all technical and natural barriers. Effects on plants were investigated for rocket, summer barley and ryegrass. For the risk assessment concerning groundwater protection, simulation results were validated and summarized in an easy-to-use Excel tool. This is freely accessible and can be used by all stakeholders (e.g. authorities) or as a support for preparing risk management plans.

The results of the PU_2R project have been used in the development of national regulations for the implementation of the EU Regulation (2020/741).

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis ... 11
Tabellenverzeichnis ... 14
Abkürzungsverzeichnis ... 16
Zusammenfassung ... 20
Summary ... 29
1 Einleitung ... 37
1.1 Wissenschaftlicher und technischer Stand zu Beginn des Vorhabens ... 38
1.2 Planung und Ablauf des Vorhabens ... 39
2 Abwasseraufbereitung ... 41
2.1 Experimentelle und analytische Voruntersuchungen ... 41
2.1.1 Charakterisierung des häuslichen Abwassers aus abflusslosen Sammelgruben ... 41
2.1.2 Quellen von Spurenstoffen in kommunalem Abwasser ... 46
2.2 Aufbau, Inbetriebnahme und Betrieb der MBR-Pilotanlagen ... 48
2.2.1 Aufbau und Inbetriebnahme des kleinen Pilot-MBR ... 48
2.2.2 Aufbau und Inbetriebnahme des großen Pilot-MBR ... 49
2.2.3 Digitaler Zwilling des großen Pilot-MBR ... 53
2.2.4 Standardmethodik des Versuchsanlagenbetriebs ... 55
2.3 Optimierung des MBR-Betriebs hinsichtlich des Nährstofferhalts ... 59
2.3.1 Dynamische Simulation des MBR-Betriebs ... 59
2.3.2 Winterbetrieb: Denitrifikationsbetrieb (großer Pilot-MBR) ... 63
2.3.3 Sommerbetrieb: Nitrifikation oder ausschließliche Kohlenstoffelimination (kleiner Pilot-MBR) ... 66
2.4 Rückhalt von Bakterien und Viren (kleiner Pilot-MBR) ... 70
2.4.1 Weitergehende Desinfektion ... 74
2.5 Integration der Spurenstoffentfernung ... 79
2.5.1 Vorversuche Pulveraktivkohle ... 79
2.5.2 Pulveraktivkohledosierung in den kleinen Pilot-MBR ... 86
2.5.3 Weitergehende Spurenstoffentfernung durch aktivierte Nassoxidationsverfahren ... 95
3 Bewässerungsversuche ... 110
3.1 Gefäßversuche mit ausgesuchten Nutzpflanzen ... 110
3.1.1 Gefäßversuche mit Rucola ... 112
3.1.2 Gefäßversuche mit Sommergerste ... 119
3.1.3 Gefäßversuche mit Deutschem Weidelgras ... 127

3.1.4 Zusammenfassung 135
3.2 Lysimeterstudien 136
4 Risikoabschätzung 137
4.1 Spurenstoffanalysen in Wasser, Boden und Pflanzen 137
4.2 Erstellung eines Risikomanagementplans 145
4.2.1 Modul I: Erste Schritte 146
4.2.2 Modul II: Risikobewertung 150
4.2.3 Modul III: Überwachung 172
4.2.4 Modul IV: Management und Kommunikation 174
4.2.5 Zusammenfassung und Bewertung der Risiken im PU_2R-Projekt 175
5 Prozessidentifikation und Modellierung 177
5.1 Batchversuche I: Einfluss der Lösungsmatrix 177
5.1.1 Material und Methoden 177
5.1.2 Ergebnisse und Diskussion 182
5.1.3 Zusammenfassung und Schlussfolgerung 188
5.2 Batchversuche II: Untersuchung von Abbau und Sorption in der Klarlauf-Matrix 189
5.2.1 Material und Methoden 189
5.2.2 Ergebnisse und Diskussion 193
5.2.3 Schlussfolgerung 197
5.3 Säulenversuche 198
5.3.1 Aufbau und Durchführung des Säulenversuchs 198
5.3.2 Durchbruchskurven und Retardationsfaktoren der gepackten Säulen 199
5.4 Lysimeterversuche 200
5.4.1 Material und Methoden 200
5.4.2 Ergebnisse und Diskussion 205
5.4.3 Zusammenfassung und Schlussfolgerung 215
5.5 Simulation der Lysimeter-Zustände 215
5.5.1 Material & Methoden 216
5.5.2 Ergebnisse und Diskussion 222
5.5.3 Zusammenfassung und Schlussfolgerung 228
5.6 Erarbeitung eines einfachen Prognose-Tools zur Abschätzung der Grundwasserkontamination durch langfristige Bewässerung mit Klarlauf 228
5.6.1 Methodik 229
5.6.2 Ergebnisse und Diskussion 236

5.6.3 Zusammenfassung und Schlussfolgerung ... 242
6 Potenzialanalyse ... 243
6.1 Geografische Identifikation von Hotspots ... 243
6.1.1 Vorgehensweise ... 243
6.1.2 Auswertung von Hotspots ... 243
6.2 Bilanzierung des Substitutionspotenzials ... 251
6.2.1 Substitution des Bewässerungswassers ... 251
6.2.2 Substitution von Düngemitteln ... 253
6.3 Bilanzierung ökonomischer Kriterien ... 254
6.4 Bilanzierung ökologischer Kriterien ... 257
6.4.1 Ökologische Bewertung ... 257
6.4.2 Ökobilanz ... 258
6.5 Rechtliche Rahmenbedingungen ... 259
7 Freilandversuche (Reallabore) ... 262
7.1 Installation und Betrieb eines energieautarken Bewässerungssystems im Freilandlabor ... 262
7.1.1 Systemkonzeption und technische Umsetzung ... 262
7.1.2 Energieversorgung und Systemautarkie ... 264
7.1.3 Datenermittlung und Systemüberwachung ... 265
7.1.4 Praktische Umsetzung und Erfahrungen ... 265
7.1.5 Ergebnisse und zukünftige Entwicklungen ... 266
7.2 Bewässerungsstudien für urbane Zwecke ... 266
8 Dialogprozesse ... 274
8.1 Runde Tische ... 274
8.2 Input für die Entwicklung nationaler Regelungen ... 275
8.3 Demonstrationen für unterschiedliche Akteure ... 276
Quellenverzeichnis ... 278
A Anhang, zu Kapitel 4.2 Erstellung eines Risikomanagementplans ... 310
A.1 Mikrobiologische Gefahren ... 310
A.2 Gefahren durch chemische Substanzen ... 311
B Anhang zu Kapitel 6.2 Bilanzierung des Substitutionspotenzials ... 315
B.1 Potenziell verfügbares Wasser für eine dezentrale Wiederverwendung in Brandenburg ... 315

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Vergleichende Darstellung des PU_2R-Projekts mit dezentraler Wasserwiederverwendung....20
Abbildung 2: Kumulierte Fracht an PM-Stoffen im Ablauf der Lysimeter 24
Abbildung 3: Multibarrieren-Prinzip für die PU_2R-Prozesskette....27
Abbildung 4: Verbundpartner des PU_2R-Projektes. 39
Abbildung 5: Abwasserzusammensetzung der Gruben. 43
Abbildung 6: Schwermetallkonzentrationen in den Gruben....45
Abbildung 7: Konzentrationen von PM-Stoffen in Kanalnetzproben 46
Abbildung 8: Vergleich des Vorkommens von PM-Stoffen....47
Abbildung 9: Prozessschema (links) und Foto des MBR (rechts)....49
Abbildung 10: Verfahrensschema der großen MBR-Pilotanlage. 50
Abbildung 11: Feinsiebung des Zulaufs des großen Pilot-MBR. 50
Abbildung 12: Frontpanel der Bedienoberfläche des großen Pilot-MBR. 52
Abbildung 13: Baufortschritt des großen Pilot-MBR. 52
Abbildung 14: Aufbau des digitalen Zwillings des großen Pilot-MBR. 54
Abbildung 15: Transmembrandruck und Flux beim Betrieb des MBR. 64
Abbildung 16: Temperatur in der Membrankammer (B01) des Pilot-MBR. 64
Abbildung 17: Sauerstoffkonzentration in der Membrankammer (B01) 65
Abbildung 18: Brutto-Flux und Membranpermeabilität beim MBR-Betrieb. ..67
Abbildung 19: Permeatqualität beim MBR-Betrieb....68
Abbildung 20: Elimination von 24 organischen Spurenstoffen 69
Abbildung 21: Konzentrationen von gesamtcoliformen Bakterien 71
Abbildung 22: Konzentrationen von *E. Coli* (MPN/100 mL), Enterokokken 73
Abbildung 23: Konzentrationen von gesamtcoliformen Bakterien, ...74
Abbildung 24: Emissions- und Absorptionsspektren der Zellinaktivierung. 75
Abbildung 25: Untersuchungen zur Sicherheit des UV-Strahlers 76
Abbildung 26: Kalibrierkurve für Sporen von *Bacillus subtilus* 77
Abbildung 27: Abhängigkeit der möglichen Keimreduktion von der Fluenz. ..77
Abbildung 28: Vergleich unterschiedlicher Strahler im Reaktor. 78
Abbildung 29: Eliminationsleistung der untersuchten PAK-Produkte 81
Abbildung 30: Prozentuale Elimination von 19 organischen Spurenstoffen ...82
Abbildung 31: Prozentuale Elimination von 19 organischen Spurenstoffen ...83
Abbildung 32: Klassifizierung der Pulveraktivkohle SAE SUPER 85
Abbildung 33: PAK-Konzentrationen im MBR während der Versuchsphasen. 86
Abbildung 34: UV_{254}- und DOC-Konzentrationen in Feed und Permeat 88
Abbildung 35: Kumulierte Konzentrationen organischer Spurenstoffe 89
Abbildung 36: Feed- und Permeatkonzentrationen bbaubarer Spurenstoffe 90
Abbildung 37: Feed- und Permeatkonzentrationen adsorbierbarer Stoffe 92
Abbildung 38: Feed- und Permeatkonzentrationen persistenter Stoffe 93
Abbildung 39: Absorptionsspektren von Wasserstoffperoxid und Ozon. 96
Abbildung 40: Beispiele für die notwendige elektrische Energie in KWh....98

Abbildung 41: Abbaugeschwindigkeiten zur Prozessbeschreibung 99
Abbildung 42: UV-unterstützter Abbau von Diclofenac. 99
Abbildung 43: UV-unterstützter Abbau von Triclosan. 100
Abbildung 44: UV-unterstützter Abbau von Benzylparaben. 100
Abbildung 45: UV-unterstützter Abbau von Diethyltuloamid. 100
Abbildung 46: Abhängigkeit der Geschwindigkeitskonstanten 101
Abbildung 47: Skizze des UV-Reaktors für die Laborversuche. 102
Abbildung 48: Emissionsspektren von UV-Niederdruckstrahlungsquellen. ..101
Abbildung 49: Laboraufbau mit Kreislauf des UV-unterstützten Abbaus.....102
Abbildung 50: UV-Reaktor einschließlich Energieversorgungseinheit. 103
Abbildung 51: Maximale Volumenströme in Abhängigkeit der Transmis. 104
Abbildung 52: Gebrauchsmuster DE 20 2023 100 378 Lichtfalle 105
Abbildung 53: Vergleich der Reaktionsgeschwindigkeiten.....106
Abbildung 54: Abhängigkeit der Reaktionsgeschwindigkeit.....106
Abbildung 55: UV-Spektrum des UV-Strahlers mit 185 nm und 254 nm.....107
Abbildung 56: Abbaukonstanten für 24 Spurenstoffe.....108
Abbildung 57: Spurenstoffentfernung nach berechnetem Durchgang 109
Abbildung 58: Kultivierung im Forschungsgewächshaus in Berlin-Dahlem...111
Abbildung 59: Beziehung zwischen dem pH-Wert und löslichem Cd.....116
Abbildung 60: Einfluss des Boden-pH-Wertes auf lösliches Cd im Boden.....132
Abbildung 61: Konzentrationen der detektierten PM-Stoffe 139
Abbildung 62: Vergleich der Konzentrationen von PM-Stoffen. 140
Abbildung 63: Relative Aufnahme in Blättern und Wurzeln.....141
Abbildung 64: Abschätzung des Humanen Expositionspotenzial.....142
Abbildung 65: Kumulierter Fluss an PM-Stoffen im Ablauf der Testsäulen ..143
Abbildung 66: Kumulierte Fracht an PM-Stoffen im Ablauf der Lysimeter 144
Abbildung 67: KRM für die Wiederverwendung Wasser (EU, 2022) 145
Abbildung 68: Übersichtskarte Fresdorf und Reallabor. 146
Abbildung 69: Systemgrenzen des Wasserwiederverwendungsprojekts.....148
Abbildung 70: Einfluss der Ionenstärke auf die ATA- und SMX-Sorption. 183
Abbildung 71: Einfluss der Kationenwertigkeit auf die Sorption von ATA. ...185
Abbildung 72: Einfluss des pH-Wertes auf die Sorption von ATA und SMX. .186
Abbildung 73: Matrix-Effekte für alle untersuchten PM-Stoffe. 187
Abbildung 74: Ergebnisse der inversen Modellierung im Oberboden 195
Abbildung 75: Mikrobieller Abbau für ACE, SAC und VSA. 197
Abbildung 76: Schematischer Aufbau der Säulen und des Versuchsstands. .198
Abbildung 77: Durchbruchskurven von Bromid und PM-Stoffen. 199
Abbildung 78: Schematische Zeichnung des Lysimeterversuchs.....202
Abbildung 79: Fotosequenz zum Lysimeterversuch. 203
Abbildung 80: Kumulative Flüsse an den Grenzen der Lysimeter. 204
Abbildung 81: Auswaschung der 10 untersuchten PM-Stoffen.....206
Abbildung 82: Zeitreihen der DZA-Konzentration verschiedener Tiefen 207
Abbildung 83: Zeitreihen der TFMSA -Konzentration verschiedener Tiefen .208

Abbildung 84: Zeitreihen der PRI -Konzentration verschiedener Tiefen 209
Abbildung 85: Zeitreihen der ACE- und CBZ-Konzentrationen 212
Abbildung 86: Anzahl der Probennahmen und prozentualer Anteil. 213
Abbildung 87: Zeitlicher Verlauf der Wuchshöhe von Sommerbraugerste...218
Abbildung 88: Zeitlicher Verlauf des BFI und der Wurzeltiefe. 218
Abbildung 89: Vergleich der simulierten Bromid-Konzentrationen 220
Abbildung 90: Vergleich der simulierten Wasserhaushaltsgrößen 222
Abbildung 91: Vergleich des observierten und simulierten Transports 223
Abbildung 92: Kumulierter Zufluss von DZA und Vergleich mit Sickerwasse 224
Abbildung 93: Vergleich des Transports von DCF im gepackten Lysimeter. .225
Abbildung 94: Simulierte und beobachtete Stoffflüsse von DCF.....226
Abbildung 95: Vergleich des Transports von CBZ im gepackten Lysimeter...227
Abbildung 96: Verlauf des Blattflächenindex (BFI) und der Wurzeltiefe.....230
Abbildung 97: Texturdreieck mit neueingeteilten hydraulischen Clustern...231
Abbildung 98: Tägliche und kumulative Werte für ET_{pot} und Niederschlag..232
Abbildung 99: Ansatz Bewässerungsschema für das erste Simulationsjahr..234
Abbildung 100: Herleitung der Auswaschungs-Werte.....236
Abbildung 101: „Heatmap“ zur Auswaschung aller Simulations-Szenarien. ...238
Abbildung 102: simulierte Auswaschung als Funktion Halbwertszeit und K_d..240
Abbildung 103: Mittlere klimatische Wasserbilanz für Deutschland. 244
Abbildung 104: Landnutzung für Brandenburg (2018). 246
Abbildung 105: Verteilung der Einwohner mit abflusslosen Sammelgruben..247
Abbildung 106: Anzahl der Einwohner mit abflusslosen Sammelgruben.....248
Abbildung 107: Einwohnerzahl mit abflusslosen Sammelgruben (2019).....250
Abbildung 108: Benötigtes Bewässerungswasser für das Jahr 2019.....252
Abbildung 109: Unterteilung der Bruttoinvestitionskosten für MBR. 255
Abbildung 110: Vergleich des Jahreskosten der MBR Betriebsmodi.....255
Abbildung 111: Vergleich der spezifischen Jahreskosten 256
Abbildung 112: Foto des aufgebauten Bewässerungssystems im Reallabor. .262
Abbildung 113: Installationsaufbau zur Bewässerung von Sonnenblumen 263
Abbildung 114: Solaranlagenauslegung für den Standort Fresdorf.....264
Abbildung 115: Die Lage der Großlysimeter auf dem Märkischen Golfland ...267
Abbildung 116: Skizze der zwei Versuchsanlage und Teilkreisberegner. 267
Abbildung 117: Prozessschema des Bewässerungsversuchs mit Klarlauf. 269
Abbildung 118: Darstellung der Eingangsgrößen zur Wasserbilanz. 269
Abbildung 119: Darstellung der Konzentrationen der Target-Analyten.....271
Abbildung 120: Transportdynamik ausgewählter Stoffe 272

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Standard-Parameterumfang und Messmethoden. 41
Tabelle 2: Für Abwasseranalysen verwendete Küvettentests 57
Tabelle 3: Analysierte organische Spurenstoffe mit Abkürzungen 57
Tabelle 4: Nach DWA-A 131 (2016) berechnete Schlammalter 60
Tabelle 5: Einstellungen für die dynamische Simulation des Pilot-MBR...60
Tabelle 6: Betriebsparameter des großen Pilot-MBR 61
Tabelle 7: Permeatqualität sowie CSB- und Stickstoffelimination....62
Tabelle 8: Zulauf- und Permeatqualität des großen Pilot-MBR 65
Tabelle 9: Betriebseinstellungen des kleinen Pilot-MBR 67
Tabelle 10: Erzielbare Reduktion von *Bacillus subtilus* 78
Tabelle 11: Durchschnittliche Betriebsparameter und Wasserqualität....87
Tabelle 12: Eliminationsrate (Median) der untersuchten Spurenstoffe. 94
Tabelle 13: Oxidationspotenziale verschiedener Oxidationsmittel. 95
Tabelle 14: pH-Wert und Mineralstoffgehalte im Klarlauf; 111
Tabelle 15: Kennwerte der verwendeten Böden; nb nicht bestimmt. 111
Tabelle 16: Einfluss der Bewässerungsmethode und des Klarlaufanteils.112
Tabelle 17: Einfluss der Bewässerungsmethode und des Klarlaufanteils.113
Tabelle 18: Einfluss der Bewässerungsmethode und des Klarlaufanteils.114
Tabelle 19: Einfluss der Bewässerungsmethode und des Klarlaufanteils.115
Tabelle 20: Einfluss der Bewässerungsmethode und des Klarlaufanteils.117
Tabelle 21: Einfluss der Bewässerungsmethode und des Klarlaufanteils.118
Tabelle 22: Potenzieller Beitrag der im Klarlauf enthaltenen Nährstoffe.119
Tabelle 23: Einfluss der Bewässerungsmethode und des Klarlaufanteils.120
Tabelle 24: Einfluss der Bewässerungsmethode und des Klarlaufanteils.121
Tabelle 25: Einfluss der Bewässerungsmethode und des Klarlaufanteils.122
Tabelle 26: Einfluss der Bewässerungsmethode und des Klarlaufanteils.124
Tabelle 27: Einfluss der Bewässerungsmethode und des Klarlaufanteils.125
Tabelle 28: Einfluss der Bewässerungsmethode und des Klarlaufanteils.126
Tabelle 29: Potenzieller Beitrag der im Klarlauf enthaltenen Nährstoffe.127
Tabelle 30: Einfluss der Bewässerungsmethode und des Klarlaufanteils.128
Tabelle 31: Einfluss der Bewässerungsmethode und des Klarlaufanteils 129
Tabelle 32: Wirkung der Bewässerungsmethode 130
Tabelle 33: Einfluss der Bewässerungsmethode und des Klarlaufanteils.131
Tabelle 34: Einfluss der Bewässerungsmethode und des Klarlaufanteils.133
Tabelle 35: Einfluss der Bewässerungsmethode und des Klarlaufanteils.134
Tabelle 36: Hauptakteure und ihre Aufgaben im PU_2R-Projekt. 149
Tabelle 37: Gefahrenszenarien im Bereich Speicherung und Transport. .153
Tabelle 38: Gefahrenszenarien im Bereich der Aufbereitungsanlage. 154
Tabelle 39: Gefahrenszenarien im Bereich des Felds. 156
Tabelle 40: Gefahrenszenarien im Bereich des Einzugsgebiets....157
Tabelle 41: Risikobewertung der Gefahrenszenarien....158

Tabelle 42: Risikobewertung der Gefahrenszenarien.....160
Tabelle 43: Risikobewertung der Gefahrenszenarien.....163
Tabelle 44: Risikobewertung der Gefahrenszenarien.....166
Tabelle 45: Liste der untersuchten PM-Stoffe mit Spezifikationen. 178
Tabelle 46: Eigenschaften der untersuchten Bodenmaterialen. 180
Tabelle 47: Chemische Eigenschaften des verwendeten Klarlaufs. 190
Tabelle 48: Physikochemische Bodeneigenschaften der Lysimeter. 201
Tabelle 49: Chemische Eigenschaften der Chargen der initialen Proben. 205
Tabelle 50: Verwendete Reaktionsparameter in H1D. 221
Tabelle 51: Klimatische Wasserbilanz des Frühjahrs für Brandenburg.....244
Tabelle 52: Liste der Gemeinden,. 249
Tabelle 53: Güteklassen nach EU-Verordnung $(2020/741)$. 259
Tabelle 54: Anforderungen an die Qualität nach $(2020/741)$. 260
Tabelle 55: Runde Tische als Veranstaltungen im Rahmen PU_2R. 274
Tabelle 56: Demonstrationen der Produkte und Ergebnisse PU_2R. 276
Tabelle 57: Liste der mikrobiellen Gefahren, ...310
Tabelle 58: Wichtige Umweltgefahren, Umweltrezeptoren.....311
Tabelle 59: Potenziell Verfügbares Wasser aus Sammelgruben.....315

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Erläuterung
2PYR	2-Pyrrolidon
AAMPS	2-Acrylamino-2-methylpropansulfonsäure
AC5	Ethyltrimethylammonium
AC22	N-decyl-N,N-dimethyl-1-decanaminium
ACE	Acesulfam
AG	Acetoguanamin
AHP	3-(Allyloxy)-2-hydroxy-1-propansulfonat
AICc	Akaike-Informationskriteriums
AMB	4-amino-3-methylbenzenesulfonic acid
AOP	Aktivierte Nassoxidationsverfahren (*advanced oxidation process*)
ATA	Adamantan-1-amin
ATY	Ametryn
BDMA	Benzyldimethylamin
BETMAC	Benzyltrimethylammonium
BF4	Tetrafluoroborat
BFI	Blattflächenindex
BSB_5	Biochemischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen
BTA, BTZ	Benzotriazol
BWB	Berliner Wasserbetriebe
CA	Cyanursäure
CBZ, CBM	Carbamazepin
CSA	p Cumolsulfonsäure
CG	Cyanguanidin
CLC	CORINE Land Cover
CLIM	Climbazol
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
DBP	Dibutylphosphat
DCF, DNF	Diclofenac
DCHSS	Dicyclohexylsulfosuccinat
DIOTOG	1,3-Di-o-tolylguanidin
DMAEE	2-[2-(Dimethylamino)ethoxy]ethanol

Abkürzung	Erläuterung
DMBSA/XSA	Dimethylbenzenesulfonsäure
DMDE	4,4'-(Oxydi-2,1-ethandiyl)dimorpholin
DOC	Gelöster organischer Kohlenstoff (*dissolved organic carbon*)
DPG	1,3-Diphenylguanidin
DRFZ	Deutsches Rheuma-Forschungszentrum Berlin
DTBSA	3,5-Ditertbutylsalicylsäure
DWD	Deutscher Wetterdienst
DZA	Amidotrizoesäure (d*iatrizoic acid*)
eCL	ε-Caprolactam
ESA	Ethylensulfonsäure
FHM	Fachhochschule Münster
GALA	Gabapentin-Lactam
GC	Genomkopien (*genome copies*)
GS	Schöpfprobe (*grab sample*)
GUA	Guanylurea
HHTMP, HTMPE	4-Hydroxy-1-(2-hydroxyehtyl)-2,2,6,6,-tetramethylpiperidin
HPLC	Hochleistungsflüssigchromatographie (*high performance liquid chromatography*)
HUB	Humboldt Universität zu Berlin
HWZ	Halbwertszeit
IRP	Ingenieurbüro Irriproject, Potsdam
KBE	Koloniebildende Einheiten
KRM	*Key elements of risk management*
LAWA	Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LCA	Ökobilanz, Lebenszyklusanalyse (*life cycle assessment*)
LoQ	Bestimmungsgrenze (*limit of quantification*)
LOS	Losartan
MA	3-Aminobenzenesulfonsäure
MAPMA	N-(3-(Dimethylamino)-propyl)methacrylamid
MAPTAC	3-(Methacryloylamino)-N,N,N-trimethyl-1-propanaminium
MEL	Melamin
MET	Metformin
MGL	Märkischen Golfland GmbH

Abkürzung	Erläuterung
MHS	Methylhydrogensulfat
MNG	Mann+Hummel, Wiesbaden
MPN	*Most Probable Number*
MPSA	2-Methyl-2-propen-1-sulfonsäure
MS	Mischprobe (*mixed sample*)
MW	Molekulargewicht (*molecular weight*)
NDSA	1,5-Naphthalendisulfonsäure
NSA	Naphthalen-1-sulonsäure
NTf2	Bistriflimid
OLM	Olmesartan
OXP, OXI	Oxipurinol
PAK	Pulveraktivkohle
PF6	Hexafluorophosphat
PFAS	Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen
PFPrA	Perfluorpropionsäure
PFPrS	Perfluorpropansulfonsäure
PFU	Plaquebildende Einheiten (p*laque-forming units*)
PLC9	1-Methyl-1-octylpyrrolidinium
PLS	Prozessleitsystem
PM	Persistent und mobil
PRI	Primidon
PTSS	p-Toluolsulfonsäure
PYC2	1-Ethylpyridinium
PYC3	1 propylpyridinium
RMP	Risikomanagementplan
RU	Relative Aufnahme (*relative uptake*)
SAC	Saccharin
SFC	Überkritische Flüssigchromatographie (*supercritical fluid chromatography*)
SIP	3,5-Bis(methoxycarbonyl)benzensulfonsäure
SMX	Sulfamethoxazol
TCEP	Tris(2-chlorethyl)phosphat
TCPP	Tris(1-chloromethylethyl)phosphat

Abkürzung	Erläuterung
TFA	Trifluoressigsäure
TFMSA	Trifluoromethanesulfonsäure
TGA	Thermogravimetrische Analyse
THEO	Theophyllin
TMP	Transmembrandruck
TOC	Gesamter organischer Kohlenstoff (*total organic carbon*)
TPA	Tripropylamin
TPPO	Triphenylphosphinoxid
TS	Trockensubstanz
TSS	*Total suspended solids*
TTC	*Threshold of toxicological concern*
TUB	Technische Universität Braunschweig
UBA	Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau
UEG	UV-EL GmbH & Co. KG, Dresden
UFZ	Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ, Leipzig
UV_{254}	UV-Absorption bei 254 nm
VEN	Venlafaxin
VIN	Vincubin
VSA	Valsartansäure
WAZV	Wasser- und Abwasserzweckverband
WHG	Wasserhaushaltsgesetzes

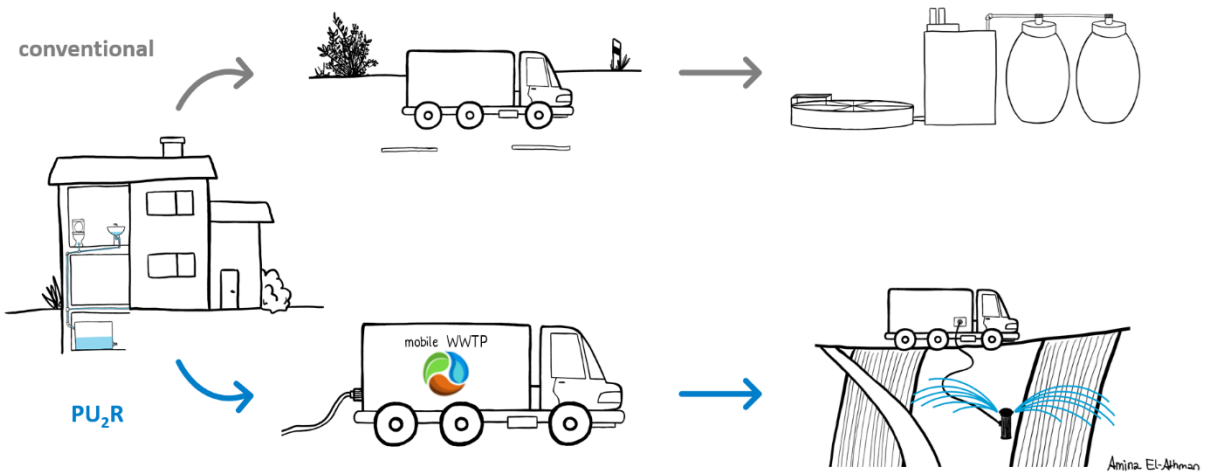
Zusammenfassung

Die Wasserwiederverwendung hat, getrieben durch die Folgen klimatischer Veränderungen, weltweit einen hohen Stellenwert. Als kontinuierlich verfügbare Rohwasserquelle erlangt Abwasser für ein resilientes Wassermanagement auch in Deutschland zunehmend an Bedeutung. Mit der EU-Verordnung (REG (EU) 2020/741, 2020) über Mindestanforderungen an die Wasserwiederverwendung gibt es nun auch in Europa einen rechtlichen Rahmen, dieses Potenzial für die landwirtschaftliche Bewässerung zu nutzen.

In Brandenburg, einem der trockensten Bundesländer Deutschlands, sammeln ca. 8 % der Bevölkerung ihr Abwasser in abflusslosen Sammelgruben (MLUK, 2021). Diese Gruben speichern häusliches Abwasser über Wochen oder Monate, bevor es per Saugfahrzeug zu Kläranlagen transportiert wird, ein energieintensiver und emissionsreicher Prozess.

Im PU_2R-Projekt wurde ein alternativer Ansatz erforscht, bei dem durch dezentrale Aufbereitung und Wasserwiederverwendung lange Transportwege vermieden, Bewässerungswasser bereitgestellt und gleichzeitig Düngemittel substituiert werden könnten (Abbildung 1). Im Rahmen des Verbundprojektes wurden zwei Pilotanlagen gebaut, die Wasserwiederverwendung in Reallaboren im Freiland erprobt und potenzielle Risiken, insbesondere durch organische Spurenstoffe, umfassend analysiert. Die wichtigsten Ergebnisse werden im Folgenden zusammengefasst.

Abbildung 1: Vergleichende Darstellung der Entleerung abflussloser Sammelgruben und Entsorgung des Abwassers über eine zentrale Kläranlage (oben) und der Ansatz des PU_2R-Projekts mit dezentraler Wasserwiederverwendung (unten).



Quelle: eigene Darstellung, UBA.

Abwasseraufbereitung (Kapitel 2)

Das häusliche Abwasser aus abflusslosen Sammelgruben wurde umfassend charakterisiert (Görnt et al., 2025). Im Vergleich zu kommunalem Abwasser ist die Nährstoffzusammensetzung (C, N, P) ähnlich, aber höher konzentriert, da eine Verdünnung, die im Kanalnetz möglich ist, nicht stattfindet. Schwermetalle und Industriechemikalien sind, wenn überhaupt, niedriger konzentriert als in kommunalem Abwasser (Seelig et al., 2024). Die Stoffzusammensetzungen schwanken jedoch stark. Abhängig von Anwendungen in individuellen Haushalten wurden Konzentrationen organischer Einzelstoffe von bis zu 2,3 mg/L detektiert.

Für die Abwasseraufbereitung wurden zwei Membranbioreaktoren (MBR) im Pilotmaßstab geplant, gebaut und betrieben (Bauer et al., 2025). Der große Pilot-MBR wurde in einem 10-Fuß-

Überseecontainer installiert, um später als mobile Aufbereitungsanlage im Sinne des PU_2R-Ansatzes eingesetzt zu werden. Der kleine Pilot-MBR wurde auf der Kläranlage Stahnsdorf mit vorgeklärtem Kommunalabwasser betrieben. Beide Anlagen wurden mit einem digitalen Zwilling begleitet.

Durch dynamische Simulation konnte gezeigt werden, dass der große Pilot-MBR in seiner aktuellen Auslegung aufgrund seiner Flexibilität in der Lage ist, bei entsprechender Betriebsweise (Kohlenstoffelimination, Nitrifikation, Denitrifikation) unterschiedliche Wasserqualitäten zu erreichen. Im Bewässerungsfall (Sommerbetrieb) lassen sich mit dem MBR hohe Durchflüsse bei gutem Stickstofferhalt erreichen. Außerhalb der Bewässerungszeiten (Winterbetrieb) kann die Anlage mit Nitrifikation und Denitrifikation so betrieben werden, dass eine Einleitung in ein Gewässer aufgrund der hohen Kohlenstoff- und Stickstoffelimination (ggf. mit zusätzlicher chemischer Phosphatfällung) möglich wäre. Die tatsächlichen Ergebnisse waren weitgehend in guter Übereinstimmung mit den Ergebnissen der dynamischen Simulation am digitalen Zwilling. Allerdings muss die MBR-Anlage im Betrieb mit Nitrifikation/Denitrifikation hinsichtlich der Durchmischung des unbelüfteten Belebungsbeckens noch optimiert werden.

Beim MBR-Betrieb mit ausschließlicher Kohlenstoffelimination konnte die Nitrifikation aufgrund des niedrigen Schlammalters (< 5 d) unterdrückt werden, wodurch der Stickstoff im Abwasser als Ammonium erhalten blieb. Im Vergleich hierzu wurde beim Nitrifikationsbetrieb das Ammonium weitgehend nitrifiziert. Die beiden Betriebseinstellungen konnten bei den jeweiligen Durchflüssen stabil betrieben werden, wobei das Membranfouling beim Betrieb mit ausschließlicher Kohlenstoffelimination höher war, was chemische Zwischenreinigungen in kürzeren Intervallen erforderte. Hinsichtlich der Wasserqualität unterschied sich das Permeat in beiden Betriebsmodi bzgl. CSB- und Phosphorelimination sowie Trübung nicht wesentlich.

Der MBR-Prozess konnte ohne Dosierung von Pulveraktivkohle (PAK) nur sechs organische Spurenstoffe und mit PAK-Dosierung bis zu 13 der 24 untersuchten organischen Spurenstoffe um mehr als 80 % eliminieren. Die potenziellen Auswirkungen von ATA, DZA, VSA, TFMSA, MPSA und AAMPS auf Grundwasser und Boden sowie die Aufnahme durch Pflanzen sollten bei der Risikobewertung daher besonders berücksichtigt werden.

Hinsichtlich der Spurenstoffelimination wurde beim MBR-Betrieb mit ausschließlicher Kohlenstoffelimination für die Stoffe DMBSA+XSA, PTSS und HHTMP eine schlechtere biologische Transformation als beim Nitrifikationsbetrieb beobachtet. Unterschiede hinsichtlich des Rückhalts von Bakterien und Viren wurden zwischen den Betriebsweisen mit Kohlenstoffelimination und Nitrifikation nicht beobachtet.

Die Ergebnisse zeigen, dass der MBR zusammen mit einer UV-Desinfektion aufbereitetes Wasser erzeugen kann, das den Mindestanforderungen der EU-Verordnung (REG (EU) 2020/741, 2020) für Güteklasse A, einschließlich der erforderlichen Log-Reduktion für die Verfahrensvalidierung, entspricht. Das so aufbereitete Wasser hält auch die für Deutschland empfohlenen erhöhten Anforderungen für die Trübung (< 2 NTU) ein (LAWA, 2022). Ohne UV-Desinfektion können zwar die Mindestanforderungen für die Parameter der Routineüberwachung sowie die Validierungsanforderungen bzgl. Bakterien (*E. coli*) und Protozoen (*Clostridium-perfringens*-Sporen) eingehalten werden, jedoch nicht die erforderliche Log-Reduktion für Coliphagen.

Insgesamt weist der MBR-Betrieb mit ausschließlicher Kohlenstoffelimination aufgrund des höheren Durchsatzes und des Nährstofferhalts ein großes Potenzial hinsichtlich der mobilen Abwasseraufbereitung zur schnellen Erzeugung von Bewässerungswasser auf.

UV-Desinfektion als AOP auch Barriere für organische Spurenstoffe

Die Entfernungen bei einfachem Durchgang durch den UV-Reaktor mit wenigen Sekunden Bestrahlungsdauer sind für die meisten der untersuchten organischen Spurenstoffe sehr gering (Thor et al., 2024). Um den aktivierten Nassoxidationsprozess (*advanced oxidation process*, AOP) mit UV-Strahlung und Wasserstoffperoxid (H_2O_2) als effektive Spurenstoffbarriere nutzen zu können, müsste im Pilot-MBR entweder eine Rezirkulation über den Permeatbehälter installiert oder eine UV-Bestrahlung für einen durchmischten Speichertank vorgesehen werden.

Aus den Versuchen konnten drei Gruppen an Spurenstoffen abgeleitet werden. Gruppe 1 (DCF, ACE, DZA, SMX) wird bereits ohne Zugabe von H_2O_2 transformiert. Gruppe 2 wird erst durch die Zugabe von Wasserstoffperoxid substanziell transformiert (BETMAC, MAPMA, DIOTOG, CBZ, DPG, BTA, VSA, BDMA, DMBSA/XSA, MPSA, AAMPS, PRI, ATA PTSS). Gruppe 3 zeigt keine signifikante Transformation durch UV-Strahlung und AOP (HHTMP, SAC, OXP, TFMSA, MEL, CG).

Hervorzuheben ist die UV-Sensitivität von DZA, welches in kommunalem Abwasser in verhältnismäßig hohen Konzentrationen detektiert wurde und während des MBR-Prozesses unabhängig von einer PAK-Dosierung nicht entfernt werden konnte. Damit könnte die Stufe der UV-Desinfektion auch als Barriere für Spurenstoffe eine Lücke der anderen Aufbereitungsverfahren schließen.

Bewässerungsversuche im wissenschaftlichen Gewächshaus (Kapitel 3)

In Gefäßversuchen mit Rucola, Sommergerste und Deutschem Weidelgras wurde die Wirkung der Bewässerung mit Klarlauf einer kommunalen Kläranlage (mit P-Elimination) auf das Pflanzenwachstum und die Mineralstoffgehalte in Pflanzen und Boden untersucht. Die Versuche wurden mit zwei Böden (Ackerboden, Rasentragschicht) und unterschiedlichen Klarlaufanteilen (100 %, 50 %, 0 %) durchgeführt.

Bei Bewässerung mit Cd-haltigem Klarlauf war der Cd-Entzug durch die Pflanzen vor allem bei Sommergerste deutlich geringer als die Zufuhr zum Boden mit dem Bewässerungswasser. Dennoch waren die Gehalte an NH_4NO_3-löslichem Cd im Boden auf mit Cd-haltigem Klarwasser bewässertem Boden mit einer Ausnahme (Rasentragschicht nach der Kultur von Sommergerste) geringer als die Gehalte im mit Osmosewasser bewässertem Boden. Es wird vermutet, dass die Bewässerung mit Klarlauf zu einer Erhöhung des Boden-pH-Wertes führte und die Bewässerung mit Klarlauf damit Düngekalk ersetzen könnte.

Die Bewässerung mit Klarlauf führte außerdem zu einer deutlichen Erhöhung der Bodengehalte an S, Ca und Mg und der Pflanzengehalte an S. Bei einem Klarlaufanteil von 100 % lag die mit dem Klarlauf zugeführte P-Menge bei maximal 2 % des P-Entzuges mit der geernteten Pflanzenbiomasse. Das bedeutet, dass auch bei ausschließlicher Wasserzufuhr über Klarlauf (nach Abwasserbehandlung mit P-Elimination) praktisch kein Dünger-P substituiert werden könnte. Bei den anderen Makronährstoffen lag der potenzielle Beitrag der im Klarlauf enthaltenen Nährstoffe bei einem Klarlaufanteil von 50 % je Pflanzenart für K zwischen 10 und 20 % und für Ca, Mg und S zwischen 40 % (Rucola) und über 100 % (Sommergerste).

Risikoabschätzung (Kapitel 4)

Für die Aufnahme von persistenten, mobilen Spurenstoffen (PM-Stoffe) in die Pflanzen (Rucola) wurde für Carbamazepin eine relative Aufnahme von 35 % bestimmt (Seelig et al., 2025). Im Median der vier Replikate im Gewächshaus wurden sieben PM-Stoffe besser aufgenommen als das bereits gut untersuchte Carbamazepin; dies unterstreicht das hohe Aufnahmepotenzial einiger PM-Stoffe. Interessanterweise handelt es sich bei sechs dieser sieben Analyten um Anionen, wovon vier PFAS (Perfluorpropionsäure, Trifluoressigsäure, Trifluormethansulfonsäure und Bistriflimide) und zwei fluorierte anorganische Anionen (Tetrafluorborat, Hexafluorphosphat)

sind. Ein wichtiger Faktor hinsichtlich der starken Anreicherung in Pflanzen könnte hier die sehr hohe Persistenz dieser Analyten sein.

Für die Bewertung wurde der Ansatz mit Threshold of Toxicological Concern (TTC) verwendet. Die meisten in Rucola gefundenen Stoffe fallen in die Cramer-Klasse III, welche die geringsten Schwellenwerte von 1,5 µg/(kg·d) aufweist (Munro et al., 1996). Basierend auf einem angenommenen Standard-Körpergewicht von 70 kg und den in Rucolablättern ermittelten Konzentrationen ergibt sich bezüglich Melamin ein zulässiger maximaler täglicher Verzehr von 2,3 kg Rucola. Dies liegt weit oberhalb des von der Deutschen Gesellschaft für Ernährung e.V. empfohlenen täglichen Verzehrs für alle Gemüsearten von 400 g/d. Auf dieser Basis geht von der ermittelten Melamin-Belastung kein gesundheitliches Risiko aus.

Ein Screening zur Grundwassergängigkeit vieler Spurenstoffe wurden an zwölf kleinen „Handlysimetern“ mit PM-Stoff-dotiertem Klarlauf durchgeführt. Abbildung 2 zeigt ihren anteiligen Durchbruch auf unbepflanzten und mit Weidelgras bepflanzten Replikaten.

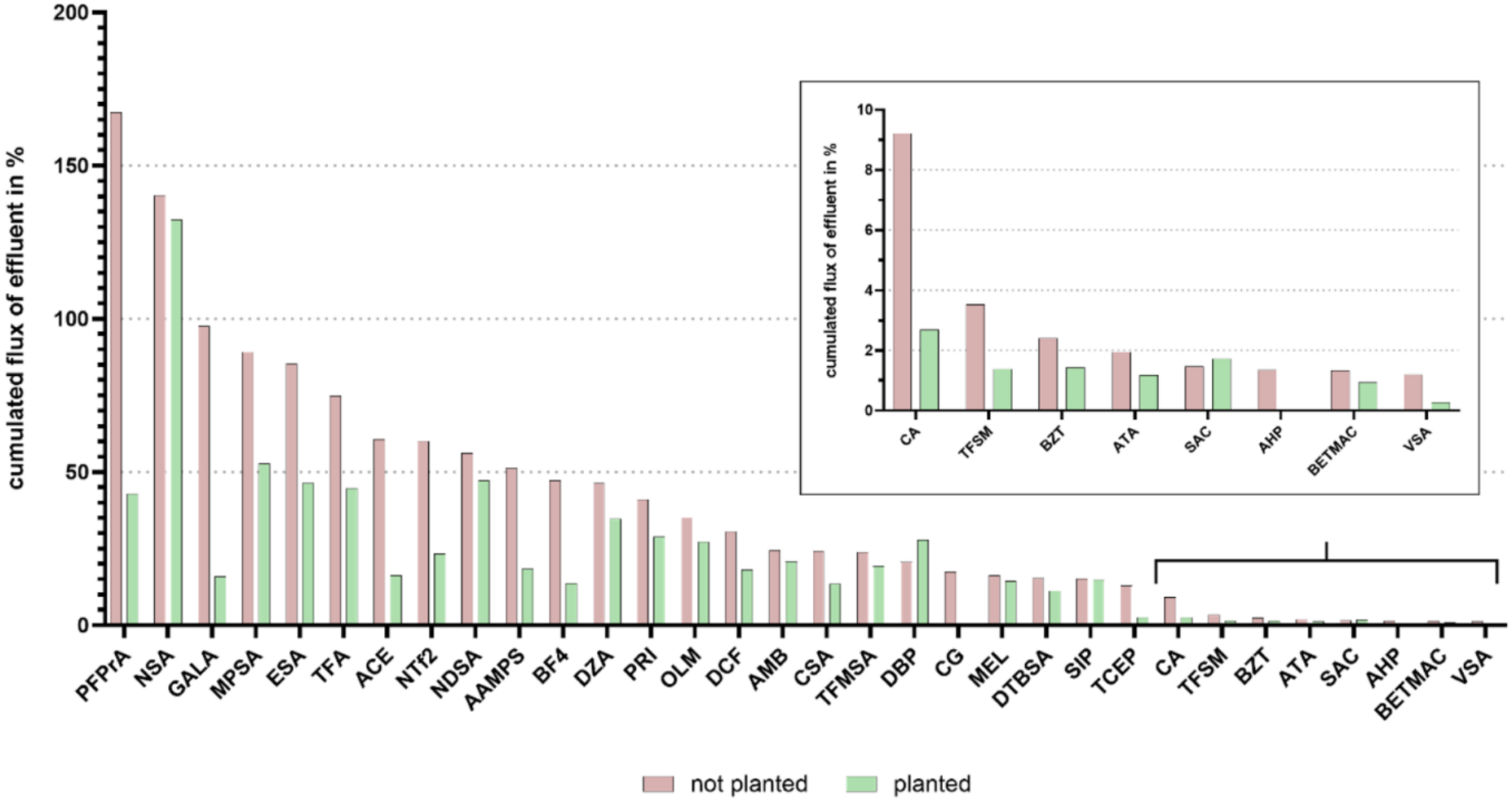
Risikomanagementplan für Wasserwiederverwendungsvorhaben

Für das Reallabor in Brandenburg wurde für die dezentrale Wasserwiederverwendung nach dem PU_2R-Ansatz ein Risikomanagementplan (RMP) erstellt. Entsprechend der EU-Verordnung (REG (EU) 2020/741, 2020) und den Leitlinien zur Anwendung der Wasserwiederverwendungsverordnung (C 298, 2022) besteht der RMP aus vier Modulen und 11 sog. *Key Elements of Risk Management* (KRM). Der RMP ist im vorliegenden Bericht vollständig abgedruckt.

Die Risiken auf Grundlage des RMP werden als gut beherrschbar eingeschätzt, was eine positive Perspektive für die Wasserwiederverwendung im PU_2R-Projekt eröffnet. Ein wichtiger Aspekt, der für den dezentralen Ansatz spricht, ist die Tatsache, dass nur häusliches Abwasser behandelt wird und keine Industrieabwässer einbezogen werden. Dies bedeutet, dass potenziell schädliche Substanzen aus industriellen Prozessen, wie Schwermetalle und einige Spurenstoffe, lediglich in geringen Konzentrationen vorkommen.

Insgesamt kann festgehalten werden, dass die Risiken im Zusammenhang mit dem PU_2R-Projekt grundsätzlich gut beherrschbar sind. Die Fokussierung auf häusliches Abwasser, die hochwertige Aufbereitung, die geringe Menge des wiederverwendeten Wassers und die Verwendung der Tropfbewässerungstechnik sind Faktoren, die eine Umsetzung erleichtern. Durch eine kontinuierliche Weiterentwicklung des RMP und die Erfassung von relevanten Daten können potenzielle Risiken minimiert und eine sichere Wasserwiederverwendung gewährleistet werden.

Abbildung 2: Kumulierte Fracht an PM-Stoffen im Ablauf der Lysimeter (60 cm) über die Betriebszeit von 9 Monaten bezogen auf die kumulierte Fracht im Zulauf in %, für bepflanzte (grün) und nicht-bepflanzte (rot) Lysimeter.



Quelle: eigene Darstellung, UFZ.

Prozessidentifikation und Modellierung (Kapitel 5)

Ziel war, die Mobilität und den Verbleib ausgewählter organischer Spurenstoffe im Ackerboden des Reallabors zu untersuchen. Hierzu wurden zunächst im Labor-maßstab Batch- und Säulenversuche durchgeführt, um die zentralen Prozesse zum Verbleib und Transport – insbesondere Sorption und mikrobieller Abbau – zu identifizieren und ihre Parameter mithilfe inverser Modellierung zu bestimmen. Parallel dazu fanden über die gesamte Projektlaufzeit Lysimeterversuche unter kontrollierten, feldnahen Bedingungen statt, um die Schadstoffdynamik unter realistischen Umweltbedingungen zu erfassen (Thalmann, Klitzke, et al., 2025).

Die Ergebnisse unterstreichen, dass die Sorption teilweise erheblich von der Wassermatrix beeinflusst wird (Thalmann, Neubert, et al., 2025). Für viele der untersuchten PM-Stoffe wurde eine glockenförmige Abhängigkeit von der Ionenstärke in $CaCl_2$-Lösungen beobachtet, mit maximaler Sorption bei moderater Ionenstärke (0,03 M). Dieses Verhalten stimmt jedoch nicht durchgängig mit Hypothesen aus Standard-Sorptionstheorien überein. Außerdem konnte kein einheitlicher Trend für Stoffe gleicher Ladung beobachtet werden, sodass geschlossen werden kann, dass die dominierende Ladung eines Stoffs (anionisch, ungeladen, katonisch) nicht als alleinige Erklärung für das Sorptionsverhalten in unterschiedlichen Böden ausreicht. Die Sorptionsergebnisse variierten je nach den Eigenschaften der Substanz (z. B. ionische Ladung, Hydrophobie) und den Bodenmerkmalen (z. B. C_{ORG}-Gehalt und Qualität, mineralische Zusammensetzung), was die Grenzen der Gruppierung von PM-Stoffen nach Ladung zur Risikobewertungen weiter verdeutlicht. Eine individuelle Stoffbetrachtung unter verschiedenen Lösungsbedingungen ist empfehlenswert, um eine verlässliche Einschätzung des Sorptionsverhaltens und somit auch Grundwassergefährdungspotenzials zu erhalten.

Die geringe Auswaschung der Mehrzahl der untersuchten PM-Stoffe weist darauf hin, dass sandige Böden mit relativ geringem C_{ORG}-Gehalt in der Lage sind, viele PM-Stoffe, die nicht durch konventionelle Aufbereitungsverfahren eliminiert werden können, effektiv zurückzuhalten. Im Gegensatz dazu stellen hochmobile Verbindungen wie DZA und TFMSA ein unmittelbares Risiko für eine Grundwasserkontamination dar. Folglich sind weitere umfassende Feldstudien mit einem breit angelegten analytischen Ansatz (z. B. durch „non-target"-Ansätze) erforderlich, um kritische PM-Stoffe mit hoher Umweltrelevanz in Bezug auf Belastung, Mobilität und Persistenz zu ermitteln.

Auf Grundlage der experimentell ermittelten Prozessparameter wurden anschließend numerische Simulationen der Lysimeterzustände durchgeführt (Thalmann et al., 2026). Diese dienten dazu, die Übertragbarkeit der Laborergebnisse auf Feldbedingungen zu prüfen und die Vorhersagekraft der Simulationen zu bewerten. Im Gegensatz zu DZA zeigt die Simulation reaktiverer PM-Stoffe wie DCF, CBZ oder SMX eine geringere Übereinstimmung zwischen Simulation und Beobachtung. Dabei werden die beobachteten Durchbrüche dieser Stoffe systematisch durch die Simulationen überschätzt, sodass ein schnellerer Anstieg der PM-Stoff-Konzentration in den Simulationen im Vergleich zu den Beobachtungsdaten insbesondere im Oberboden vorliegt.

Excel-Tool zur Risikoabschätzung für den Grundwasserschutz

Die langfristige Bewässerung von Anbauflächen mit Klarlauf birgt das Risiko einer Grundwasserkontamination, das Entscheidungsträger*innen weltweit bewerten müssen. Mit dem vorgeschlagenen Vorhersage-Tool (Thalmann & Peters, 2025) wird ein prozessbasiertes und einfach bedienbares in Excel implementiertes Werkzeug bereitgestellt, um das Risiko einer langfristigen (50 Jahre) Grundwasserkontamination durch Bewässerung mit kontaminiertem Wasser unter einer Vielzahl standortspezifischer Bedingungen abzuschätzen. Die unterschiedenen standortspezifischen Bedingungen (n = 40) umfassen fünf Bodenarten, zwei Klimazonen (humid, semiarid), zwei Bewässerungsarten (bedarfsgerecht und ganzjährig) und zwei Arten der Aufnahme

gelöster Stoffe durch Pflanzen (keine und maximale). Die Auswaschung von gelösten Stoffen (%) wurde anhand der H1D-Simulationsergebnisse abgeschätzt und anschließend als Funktion der log_{10}-transformierten K_d-Werte und Halbwertszeit für jede diskrete Bedingung modelliert. Dabei waren diese Anpassungen im Allgemeinen gut, wie RMSE-Werte von unter 0,356 % zeigen. Die mit den H1D-Simulationen berechneten Auswaschungen wurden mit Erkenntnissen aus der Literatur verglichen, um die prognostische Gültigkeit zu prüfen, und erscheinen plausibel. Um die Einfachheit des Tools zu erhalten, müssen die zugrundeliegenden H1D-Simulationen so einfach wie möglich sein, während gleichzeitig die wichtigsten Prozesse (Sorption, mikrobieller Abbau und Aufnahme durch Pflanzen) für den Verbleib und Transport von Stoffen durch die vadose Zone berücksichtigt werden. Das Tool erhebt nicht den Anspruch, die gesamte Komplexität des Boden-Pflanze-Atmosphären-Systems zu erfassen, deckt aber die wichtigsten Prozesse ab und gewährleistet trotz der unverzichtbaren Vereinfachungen und Annahmen eine gute Vorhersagekraft.

Organische Spurenstoffe in der PU_2R-Prozesskette

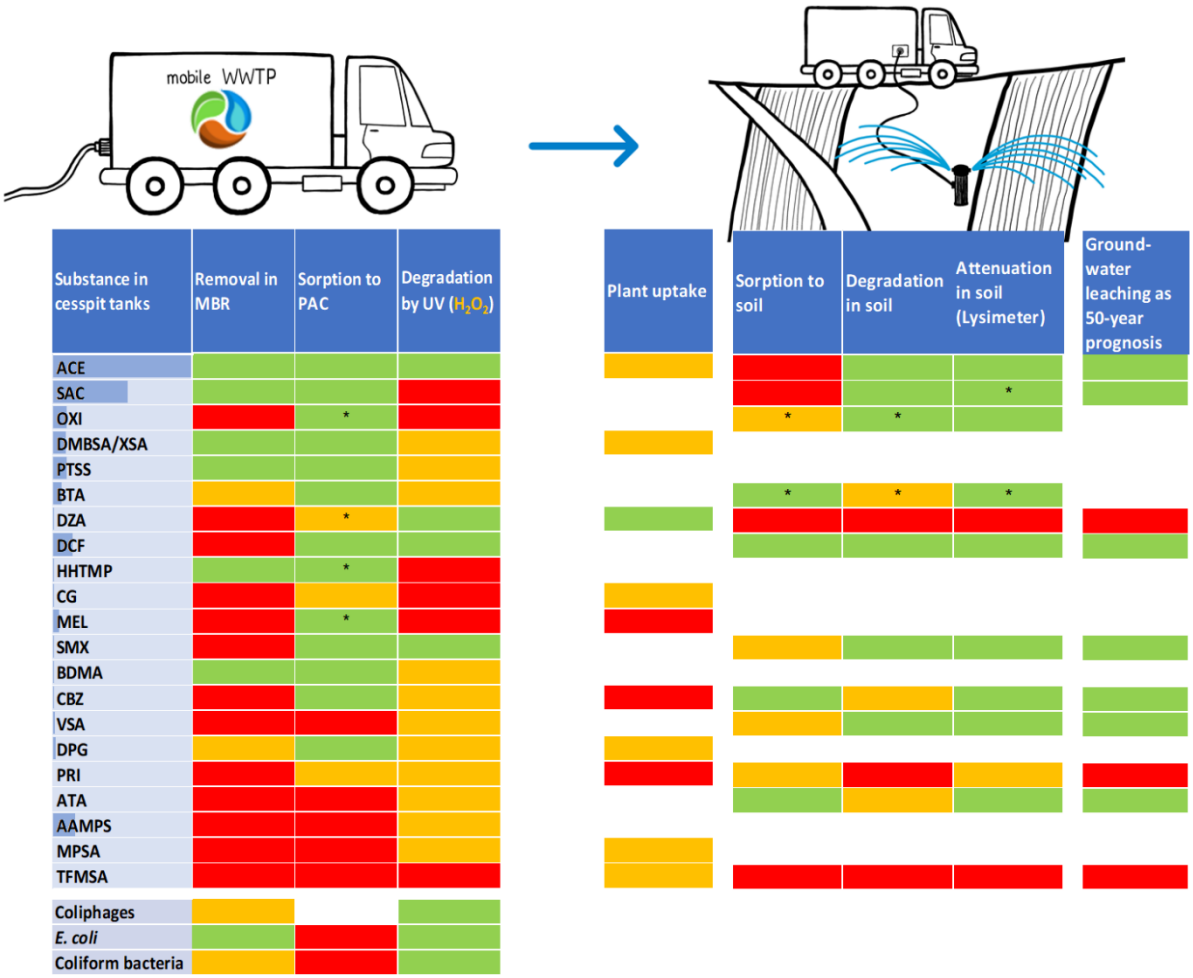
Abbildung 3 stellt das Multibarrieren-Prinzip im PU_2R-Projekt für die am häufigsten untersuchten organischen Spurenstoffe und für drei mikrobiologische Parameter tabellarisch dar. Anhand der qualitativen Farbcodedarstellung ist gut ersichtlich, welche Substanz in welchem Prozess gut (grün) oder schlecht (rot) eliminiert wird. Auf der Seite der Abwasseraufbereitung ist zu erkennen, dass die UV-Desinfektion als AOP mit H_2O_2 die Entfernung von VSA, ATA, AAMPS und MPDA ermöglicht, was im MBR-Prozess mit PAK nicht möglich ist. Somit bleibt einzig das kurzkettige TFMSA, welches scheinbar ungehindert alle Barrieren übersteht und auch im Boden keinen Rückhalt erfährt. TFMSA wird gut von Rucola aufgenommen und in Richtung Grundwasser transportiert. Mit Blick auf die Konzentrationen kann jedoch festgestellt werden, dass TFMSA in den abflusslosen Sammelgruben nicht oberhalb der Bestimmungsgrenze detektiert wurde.

Potenzialanalysen (Kapitel 6)

Brandenburg ist aufgrund einer relativ ausgeprägten Trockenheit, eines hohen landwirtschaftlichen Aufkommens und des hohen Anteils an Einwohner*innen, die ihr Wasser über abflusslose Sammelgruben entsorgen, eine geeignete Region für eine dezentrale Wasserwiederverwendung für die landwirtschaftliche Bewässerung. Insbesondere die Uckermark ist hierbei hervorzuheben, aber gerade mit Hinblick auf die Verteilung von Kläranalgen sind auch die Gemeinden Niedergörsdorf und Urstromtal in Teltow-Fläming potenziell gut geeignete Standorte.

Insgesamt ist das Potenzial der Substitution von Bewässerungswasser in Brandenburg hoch. Gerade im Hinblick auf die dezentrale Wasserwiederverwendung ist die Substitution von Bewässerungswasser mit aufbereitetem Wasser als wichtige und zukunftsfähige Ressource zu betrachten. Insbesondere das Wasser aus abflusslosen Sammelgruben ist als Bewässerungswasser sinnvoll, da es im konventionellen Behandlungsverfahren vom Ort des Anfalls zur Kläranlage transportiert werden muss. Bei einer dezentralen Aufbereitung und Wiederverwendung kann auf diesen Transport verzichtet werden, da das Wasser direkt auf naheliegende Flächen aufgebracht wird und so im lokalen Wasserkreislauf verbleibt.

Abbildung 3: Multibarrieren-Prinzip für die PU_2R-Prozesskette von der Abwasseraufbereitung über die Pfade Boden-Pflanze und Boden-Grundwasser. Qualitative Rückhalte der organischen Spurenstoffe und Mikroorganismen sind farbig kodiert (grün = gut, orange = mäßig, rot = schlecht). Balken in der ersten Spalte repräsentieren semi-quantitativ die Konzentration der Substanz, wie sie in den abflusslosen Sammelgruben detektiert wurden. Substanzen die nur durch Zugabe von H2O2 mittels UV entfernt werden können sind gelb markiert. Bei der Pflanzenaufnahme steht rot für eine starke Aufnahme und grün für eine schwache Aufnahme.



* Verhältnismäßig hohe Unsicherheit beim Analyseergebnis oder dem durchgeführten Experiment. Quelle: eigene Darstellung, UBA.

Für eine ökonomische Bewertung der dezentralen Wasserwiederverwendung im Ansatz des PU_2R-Projekts wurden die Investitionskosten und Jahreskosten des mobilen MBR für verschiedene Betriebsvarianten im Vergleich zum vorhandenen Entleerungsservice nach den Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien; DWA, 2012) berechnet. Für den großen Pilot-MBR sind demnach im Sommerbetrieb mit ausschließlicher Kohlenstoffelimination spezifische Behandlungskosten von 14 €/m^3 erreichbar, was über den Kosten für den Entleerungsservice von ca. 10 €/m^3 liegt. Nicht berücksichtigt wurden jedoch potenzielle Einsparungen durch Düngemittelsubstitution, Vermeidung von Ernteausfällen und Einnahmen durch den Verkauf des Bewässerungswassers. Weiteres Optimierungspotenzial bietet der Pilot-MBR selbst, bei dem durch ein größeres Behandlungsvolumen und mehr Membranfläche der Durchsatz erhöht und die Behandlungskosten entsprechend gesenkt werden könnten. Die Ausführung als mobile Variante wird auf ca. 40 % der Investitionskosten abgeschätzt.

Eine Ökobilanz zeigte, dass die stärksten Umweltauswirkungen des mobilen MBR größtenteils während des Betriebs (Nutzungsphase) entstehen. Der dominierende Faktor für alle Wirkungskategorien ist die Stromerzeugung. Die Stromerzeugung über einen Dieselmotor (möglich bei der mobilen Variante) weist die höchsten Umweltbelastungen auf. Die Stromerzeugung aus regenerativen Quellen, z. B. mit einer Photovoltaikanlage senkt die Umweltbelastungen in allen Wirkungskategorien hingegen stark. Nach aktueller Datenlage ist dies ein Schlüsselfaktor für eine nachhaltigere Systembilanz, auch gegenüber dem Entleerungsservice mit LKW (Saugwaagen).

Freilandversuche (Kapitel 7)

Die Implementierung eines energieautarken Bewässerungssystems im Freilandlabor war ein Teilprojekt, das Forschung mit innovativer Bewässerungstechnik verband. Das System wurde speziell entwickelt, um die Möglichkeiten und Grenzen nachhaltiger Bewässerungstechniken unter realen Feldbedingungen unter Verwendung von aufbereitetem Wasser aufzuzeigen. Im Jahr 2021 wurde die Bewässerungsanlage für die geplante Versuchsfläche in Fresdorf konzipiert. Ziel war die Entwicklung, einer nachhaltigen, ressourcenschonenden und energieeffizienten Bewässerungsmethode.

Gegen Ende des Projekts konnten zwei Großlysimeter (Fläche je 100 m^2) in Betrieb genommen werden. Erste Ergebnisse zeigen eine gute Übereinstimmung mit den bereits zuvor in PU_2R erzeugten Daten zum Transport und Rückhalt von organischen Spurenstoffen auf dem Pfad Boden-Grundwasser.

Die Ergebnisse des PU_2R-Projekts wurden bei zahlreichen Veranstaltungen Interessent*innen vorgestellt und demonstriert. Außerdem wurden Ergebnisse und Erkenntnisse bei der Entwicklung nationaler Regelungen zur Umsetzung der EU-Verordnung (REG (EU) 2020/741, 2020) berücksichtigt.

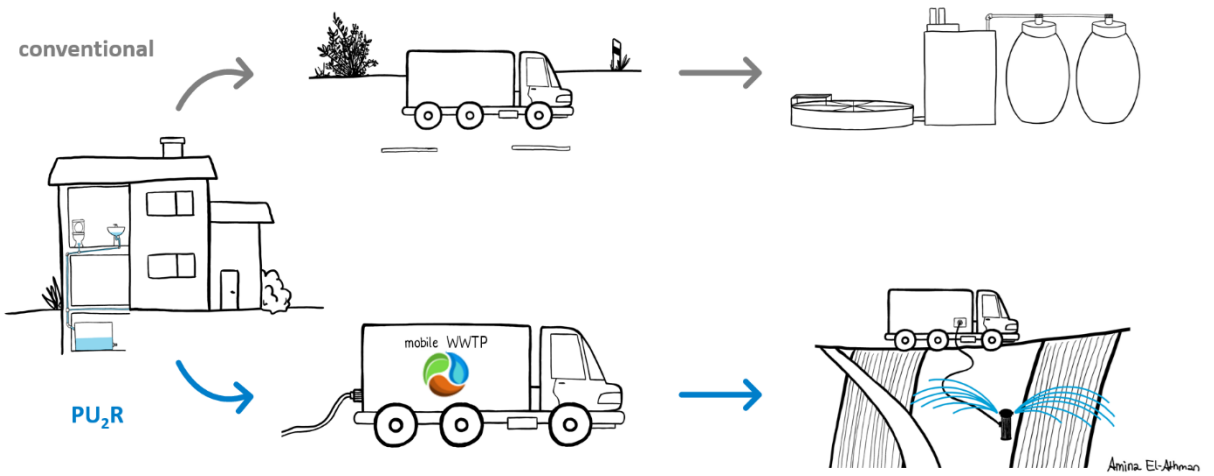
Summary

Driven by the impact of climate change, water reuse is becoming increasingly important worldwide. As a continuously available source of water, wastewater is also gaining in importance for resilient water management in Germany. With the EU Regulation (2020/741) on minimum requirements for water reuse, Europe now also has a legal framework for utilizing this potential for agricultural irrigation.

In Brandenburg, one of the driest regions in Germany, around 8% of the population collect their wastewater in cesspits (MLUK, 2021). These cesspits store domestic wastewater for weeks or months before it is transported to sewage treatment plants by suction trucks, an energy-intensive and high-emission procedure.

In the PU_2R project, an alternative approach was researched in which decentralized treatment and water reuse could avoid long transport routes, provide irrigation water and at the same time substitute fertilizers (Figure 1). As part of the joint project, two pilot plants were built, water reuse was tested in field laboratories and potential risks, particularly from organic micro pollutants, were comprehensively analyzed. The most important results are summarized below.

Figure 1: Illustration of emptying cesspit tanks and disposing of the domestic wastewater via a wastewater treatment plant (top) and the PU_2R project's approach with decentralized water reuse (bottom).



Source: own illustration, UBA.

Wastewater treatment

Domestic wastewater from cesspits has been extensively characterized (Görnt et al., 2025). Compared to municipal wastewater, the nutrient composition (C, N, P) is similar, but higher concentrated, since dilution, which is possible in the sewer system, does not take place. Heavy metals and industrial chemicals are, if present at all, less concentrated compared to municipal wastewater (Seelig et al., 2024). However, the substance compositions vary considerably. Depending on their use in individual households, concentrations of individual organic substances of up to 2.3 mg/L have been detected.

Two pilot-scale membrane bioreactors (MBR) were planned, built and operated for wastewater treatment (Bauer et al., n.d.). The large pilot MBR was installed in a 10-foot shipping container to be used later as a mobile treatment plant in line with the PU2R approach. The small pilot MBR was operated at a wastewater treatment plant with pretreated municipal wastewater. Both plants were accompanied by a digital twin.

Dynamic simulation showed that the large pilot MBR, based on its flexible design, is able to achieve different water qualities depending on the operating mode (carbon elimination, nitrification, denitrification). During irrigation (summer mode), the MBR can achieve high flow rates with good nitrogen retention in the water. During non-irrigation periods (winter mode), the plant can be operated with nitrification and denitrification. Therefore, discharge into a surface water body would be possible due to the high carbon and nitrogen elimination (if necessary with chemical phosphate precipitation). The actual results were in good agreement with the results of the dynamic simulation on the digital twin. However, the MBR plant in operation with nitrification/denitrification still needs to be optimized with regard to mixing of the non-aerated activated sludge tank.

In MBR operation mode with solely carbon elimination, nitrification is suppressed due to the low sludge age (< 5 d), which means that the nitrogen in the wastewater is retained as ammonium. In comparison, in nitrification mode the ammonium was largely nitrified. Both operation modes could be run stably at the respective flow rates, whereby membrane fouling was higher in operation mode with solely carbon elimination, which required chemical intermediate cleaning at shorter intervals. In terms of water quality, the permeate in both operating modes did not differ significantly in terms of COD and phosphorus elimination or turbidity.

The MBR process eliminated only six organic micro pollutants without the dosage of powdered activated carbon (PAC) but up to 13 of the 24 analyzed organic micro pollutants by more than 80% with the dosage of PAC. The potential effects of ATA, DZA, VSA, TFMSA, MPSA and AAMPS on groundwater and soil as well as uptake by plants should therefore be given special consideration in the risk assessment.

With regard to the elimination of organic micro pollutants, the MBR operation mode with solely carbon elimination was found to have a worse biological transformation for the substances DMBSA+XSA, PTSS and HHTMP than in nitrification mode. Differences in the retention of bacteria and viruses were not observed between the carbon elimination and nitrification modes.

The results showed that the MBR in conjunction with UV disinfection can produce water that meets the minimum requirements of the EU regulation (2020/741) for quality class A, including the required log reduction for the validation monitoring. Furthermore, the reclaimed water complies with the stricter turbidity requirements recommended for Germany (< 2 NTU) (LAWA, 2022). Without UV disinfection, the minimum requirements for the routine monitoring parameters and the validation requirements for bacteria (*E. coli*) and protozoa (*Clostridium perfringens* spores) can be met, but the required log reduction for coliphages is not achieved.

Overall, MBR operation with carbon removal only has great potential for mobile and decentralized wastewater treatment. The higher throughput achieves nutrient retention along with rapid production of irrigation water.

UV disinfection operated as AOP provides an additional barrier for organic micro pollutants

The removals obtained by a single passage through the UV reactor, with an irradiation time of a few seconds, are very low for most of the investigated organic micro-pollutants (Thor et al., 2024). In order to utilize the advanced oxidation process (AOP), using UV radiation and hydrogen peroxide (H_2O_2), as an effective barrier for organic micro-pollutants, either recirculation via the permeate tank in the pilot MBR would have to be installed or UV irradiation for a mixed storage tank would have to be planned.

Three groups of organic micro-pollutants could be derived from the experiments. Group 1 (DCF, ACE, DZA, SMX) is already transformed without the addition of H2O2. Group 2 is only substantially transformed by the addition of hydrogen peroxide (BETMAC, MAPMA, DIOTOG, CBZ, DPG,

BTA, VSA, BDMA, DMBSA/XSA, MPSA, AAMPS, PRI, ATA PTSS). Group 3 shows no significant transformation due to UV radiation and the AOP (HHTMP, SAC, OXP, TFMSA, MEL, CG).

Noteworthy is the UV sensitivity of DZA, which was detected in municipal wastewater in relatively high concentrations and could not be removed during the MBR process regardless of PAC dosing. The UV disinfection stage could therefore potentially close a gap left by other treatment processes as a barrier for organic micro-pollutants.

Irrigation tests in the scientific greenhouse

The effect of irrigation with wastewater treatment plant effluent (with P elimination) on plant growth and the mineral content in plants and soil was investigated in pot experiments with rocket, summer barley and ryegrass. The experiments were carried out with two soils (arable soil, grass sub-base) and different proportions of the wastewater treatment plant effluent (100%, 50%, 0%).

When irrigated with Cd-containing wastewater treatment plant effluent, the Cd removal by the plants, especially in summer barley, was significantly lower than the supply to the soil with the irrigation water. Nevertheless, the levels of NH_4NO_3-soluble Cd in the soil, of soil irrigated with Cd-containing effluent, were lower than the levels in soil irrigated with ultra-pure water, except for grass sub-base after the cultivation of summer barley. It is assumed that irrigation with wastewater treatment plant effluent led to an increase in the soil pH value and that this could therefore replace fertilizer lime.

Irrigation with wastewater treatment plant effluent also led to a significant increase in the soil content of S, Ca and Mg and the plant content of S. With a proportion of 100% wastewater treatment plant effluent, the amount of P added was a maximum of 2% of the P removal from the harvested plant biomass. This means that practically no fertilizer P could be substituted even with 100% water supply of wastewater treatment plant effluent (after wastewater treatment with P elimination). For the other macronutrients, the potential contribution of the nutrients contained in the irrigation water with 50% wastewater treatment plant effluent, was between 10 and 20% for K and between 40% (rocket) and over 100% (summer barley) for Ca, Mg and S.

Risk assessment

For the uptake of persistent and mobile micro-pollutants (PM substances) in plants (rocket), a relative uptake of 35% was found for carbamazepine (Seelig et al., 2025). In the median of the four replicates grown in the greenhouse, seven PM substances were taken up to a greater extent than the already well-studied carbamazepine; this underlines the high uptake potential of some PM substances. Interestingly, six of these seven substances are anions, of which four are PFAS (perfluoropropionic acid, trifluoroacetic acid, trifluoromethanesulfonic acid and bistriflimide) and two are fluorinated inorganic anions (tetrafluoroborate, hexafluorophosphate). An important factor regarding the strong accumulation in plants could be the very high persistence of these substances.

The approach of the threshold of toxicological concern (TTC) was used for the assessment. Most of the substances found in rocket are of Cramer class III, which has the lowest threshold values of 1.5 µg/(kg·d) (Munro et al., 1996). Based on an assumed standard body weight of 70 kg and the concentrations determined in rocket leaves, the maximum permissible daily consumption of melamine in rocket is 2.3 kg. This is well above the daily intake of 400 g/d recommended by the German Nutrition Society for all types of vegetables. On this basis, there is no health risk associated with the determined exposure to melamine.

A screening for groundwater accessibility of many organic micro-pollutants was carried out on twelve small lysimeters, irrigated with PM substance spiked wastewater treatment plant

effluent. Figure 2 shows their proportional breakthrough on unplanted and ryegrass-planted replicates.

Risk management plan for water reuse projects

A risk management plan (RMP) was drawn up for the field laboratory in Brandenburg for decentralized water reuse according to the PU2R approach. In accordance with the EU Regulation (2020/741) and the guidelines for the application of the Water Reuse Regulation (EU, 2022), the RMP consists of four modules and 11 Key Elements of Risk Management (KRM). The RMP is fully documented in this report.

The risks are considered to be manageable on the basis of the RMP, which offers a positive outlook for water reuse in the PU2R project. An important aspect that plays in favor of the decentralized approach is the fact that only wastewater from single-households is treated and no industrial wastewater is included. This means that potentially harmful substances from industrial processes, such as heavy metals and some organic micro-pollutants only occur in low concentrations.

Overall, it can be stated that the risks associated with the PU2R project are generally manageable. The focus on domestic wastewater, the high-quality treatment, the small amount of reused water and the use of drip irrigation technology are factors that facilitate implementation. By continuously developing the RMP and collecting relevant data, potential risks can be minimized and safe water reuse can be ensured.

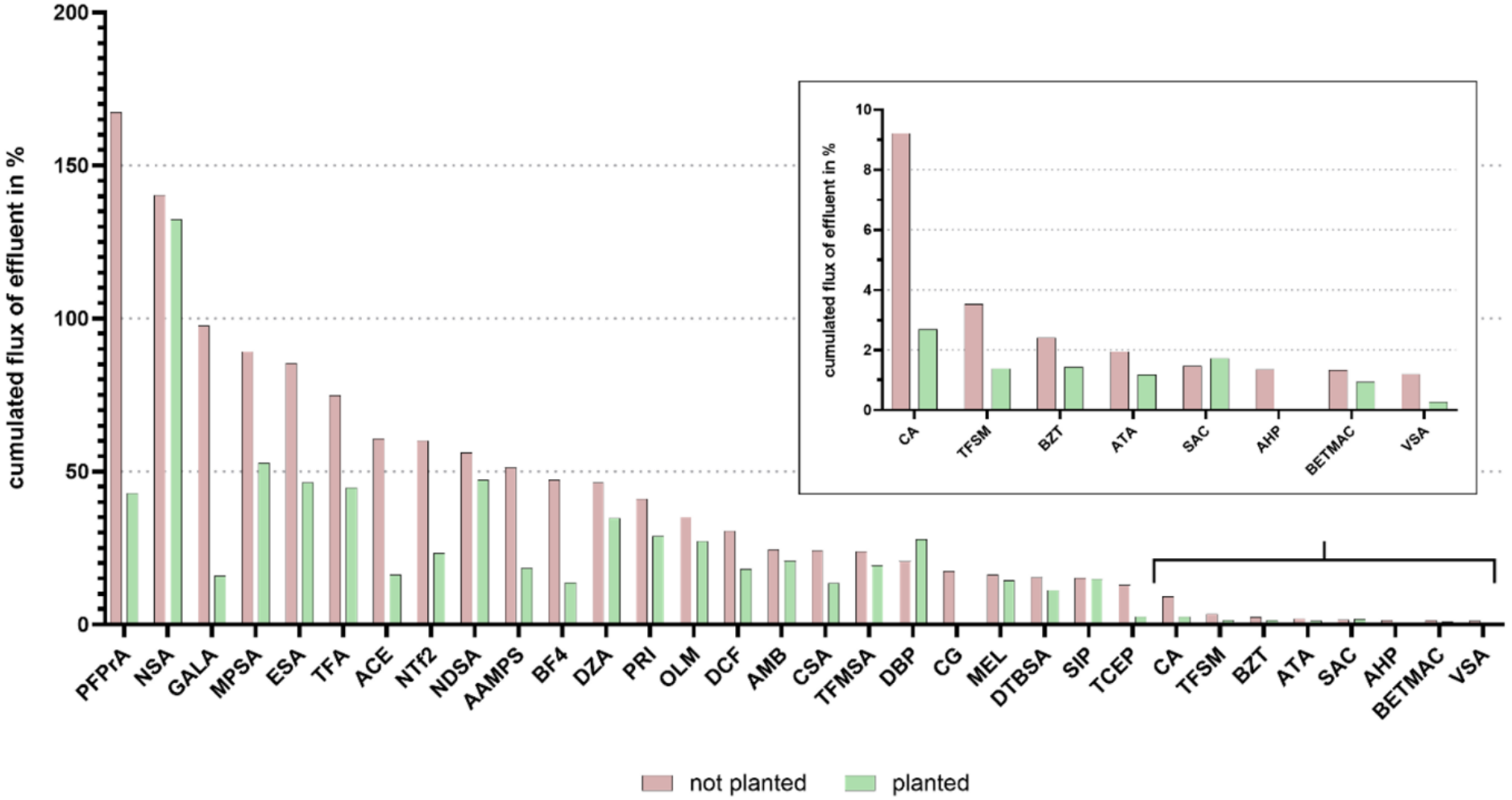
Process identification and modeling

The aim was to investigate the mobility and fate of selected organic micro-pollutants in the arable soil of the field laboratory. To this end, batch and column tests were carried out on a laboratory scale in order to identify the central processes for fate and transport - in particular sorption and microbial degradation - and to determine their parameters using inverse modeling. In parallel, lysimeter studies were carried out under controlled, near-field conditions over the entire duration of the project in order to record the pollutant dynamics under realistic environmental conditions (Thalmann, Klitzke, et al., 2025).

The results show that sorption is influenced to some extent by the water matrix (Thalmann et al., 2025). For many of the PM substances studied, a bell-shaped dependence on ionic strength in $CaCl_2$ solutions was observed, with maximum sorption at moderate ionic strength (0.03 M). However, this behavior does not consistently agree with hypotheses from standard sorption theories. Furthermore, no consistent trend was observed for substances of the same charge, thus suggesting that the dominant charge of a substance (anionic, uncharged, catonic) is not the sole explanation for sorption behavior in different soils. The sorption results varied depending on the properties of the substance (e.g. ionic charge, hydrophobicity) and the soil characteristics (e.g. C_{ORG} content and quality, mineral composition), which further illustrates the limitations of grouping PM substances by charge for risk assessments. An individual substance analysis under different solution conditions is recommended in order to obtain a reliable assessment of sorption behavior and thus also the potential risk for groundwater contamination.

The low leaching of the majority of the PM substances investigated indicates that sandy soils with a relatively low C_{ORG} content are effectively able to retain many PM substances that cannot be eliminated by conventional treatment processes. In contrast, highly mobile compounds such as DZA and TFMSA pose an immediate risk of groundwater contamination. Consequently, further comprehensive field studies with a broad analytical approach (e.g. non-target approaches) are needed to identify critical PM substances with high environmental relevance in terms of load, mobility and persistence.

Figure 2: **Cumulative load of PM substances in the effluent of the lysimeters (60 cm) over the operating period of 9 months in relation to the cumulative load in the inflow in %, for planted (green) and non-planted (red) lysimeters.**



Source: own illustration, UFZ.

Subsequently, numerical simulations of the lysimeter conditions were carried out on the basis of the experimentally determined process parameters (Thalmann et al., 2026). These were used to test the transferability of the laboratory results to field conditions and to evaluate the predictive power of the simulations. In contrast to DZA, the simulation of more reactive PM substances such as DCF, CBZ or SMX shows less agreement between simulation and observation. The observed breakthroughs of these substances are systematically overestimated by the simulations, so that there is a faster increase in the PM substance concentration in the simulations compared to the observed data, especially in the topsoil.

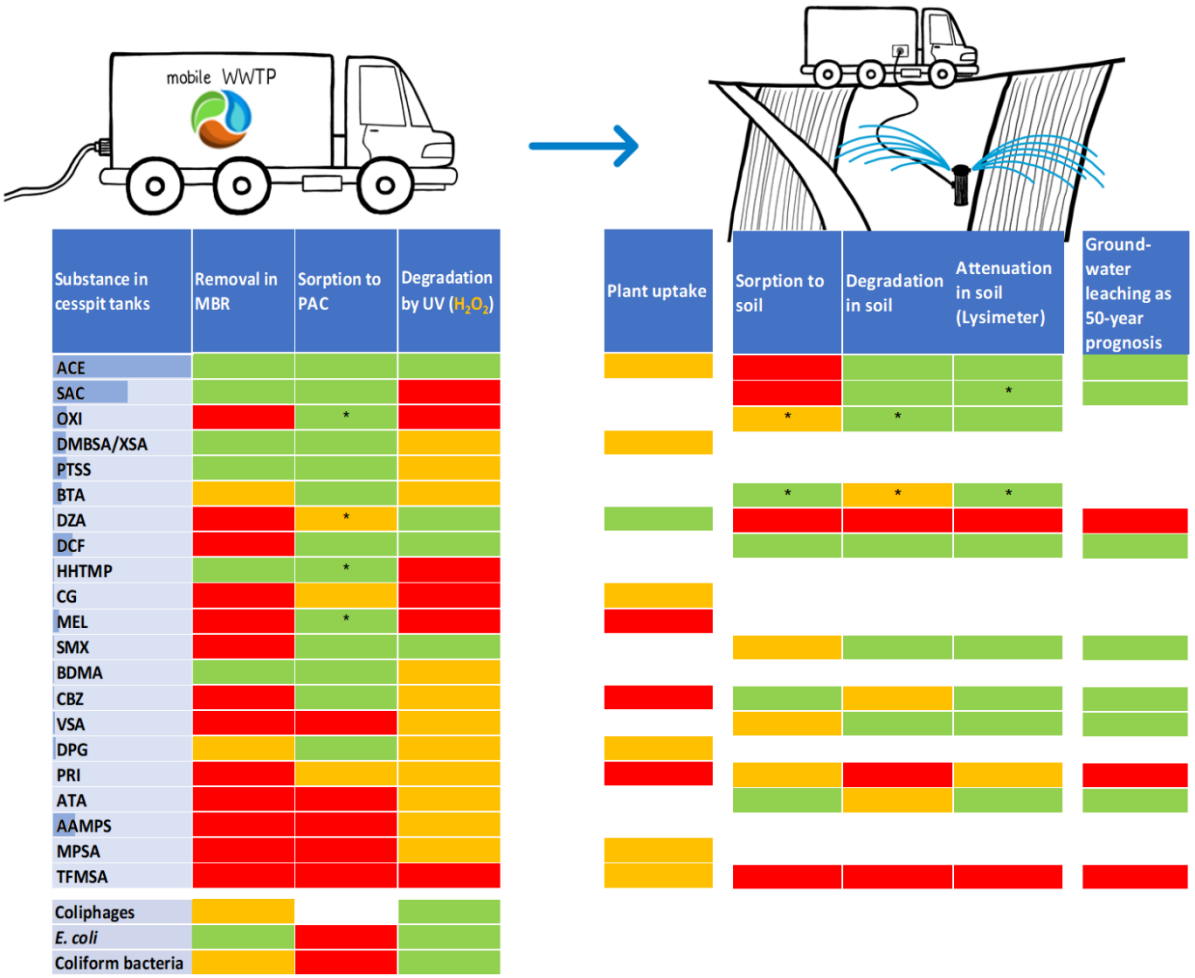
Excel tool for risk assessment regarding groundwater protection

Long-term irrigation of cropland with reclaimed water poses a risk of groundwater contamination that decision-makers worldwide need to account for. The proposed prediction tool (Thalmann and Peters, 2025) provides a process-based and easy-to-use tool implemented in Excel to assess the risk of long-term (50 years) groundwater contamination from irrigation with contaminated water under a variety of site-specific conditions. The distinguished site-specific conditions (n = 40) include five soil types, two climate zones (humid, semi-arid), two irrigation types (on-demand and all-year) and two types of solute uptake by plants (none and maximum). Solute leaching (%) was estimated from the H1D simulation results and then modeled as a function of log10-transformed Kd values and half-life for each discrete condition. These fits were generally good, as shown by RMSE values of less than 0.356%. The washouts calculated with the H1D simulations were compared with findings from the literature to test for predictive validity and appear plausible. In order to maintain the simplicity of the tool, the underlying H1D simulations must be as simple as possible, while at the same time taking into account the most important processes (sorption, microbial degradation and uptake by plants) for the fate and transport of substances through the vadose zone. The tool does not claim to capture the full complexity of the soil-plant-atmosphere system, but covers the most important processes and ensures good predictive power despite the indispensable simplifications and assumptions.

Organic micro-pollutants in the PU_2R process chain

Figure 3 shows the multi-barrier principle in the PU2R project in tabular form for the most frequently investigated organic micro-pollutants and for three microbiological parameters. The qualitative color-coded representation clearly shows which substance is eliminated well (green) or poorly (red) and in which process. On the wastewater treatment side, it can be seen that UV disinfection as AOP with H2O2 enables the removal of VSA, ATA, AAMPS and MPDA, which is not possible in the MBR process with PAC. The only remaining substance is the short-chain TFMSA, which appears to survive all barriers unhindered and is not retained in the soil. TFMSA is well taken up by rocket and transported towards the groundwater. Looking at the concentrations, however, it can be noted that TFMSA was not detected above the limit of quantification in the cesspits.

Figure 3: **Qualitative retention of organic micropollutants (OMPs) and microbial water quality indicators (red = low, yellow = medium, green = high) given for the processes in the multi-barrier system. Substances are sorted according to MBR feed concentrations of the individual OMPs and bar graphs in the first column illustrate semi-quantitative concentrations in wastewater from single-household cesspits. Degradation by UV marked in yellow is related to addition of H_2O_2 inducing an advanced oxidation process. A high uptake by plants is marked in red, a low uptake in green.**



* Marked cells obtained comparably high uncertainty due to analytical or experimental limitations. Source: own illustration, UBA.

Analyses of potential

Brandenburg is a suitable region for decentralized water reuse for agricultural irrigation due to a relatively pronounced drought, abundant agriculture and the high proportion of inhabitants who dispose of their wastewater in cesspits. Particularly the Uckermark should be highlighted here, but the municipalities of Niedergörsdorf and Urstromtal in Teltow-Fläming are also potentially suitable locations, given the distribution of wastewater treatment plants.

In general, the potential for substituting irrigation water in Brandenburg is high. Especially with regard to decentralized water reuse, the substitution of irrigation water with reclaimed water should be considered as an important and sustainable resource. Water from cesspits is particularly useful as irrigation water, as it has to be transported from the point of origin to the wastewater treatment plant in the conventional treatment process. With decentralized treatment and reuse, this transport can be omitted, as the water is applied directly to nearby fields and thus remains in the local water cycle.

For an economic assessment of decentralized water reuse in the PU_2R project approach, the investment costs and annual costs of the mobile MBR were calculated for various operating scenarios in comparison to the existing disposal service in accordance with the guidelines on dynamic cost comparison calculations (KVR guidelines; DWA, 2012). As a result, specific treatment costs of 14 €/m^3 can be achieved for the large pilot MBR in summer operation mode with solely carbon elimination, which is higher than the costs for the disposal service of approx. 10 €/m^3. However, potential savings through fertilizer substitution, avoidance of crop losses and income from the sale of irrigation water were not taken into account. Further optimization potential is offered by the pilot MBR itself, where the throughput could be increased and the treatment costs reduced accordingly through a larger treatment volume and more membrane surface area. The mobile version is estimated to account for around 40% of the investment costs.

A life cycle assessment showed that the greatest environmental impact of the mobile MBR occurs mainly during operation (use phase). The dominant factor for all impact categories is electricity generation. Electricity generation via a diesel engine (possible with the mobile option) has the highest environmental impact. Generating electricity from renewable sources, e.g. with a photovoltaic system, on the other hand, greatly reduces the environmental burden in all impact categories. According to current data, this is a key factor for a more sustainable system balance, also compared to the disposal service with suction trucks.

Field trials

The implementation of an energy self-sufficient irrigation system in the field laboratory was a part of the project that combined research with innovative irrigation technology. The system was specially developed to demonstrate the possibilities and limitations of sustainable irrigation techniques under real field conditions using reclaimed water. In 2021, the irrigation system was designed for the planned trial area in Fresdorf. The aim was to develop a sustainable, resource-saving and energy-efficient irrigation method.

Towards the end of the project, two large lysimeters (area 100 m^2 each) were put into operation. Initial results show good agreement with the data previously generated in PU_2R on the transport and retention of organic micro-pollutants along the soil-groundwater pathway.

The results of the PU2R project were presented and demonstrated at numerous events. In addition, results and findings were taken into account in the development of national regulations for the implementation of the EU Regulation (2020/741).

1 Einleitung

Klimatische Veränderungen führen regional vermehrt zu akuter Wasserknappheit, die zunehmend Nutzungskonkurrenzen verursacht. Um Trinkwasserressourcen zu entlasten und zu ergänzen ist die Nutzung weiterer Ressourcen für landwirtschaftliche Bewässerungen, je nach Anforderungen an die Wasserqualität, unvermeidbar. In Regionen, die saisonal von Trockenheit betroffen sind, kann eine Wiederverwendung aufbereiteten Abwassers Nutzungskonkurrenzen um regional knappe Wasserressourcen verringern (Seis et al., 2016). Ein Hindernis für die Wiederverwendung aufbereiteten Abwassers sind die oft großen Distanzen zwischen Kläranlagen, die sich nahe urbanen Zentren befinden, und landwirtschaftlichen Anbauflächen. Der Bau von Leitungssystemen für zeitweilige Bewässerungen während Trockenperioden ist in vielen Fällen ökonomisch nicht umsetzbar. Speicherung von Wasser im Untergrund („Aquifer Storage and Recovery“) kann hingegen den hohen Bedarf während der Vegetationsperiode unterstützen, ist aber auch nicht durchgängig verfügbar.

Brandenburg ist zunächst als Untersuchungsschwerpunkt vorgesehen. Das Gebiet ist dafür besonders geeignet, denn hier werden die Abwässer von 8,4 % der Bevölkerung in abflusslosen Gruben gesammelt und zu Kläranlagen abgefahren, das Abwasser weiterer 3,1 % der Bevölkerung wird dezentral beseitigt (MLUK, 2021). Dieses Abwasser kann als wertvolle Ressource für eine Stützung der Bewässerung dienen, sofern Risiken für Mensch und Umwelt auszuschließen sind.

Abwasser ist auch hinsichtlich der enthaltenen Nährstoffe Stickstoff und Phosphor eine wertvolle Ressource, die mineralische Dünger teilweise substituieren kann (REG (EU) 2020/741, 2020). Der pflanzenphysiologische Nährstoffbedarf hängt sowohl von der Pflanzenart als auch von der jeweiligen Wachstumsphase innerhalb einer Vegetationsperiode ab. Der Mineralstoffbedarf von Pflanzen und die Fähigkeit von Pflanzen, Nährstoffe aus dem Boden aufzunehmen bzw. die Aufnahme toxischer Mineralstoffe zu vermeiden, ist stark von der Kulturart abhängig (Marschner & Marschner, 2012). Eine angepasste Nährstoffgabe mit dem Bewässerungswasser ist auch für den Grundwasserschutz nötig, um v.a. zusätzliche Nitrateinträge zu vermeiden (Seis et al., 2016).

Abwasserbürtige organische Spurenstoffe können bei der Bewässerung mit behandeltem Abwasser von Pflanzen aufgenommen werden und in essbaren Pflanzenanteilen akkumulieren. Gut wasserlösliche polare Spurenstoffe reichern sich zumeist in den Blättern an, aus denen das aufgenommene Wasser verdampft. Unter Feldbedingungen wurde eine Vielzahl solcher Spurenstoffe in bewässertem Gemüse nachgewiesen, darunter Pharmaka, Pharmakametabolite, künstliche Süßstoffe und Korrosionsinhibitoren (Riemenschneider et al., 2016). Ein vergleichsweise stark aufgenommener und vielfach untersuchter Spurenstoff ist beispielsweise Carbamazepin (Riemenschneider et al., 2017), das in Pflanzen auch intensiv transformiert wird. Durch Transformationsprozesse innerhalb der Pflanzen kann die Belastung der Lebensmittel mit Spurenstoffen höher liegen, als bei alleiniger Betrachtung der Ausgangsstoffe angenommen (Macherius et al., 2012). In bisherigen gesundheitlichen Bewertungen der Belastung landwirtschaftlicher Produkte mit organischen Spurenstoffen konnte nur in Einzelfällen ein gesundheitliches Risiko nicht ausgeschlossen werden (Malchi et al., 2014; Riemenschneider et al., 2017). Die Fälle, in denen eine solche Bewertung vorgenommen wurde, sind aber gering und die jeweilige Datenbasis war begrenzt. Zudem kann die Belastung landwirtschaftlicher Produkte mit Kontaminanten wie Arzneimittelwirkstoffen oder Industriechemikalien die Möglichkeiten der Vermarktung dieser Produkte beeinträchtigen (verminderte Akzeptanz).

Die EU-Verordnung zur landwirtschaftlichen Wiederverwendung aufbereiteten Abwassers spezifiziert Mindestanforderungen an mikrobiologische Parameter in Abhängigkeit der Anwendung

(REG (EU) 2020/741, 2020). Unbedenkliches Bewässerungswasser setzt zuverlässige Barrieren für Mikroorganismen voraus. Aufgrund der hohen Partikelfrachten sind gängige Desinfektionsverfahren nicht zuverlässig genug, so dass eine mechanische Barriere erforderlich ist. Als Indikatorparameter für die Virenbelastung wurde die Gesamtzahl an Coliphagen (mindestens F-spezifische oder somatische) festgelegt. Diese sollen bei der Validierung von Anlagen der Güteklasse A um mindestens 6 log-Stufen reduziert werden. Insbesondere humane Adenoviren (HAdV) stellen eine häufig vorkommende Familie infektiöser Viren im Abwasser dar (Ogorzaly et al., 2015). Auch das Risiko durch chemische Mikroverunreinigungen darf nicht unterschätzt und muss bei einer Bewertung der Risiken durch Wasserwiederverwendung berücksichtigt werden (Helmecke et al., 2020). Qualitätsanforderungen in Hinblick auf organische Spurenstoffe sind in der Verordnung jedoch nicht formuliert.

Das Risikomanagement ist ein zentrales Element der EU-Verordnung, das von den Mitgliedstaaten auszugestalten ist. Die erheblichen Umsetzungsanforderungen für die nationale Gesetzgebung und für Behörden werden durch Ergebnisse aus PU_2R unterstützt.

1.1 Wissenschaftlicher und technischer Stand zu Beginn des Vorhabens

Die Wiederverwendung aufbereiteten häuslichen oder kommunalen Abwassers für Bewässerungszwecke stellt hohe Anforderungen an die mikrobielle Qualität des behandelten Abwassers, um das Infektionsrisiko durch Kontakt mit Krankheitserregern für Anwendende (Feldarbeitende), Konsumierende (Verzehr landwirtschaftlicher Produkte) sowie Öffentlichkeit (z.B. bei Kontakt durch Aerosoldrift) zu minimieren (DWA, 2019b; ISO, 2020; REG (EU) 2020/741, 2020). Membranbioreaktoren (MBR) stellen insbesondere beim Einsatz von Ultrafiltrationsmembranen eine effiziente physikalische Barriere für Helminthen einschließlich deren Eier, Protozoen sowie Bakterien dar und gewährleisten ebenfalls einen weitgehenden Virenrückhalt (Melin & Rautenbach, 2007). Während weltweit bereits zahlreiche große kommunale MBR-Kläranlagen mit Kapazitäten von über 100.000 m^3/d betrieben werden (Judd, 2025), wird das MBR-Verfahren ebenfalls zur dezentralen Abwasserbehandlung in Kleinkläranlagen vielfach erfolgreich angewendet (Abegglen, 2008; Hiessl et al., 2007; Itokawa et al., 2014; Lesjean & Huisjes, 2008) und entspricht auch bezüglich Kleinkläranlagen dem Stand der Technik (DWA-M 227, 2014).

Nachdem die Kosten der Abwasserbehandlung in MBR-Anlagen zunächst deutlich über denen konventioneller mechanisch-biologischer Abwasserbehandlungsanlagen lagen, konnten die Investitions- und Betriebskosten des MBR-Verfahrens in den vergangenen Jahren aufgrund sinkender Materialkosten, steigender Membranstandzeiten sowie durch betriebliche Optimierungsmaßnahmen erheblich und zum Teil bis in den Bereich konventioneller Verfahren gesenkt werden (Krzeminski et al., 2012). Je nach Bezugsquelle der elektrischen Energie sind MBR-Anlagen im Vergleich zu konventionellen Abwasserbehandlungsanlagen als verhältnismäßig nachhaltig einzustufen (Ioannou-Ttofa et al., 2016). Die Wirtschaftlichkeit des MBR-Verfahrens wird gegenüber der konventionellen Abwasserbehandlung aufgrund der simultanen effizienten Entfernung von Mikroorganismen (einschließlich multiresistenter Keime), organischen Spurenstoffen (nach Pulveraktivkohledosierung), Phosphor (nach Fällmitteldosierung) sowie Mikroplastik weiter erhöht: Konventionelle Kläranlagen müssen zur Erreichung dieser Ziele durch zusätzliche kostenintensive Behandlungsstufen (Kontaktbehälter, Filtration, Desinfektion) erweitert werden, wohingegen dieselben Ziele im MBR simultan erreicht werden können. Eine direkte Dosierung von Pulveraktivkohle in den Bioreaktor verbessert daneben nicht nur die Elimination organischer Spurenstoffe (Streicher et al., 2016), sondern wirkt sich durch die Adsorption Fouling verursachender Substanzen auch positiv auf den Betrieb der Membranfiltration aus. Dies steigert die Wirtschaftlichkeit des MBR-Verfahrens zusätzlich (Gao et al., 2016; H. Lin et al., 2011; Ng et al., 2013; Remy et al., 2010; Zouboulis et al., 2017). Ebenso verbessert der Einsatz von Fällmitteln

zur Phosphorelimination aufgrund der gleichzeitigen Bindung organischer Substanzen, die zum Membranfouling beitragen, auch die Filtrationsleistung der Membranen (Ding et al., 2017; Haberkamp et al., 2007).

1.2 Planung und Ablauf des Vorhabens

Die Projektpartner*innen (Abbildung 4) und assoziierten Partner*innen TU Berlin und Berliner Wasserbetriebe (BWB) haben an unterschiedlichsten Arbeitspaketen das umfassende Thema zur dezentralen Wasserwiederverwendung unter enger Abstimmung gemeinsam bearbeitet. Die folgenden Kapitel entsprechen den festgelegten Arbeitspaketen, welche i.d.R. von mehreren Projektpartner*innen gemeinsam bearbeitet wurden. Mindestens halbjährlich erfolgte in zweitägigen Projekttreffen, bei denen alle Projektpartner*innen vertreten waren, Abstimmung zu erfolgten und geplanten Arbeiten.

Abbildung 4: Verbundpartner des PU$_2$R-Projektes.



Quelle: eigene Darstellung, UBA.

Kapitel 2 zur Abwasseraufbereitung beschreibt die durchgeführten Arbeiten zur Charakterisierung des häuslichen Rohabwassers sowie Planung, Bau und Betrieb zweier Pilot-MBR-Anlagen, die für die dezentrale Wasserwiederverwendung dem PU$_2$R-Ansatz entsprechend ausgelegt und getestet wurden.

Kapitel 3 zu Bewässerungsversuchen gibt Einblick in die durchgeführten Experimente zum möglichen Einfluss der Wasserwiederverwendung auf die Pflanzen Rucola, Sommergerste und Weidelgras sowie den Boden selbst.

Kapitel 4 zur Risikoabschätzung beschreibt die Pflanzenaufnahme und Grundwassergängigkeit organischer Spurenstoffe und beinhaltet den für PU$_2$R entwickelten Risikomanagementplan nach EU-Verordnung (REG (EU) 2020/741, 2020).

Kapitel 5 zu Prozessidentifikation und Modellierung beschreibt für einen ausgewählten Satz an organischen Spurenstoffen ihren Verbleib, Transport und Abbau auf dem Pfad Boden-Grundwasser. Außerdem wurde ein Vorhersagetool (für einen Zeithorizont von 50 Jahren) für den Grundwasserschutz entwickelt und veröffentlicht.

Kapitel 6 zur Potenzialanalyse ermittelt Regionen in Brandenburg, in denen eine dezentrale Wasserwiederverwendung besonders geeignet wäre. Es wird das Substitutionspotenzial für Bewässerungswasser und Düngemittel abgeschätzt und der Ansatz im PU_2R-Projekt einer ökonomischen und ökologischen Analyse unterzogen.

Kapitel 7 zu Freilandversuche (Reallabore) beschreibt die durchgeführten Arbeiten in den während der PU_2R-Laufzeit eingerichteten Reallaboren zur landwirtschaftlichen Bewässerung mit Tropfbewässerung und zur Bewässerung von öffentlichem Grün durch Beregnung.

Kapitel 8 zu Dialogprozessen fasst die im Laufe des Projektes durchgeführten Dialogveranstaltungen (z.B. „Runde Tische“) zusammen. Ebenso werden konkrete Ergebnisse, die in die Entwicklung nationaler Regelungen zur Wasserwiederverwendung eingeflossen sind, und Demonstrationen des Ansatzes und der Forschungsanlagen thematisiert.

2 Abwasseraufbereitung

2.1 Experimentelle und analytische Voruntersuchungen

In Brandenburg, einem der trockensten Bundesländer Deutschlands, sammeln rund 8 % der Bevölkerung ihr Abwasser in abflusslosen Sammelgruben (MLUK, 2021). Diese Gruben speichern häusliches Abwasser über Wochen oder Monate, bevor es per Saugfahrzeug zu Kläranlagen transportiert wird, ein energieintensiver und emissionsreicher Prozess. Trotz der ökologischen Belastung birgt das Abwasser aus diesen dezentralen Systemen ungenutztes Potenzial für die Wasserwiederverwendung, insbesondere im Kontext zunehmender Wasserknappheit.

2.1.1 Charakterisierung des häuslichen Abwassers aus abflusslosen Sammelgruben

2.1.1.1 Probennahme

Die Probennahme erfolgte in Zusammenarbeit mit dem lokalen Abwasserentsorgungsunternehmen an sieben aufeinander folgenden Donnerstagen im Zeitraum vom 12. Januar bis 23. Februar 2023. Die Entnahme der Proben wurde während der regulären Leerungsvorgänge der abflusslosen Sammelgruben, die mittels eines dafür vorgesehenen Saugwagens entleert wurden, durchgeführt. An jedem Probentag wurde aus jeder verfügbaren Grube ein Liter Flüssigkeit aus dem Überstand, der oberen Schicht nach natürlicher Sedimentation während der Lagerung, entnommen.

Da die Entleerung der Gruben in der Regel in größeren zeitlichen Abständen erfolgt, war es nicht möglich, wöchentlich dieselben Gruben zu beproben. Insgesamt konnten 22 Proben aus 12 verschiedenen Einzelhaushaltsgruben entnommen werden, nachfolgend Grubenproben genannt. Die Zeiträume zwischen den Entleerungen entsprechen der jeweiligen Verweildauer des Abwassers in den abflusslosen Sammelgruben.

Zusätzlich wurde am Ende jeder der sechs Entleerungstouren eine Probe aus dem Saugwagen entnommen, nachfolgend Saugwagenproben genannt. Diese Proben sind repräsentative Mischproben der an diesem Tag geleerten Sammelgruben und enthalten im Vergleich zu den Grubenproben wesentlich mehr Feststoffe.

2.1.1.2 Materialien und Methoden

Am Umweltbundesamt wurden die folgenden physikochemischen Standardparameter bestimmt: pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, biochemischer Sauerstoffbedarf nach fünf Tagen ($BSB_{5,ges}$), gesamter chemischer Sauerstoffbedarf (CSB_{ges}), gelöster chemischer Sauerstoffbedarf (CSB_{gel}), gesamter gebundener Stickstoff (organisch und anorganisch) (N_{ges}), Ammonium (als NH_4^+-N) und Gesamtphosphor (P_{ges}) (siehe Tabelle 1).

Tabelle 1: Standard-Parameterumfang und Messmethoden zur Analyse der Sammelgrubenrohabwässer.

Parameter	Messung	
pH-Wert	WTW SenTix pH-Elektrode	
Elektrische Leitfähigkeit	WTW TetraCon Leitfähigkeitselektrode	
$BSB_{5,ges}$	Messung der Druckänderung mit Messköpfen OxiTop®	
CSB_{ges}	LCK 514	Küvettentest mit Laborspektrometer (DR3900, Hach Lange)
N_{ges}	LCK Laton 338	

Parameter	Messung
NH_4^+-N	LCK 502
P_{ges}	LCK 350

Es wurde zudem umfassende Schwermetall-Analysen durchgeführt. Im Rahmen dieser Untersuchungen wurden in den Proben aus den Einzelhaushaltsgruben sowie den Saugwagenproben die Schwermetalle Cadmium, Chrom, Kobalt, Mangan, Quecksilber, Molybdän, Nickel, Selen und Zinn und die Halbmetalle Antimon und Arsen untersucht. Letztere werden im Folgenden ebenfalls als Schwermetalle mitbehandelt. Die Schwermetallanalysen wurden mittels hochauflösender Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-MS, Element 2, Thermo Fisher Scientific) durchgeführt.

Am UFZ in Leipzig wurde ein breites Spektrum von 67 organischen Spurenstoffen untersucht. Die Analyse umfasst persistente und mobile (PM) Substanzen sowie einige Referenzsubstanzen (z.B. Carbamazepin). Mittels überkritischer Flüssigkeitschromatographie (SFC, Acquity UPC2-System), welches mit einem Tandem-Massenspektrometer (TQXS) gekoppelt war, wurden 25 Abwasserproben analysiert (19 Grubenproben, 6 Saugwagenproben; Kalenderwoche 3 bis 8). Details zur Methodik sind in Seelig et al. (2024) beschrieben.

Zusätzlich unterstützte das Deutsche Rheuma-Forschungszentrum Berlin (DRFZ) mit einer Erstellung eines mikrobiellen Profils und einer Quantifizierung von Bakterienkonzentrationen (Gesamtbakterien, beschädigte Bakterien, Richness und Shannon Indizes). Dazu wurden die aus 20 Abwasserproben isolierten Bakterien mittels Mikrobiota-Durchflusszytometrie analysiert. Die Proben wurden wie von Budzinski et al. (2024) beschrieben vorbereitet, angefärbt und gemessen.

2.1.1.3 Ergebnisse der Standard physikochemische Analysen

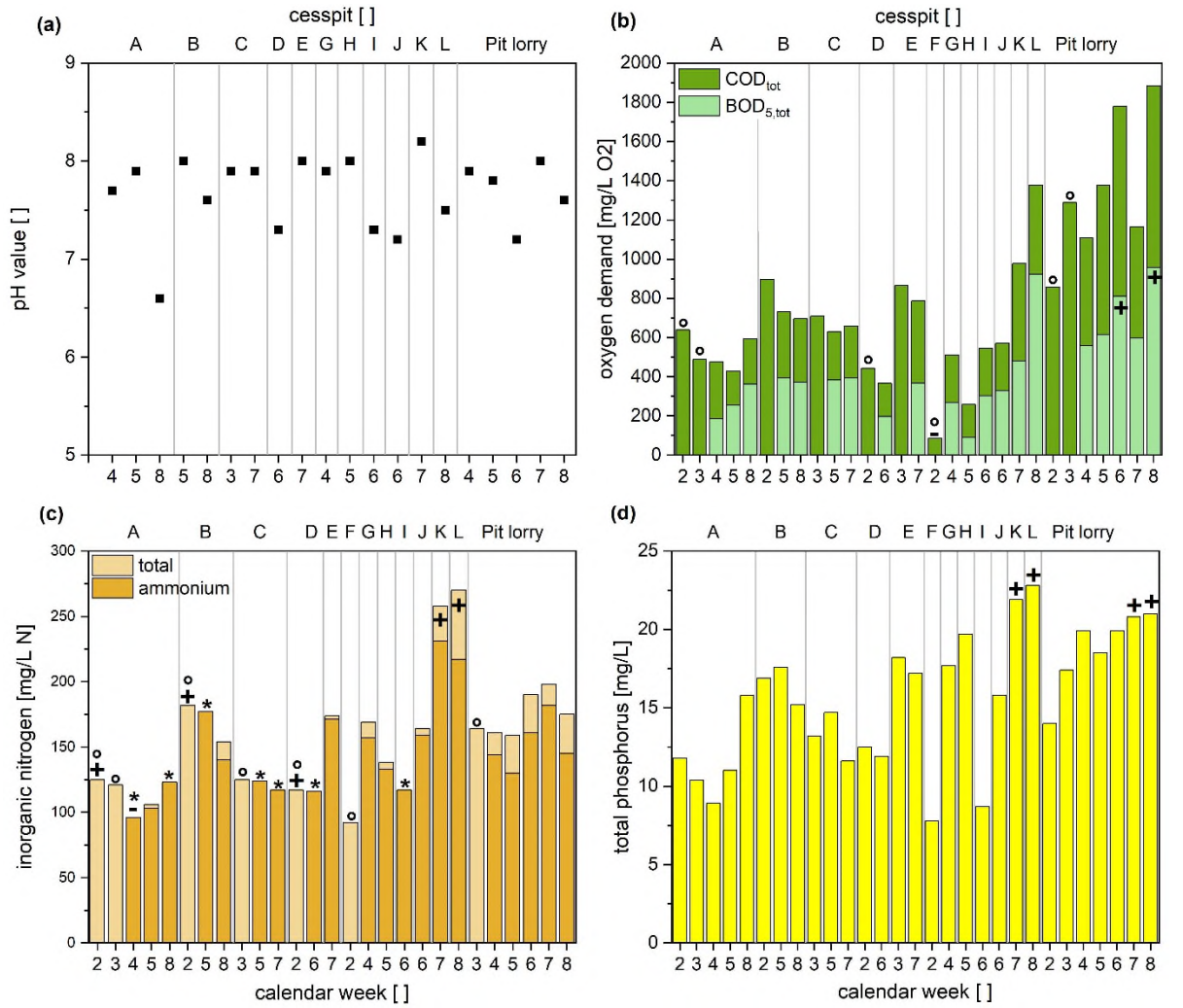
Der pH-Wert der Abwasserproben aus den Einzelgruben schwankte zwischen 6,6 und 8,2. Im Vergleich dazu lagen die Messwerte der Saugwagenproben in einem wesentlich engeren Schwankungsbereich zwischen 7,2 und 8.0 (Abbildung 5a). Messungen zur elektrischen Leitfähigkeit wurden stichprobenartig nur bei wenigen Proben durchgeführt. Sie wiesen Werte zwischen 1,7 bis 3,0 mS/cm bzw. 2,0 und 2,4 mS/cm auf.

Sowohl die Werte des CSB_{ges} und $BSB_{5,ges}$ zeigten deutliche Unterschiede zwischen den Gruben- und Saugwagenproben. In Abbildung 5b ist deutlich erkennbar, dass die Schwankungsbreite zwischen den Haushalten wesentlich größer ist als innerhalb eines einzelnen Haushalts, für den mehrere Proben genommen wurden. Dies lässt sich durch den spezifischen Wasserverbrauch erklären: Höhere CSB_{ges}-Werte lassen auf einen geringeren Wasserverbrauch und somit einer geringeren Verdünnung schließen. Einige Quellen für $BSB_{5,ges}$ sind stark von individuellen Nutzungsverhalten und Gewohnheiten abhängig, beispielsweise Küchenabfälle, bestimmte Reinigungs- und Körperpflegeprodukte sowie die Menge an Toilettenpapier (Larsen et al., 2013; Li et al., 2019). In den Saugwagenproben sind die $BSB_{5,ges}$-Werte höher, was sich vermutlich auf die unterschiedliche Probennahme zurückführen lässt. Der Anteil des gelösten chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB_{gel}) am CSB_{ges} bewegte sich in den Einzelgruben zwischen 66 % und 71 % und in den Saugwagenproben zwischen 30 % und 48 %. Es konnten keine Unterschiede zwischen einzelnen Haushalten festgestellt werden.

Die gemessenen Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen zeigten deutliche Unterschiede zwischen den Haushalten, innerhalb einer Sammelgrube hingegen blieben die Werte relativ konstant (Abbildung 5c und d). Die enge Übereinstimmung zwischen den Konzentrationen an NH_4^+-N und N_{ges} lässt darauf schließen, dass Stickstoff in den Sammelgruben überwiegend in Form

von Ammonium vorliegt. Hauptursache dieses Ammoniumeintrags sind Reste des menschlichen Stoffwechsels, insbesondere Urin (Macura et al., 2024; Ray et al., 2022; Tchobanoglous et al., 2003). Zusätzlich können stickstoffhaltige Bestandteile in Haushalts- und Reinigungsprodukten, die sich im Abwasser zersetzen, zur Bildung von Ammonium beitragen (Omar et al., 2024). Die größte Phosphorquelle im häuslichen Abwasser stellen in der Regel menschliche Ausscheidungen dar (Larsen et al., 2013).

Abbildung 5: Abwasserzusammensetzung der Gruben- (A bis L) und Saugwagenproben. (a) pH-Wert, (b) chemischer Sauerstoffbedarf (CSB_{ges}) und biochemischer Sauerstoffbedarf ($BSB_{5,ges}$), (c) anorganischer Stickstoff und (d) Phosphor. Symbole über den Balken: ° $BSB_{5,ges}$ oder NH_4^+-N nicht analysiert, * NH_4^+-N > N_{ges}, - Messung unterhalb des Messbereichs und + Messung oberhalb des Messbereichs der Testkits.



Quelle: Görnt et al. (2025).

2.1.1.4 Ergebnisse zu Schwermetallen

Die Schwankungen der Schwermetallgehalte in den Proben aus Sammelgruben und Saugwagen lassen auf ein haushaltsspezifisches, unregelmäßiges Eintragsverhalten schließen (Abbildung 6). In Woche 5 fielen jeweils einzelne Proben durch erhöhte Werte bestimmter Metalle auf: Sammelgrube B zeigte eine auffällige Konzentration von Antimon, während in Sammelgrube C ein erhöhter Quecksilbergehalt gemessen wurde. Abgesehen von diesen Extremen lagen die Konzentrationen dieser Elemente in den übrigen Proben durchweg auf niedrigem Niveau. Höhere Werte von Arsen, Mangan, Molybdän und Zinn traten ebenfalls auf, jedoch nur vereinzelt und ohne ein klares Muster (Abbildung 6).

Die Ursprünge vieler Schwermetalle im häuslichen Abwasser sind bislang nur unzureichend erforscht (Sörme & Lagerkvist, 2002). Als potenzielle Eintragsquellen gelten unter anderem Nahrungsmittel, quecksilberhaltige Amalgamfüllungen, Haushaltsreiniger, kosmetische Produkte, Arzneimittel sowie Materialien aus der Hausinstallation – etwa Armaturen, Rohrleitungen und Sanitäranlagen (Sörme & Lagerkvist, 2002). Da Sammelgruben geschlossene Systeme sind, beeinflussen Regen- und Oberflächenwasser die Zusammensetzung des Abwassers in sehr begrenztem Umfang.

Fünf der nachgewiesenen Schwermetalle unterliegen der Trinkwasserverordnung und werden daher routinemäßig durch den lokalen Wasserversorger überwacht und eingehalten. Daraus lässt sich ableiten, dass das Trinkwasser nur einen geringen Beitrag zu den im Abwasser gemessenen Metallkonzentrationen leistet.

2.1.1.5 Ergebnisse der organischen Spurenstoffe

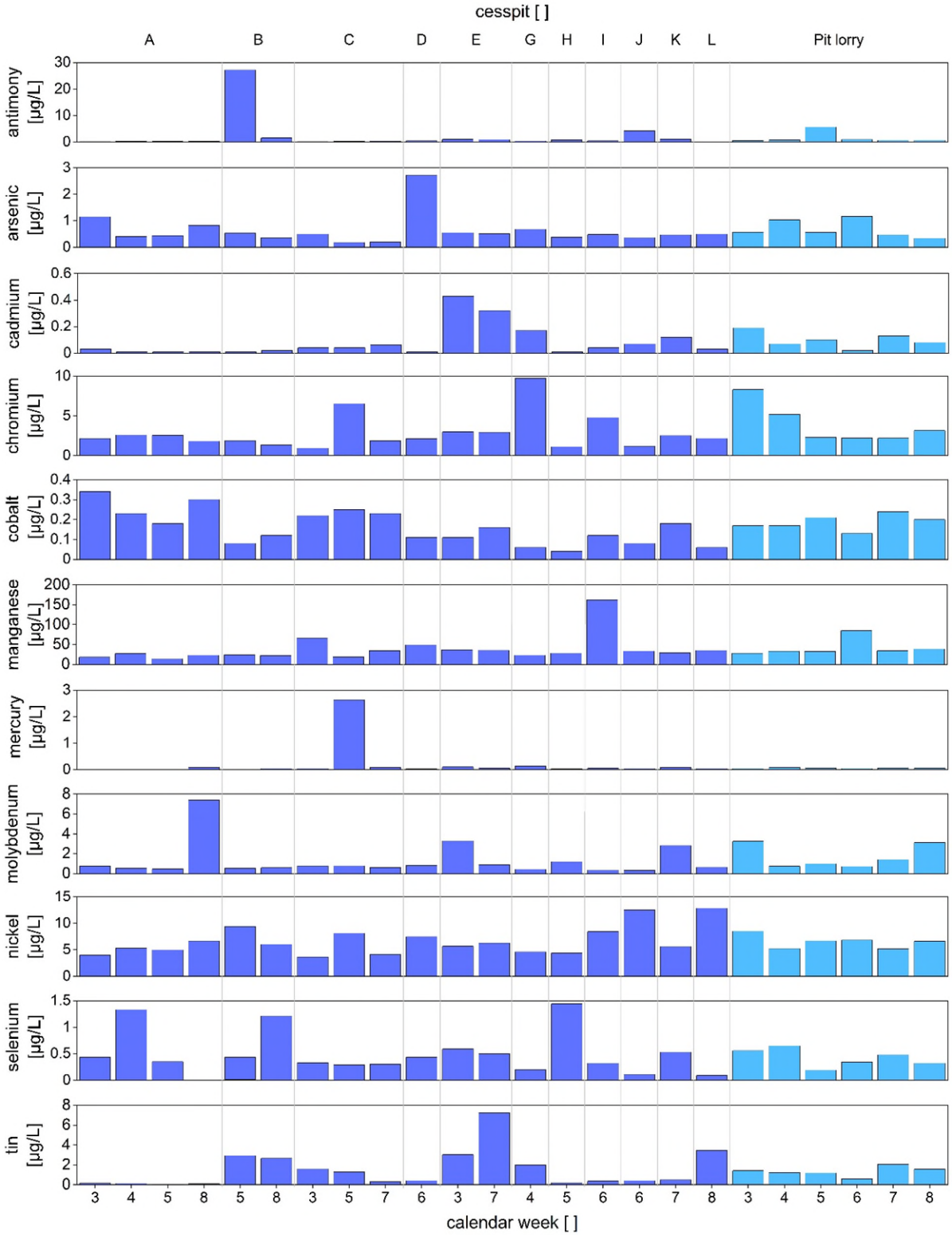
Insgesamt wurden 34 organische Spurenstoffe in den Abwasserproben nachgewiesen, darunter Arzneimittel, Süßstoffe und Industriechemikalien. Die Konzentrationen reichten von 0,04 bis 2.300 µg/L für Tris(2-chlorethyl)phosphat (TCEP) bzw. 2-Pyrrolidon (2PYR). Etwa 71 % der Verbindungen zeigten deutliche Konzentrationsunterschiede innerhalb eines Haushalts.

Einige Stoffe wie Melamin (MEL), 1,3-Diphenylguanidin (DPG), 1,3-Di-o-tolylguanidin (DIOTOG) und 1-propylpyridinium (PYC3) weisen über alle Proben hinweg stabile Konzentrationen auf. Mögliche Quellen sind Haushaltsprodukte, Kunststoffgeschirr, Rohre, Schuhe, Textilien oder ionische Flüssigkeiten (Diera et al., 2023; ECHA, 2025a, 2025b; Ho et al., 2010). Häufig nachgewiesene Substanzen wie Acesulfam, Saccharin, Diclofenac und Metformin traten teils in hohen Konzentrationen auf. Zwischen Gruben- und Saugwagenproben konnten keine Unterschiede festgestellt werden.

2.1.1.6 Ergebnisse der Durchflusszytometrie

Zur Bestimmung der Bakteriendichte und der phänotypischen Diversität wurden 15 Grubenproben sowie fünf Saugwagenproben mittels Durchflusszytometrie untersucht. Die Gesamtzellzahlen lagen je nach Grubenprobe zwischen $1{,}14\times10^{10}$ und $1{,}41\times10^{11}$ Zellen/ml. Auch innerhalb eines Haushalts schwankten die Werte deutlich, etwa in Grube B zwischen Woche 5 und 8. Der Anteil beschädigter Zellen variierte zwischen 13,7 % und 30,9 %, mit besonders starken Schwankungen in Grube A. Die mikrobielle Diversität war in allen Proben vergleichbar: Der Richness-Index lag zwischen 1.924 und 2.014 Clustern, der Shannon-Index zwischen 7,33 und 7,52 – beides Hinweise auf eine ähnlich komplexe mikrobielle Gemeinschaft in Gruben- und Saugwagenproben.

Abbildung 6: Schwermetallkonzentrationen in den Gruben- (A bis L) und Saugwagenproben.



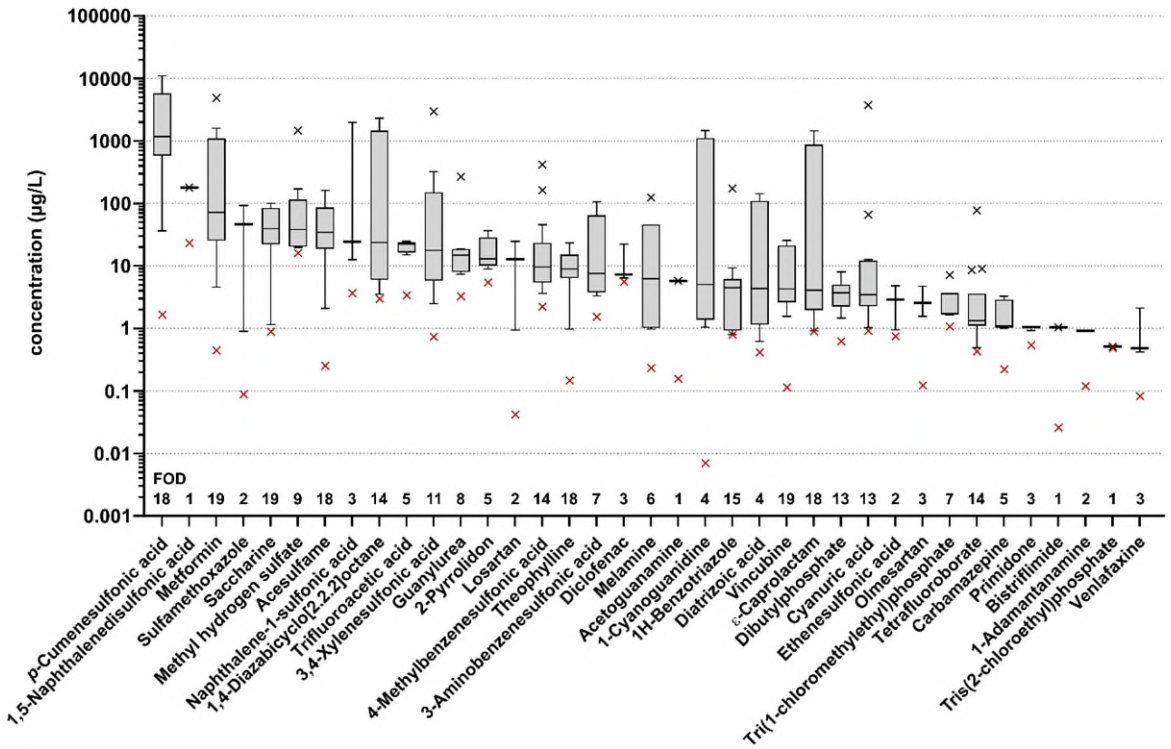
Quelle: Görnt et al. (2025).

2.1.2 Quellen von Spurenstoffen in kommunalem Abwasser

Ergänzend zu der Analyse organischer Spurenstoffe der Sammelgruben wurde das Abwasser-Kanalnetz von Leipzig in zwei Zeiträumen (März und Oktober 2022) beprobt um einen besseren Eindruck zu gewinnen, welche PM-Stoffe überwiegend häusliche Quellen haben und welche von Industrie und Gewerbe emittiert werden. Die Beprobungsstellen wurden so ausgewählt, dass sie nahe an Einleiterstellen häuslichen oder industriellen Abwasser lagen. Hierfür wurden 67 PM-Stoffe in 19 Kanalnetzproben mittels SFC-MS/MS analysiert. Für weitere Details zur Beprobung und Analytik siehe Seelig et al. (2024).

Insgesamt wurden 37 PM-Stoffe in den Kanalnetzproben oberhalb der Methodendetektionslimits detektiert. Mediankonzentrationen variierten um 4 Größenordnungen von 0,5 bis 800 µg/L. *p*-Cumolsulfonsäure (CSA) wurde in den höchsten Konzentrationen von bis zu 11 mg/L detektiert (Abbildung 7).

Abbildung 7: Konzentrationen von PM-Stoffen in Kanalnetzproben (n = 19). Rote Kreuze markieren das Methodendetektionslimit.

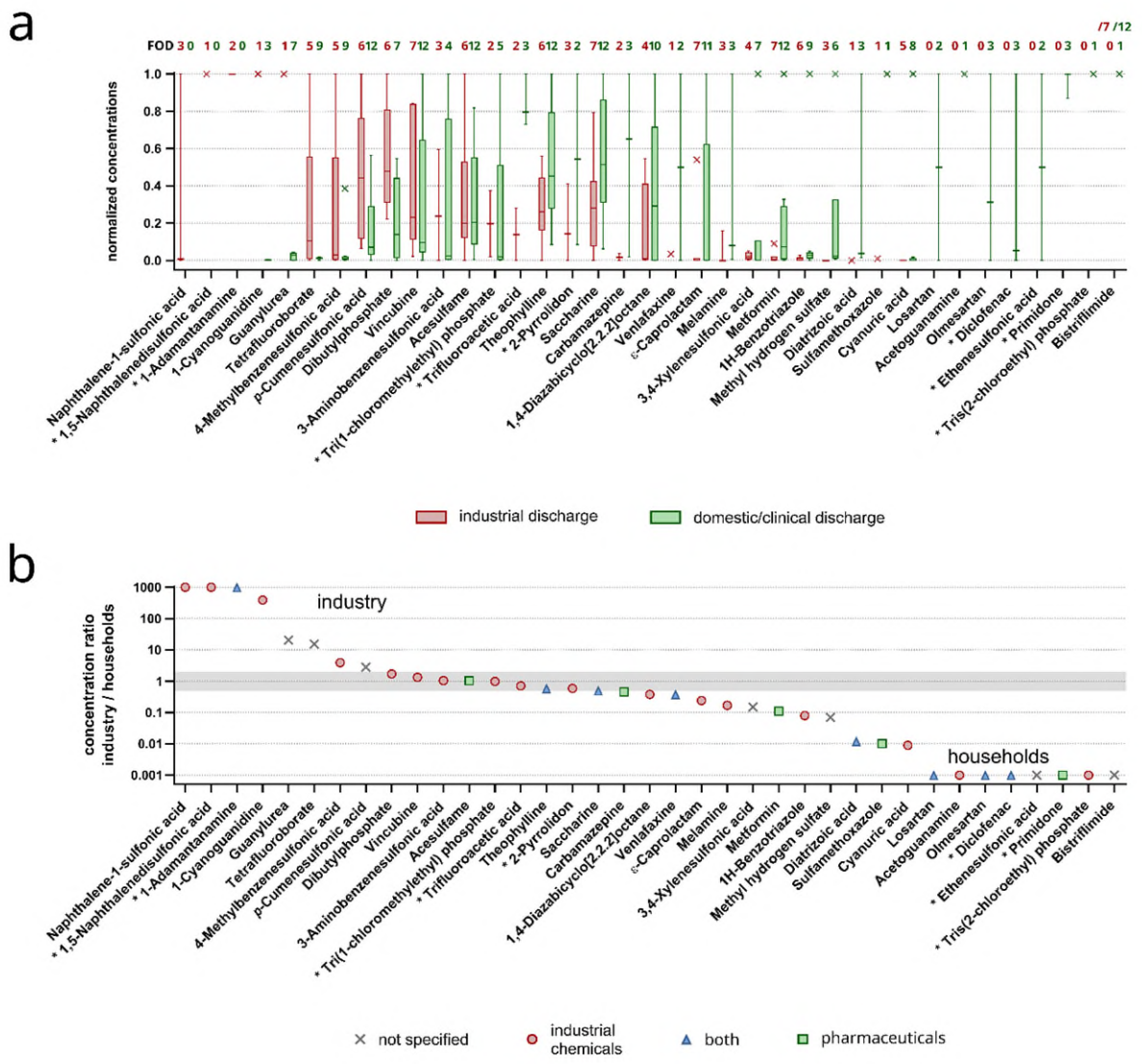


Quelle: Seelig et al. (2024).

Um eine bessere Einordnung der Analyten als häuslich und industriell zu ermöglichen, wurden normalisierte Konzentrationen (bezogen auf die Maximalkonzentration des jeweiligen Analyten) in häuslichen und industriellen Proben berechnet (Abbildung 8a). Da klinische und häusliche Proben oft ein ähnliches Profil an Mikroschadstoffen zeigen (Carraro et al., 2016), wurden sie in dieser Auswertung zusammengefasst. Die Analyte wurden anschließend nach dem Verhältnis der normalisierten Mediankonzentrationen in industriellen und häuslichen Proben sortiert, wodurch Analyte deren Emission deutlich häuslich geprägt scheinen, identifiziert wurden. Ein überwiegend häuslicher Einfluss (Verhältnis < 0.5) wurde für 14 Analyte festgestellt während 9 Analyte nicht klar zugeordnet werden konnten (Verhältnis zwischen 0.5 und 2) und 15 Analyte überwiegend aus industriellen Quellen emittiert wurden (Verhältnis > 2).

Um zu prüfen ob Emissionsquellen mit den dokumentierten Anwendungsgebieten basierend auf Publikationen, ECHA Daten und World Health Organization Daten (für Details siehe Seelig et al. 2024) der Chemikalien übereinstimmen wurden die Chemikalien nach ihrem Anwendungsgebiet in Pharmaka oder Industriechemikalien eingeteilt. Die so als Industriechemikalien klassifizierten PM-Stoffe wurden allerdings sowohl von industriellen Quellen als auch häuslichen Quellen emittiert. Für diese Stoffe erfolgt die Hauptemission in das kommunale Abwassernetz offenbar über ihre Anwendung, z.B. in Krankenhäusern oder Arztpraxen (z.B. Diatrizoesäure) oder durch die Verwendung in Reinigungsmitteln. Pharmaka (z.B. Primidon, Sulfamethoxazol) finden sich erwartungsgemäß überwiegend in häuslichem Abwasser. Dies zeigt das auch Industriechemikalien für die landwirtschaftliche Wasserwiederverwendung von Bedeutung sind, wenn es zu einer Anwendung im häuslichen Bereich kommt.

Abbildung 8: Vergleich des Vorkommens von PM-Stoffen in Kanalnetzproben, die vorwiegend häuslichen und industriellen Einleitungen zugeordnet wurden. a) Normalisierte Konzentrationen und Detektionshäufigkeit. b) Verhältnis der normalisierten Mediankonzentrationen in häuslichem und industriellem Abwasser.



Quelle: Seelig et al. (2024).

2.2 Aufbau, Inbetriebnahme und Betrieb der MBR-Pilotanlagen

Im Rahmen des Forschungsprojekts wurden zwei Membranbioreaktoren (MBR) im Pilotmaßstab geplant, gebaut und betrieben. Aufgrund von Lieferengpässen und weiteren Verzögerungen beim Bau des großen Pilot-MBR wurden der Membranrückhalt gegenüber Viren und Bakterien, die Membranleistung bei unterschiedlichen Versuchsbedingungen und die biologische Spurenstoffelimination in Kombination mit Pulveraktivkohle (PAK) im MBR-Verfahren am kleinen Pilot-MBR untersucht (siehe Kapitel 2.2.1). Parallel wurde der große Pilot-MBR mit 3,4 m^3 Reaktorvolumen und einem großtechnischen Membranmodul mit 50 m^2 Membranfläche fertiggestellt und in Betrieb genommen.

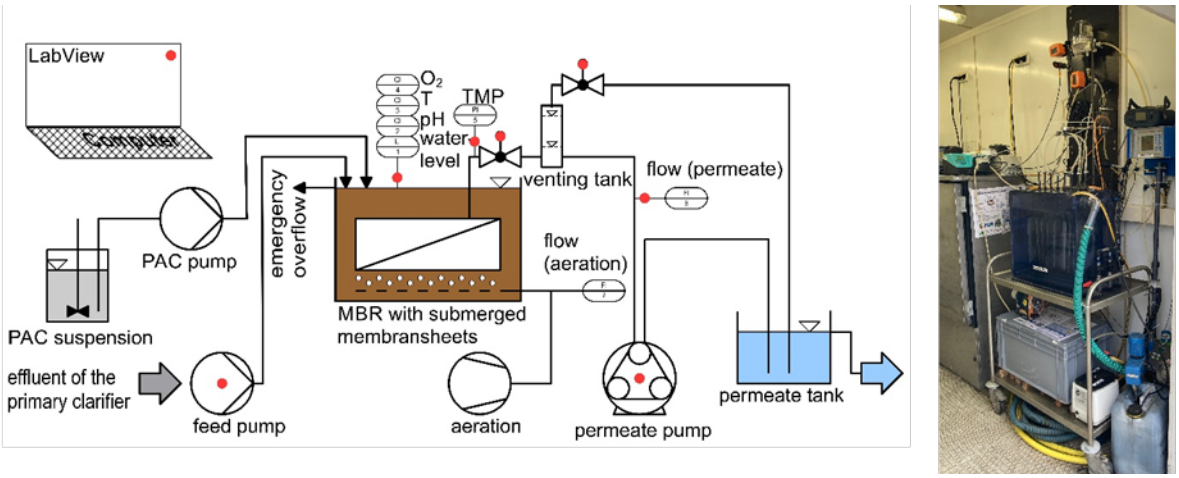
2.2.1 Aufbau und Inbetriebnahme des kleinen Pilot-MBR

Die Untersuchungen wurden mit kommunalem Abwasser mit einem MBR im Pilotmaßstab (0,72 m^2 Membranfläche, 63 L Reaktorvolumen) durchgeführt. Die Ultrafiltrationsmembranen (PES, 0,04 µm Porengröße, MANN+HUMMEL) waren im Reaktor getaucht installiert (Abbildung 9). Durch drei perforierte Rohre wurde Luft (ca. 50 L/min) in den Reaktor eingetragen, um den Belebtschlamm mit Sauerstoff für die biologische Abwasserreinigung zu versorgen und eine turbulente Durchmischung zu gewährleisten. Hierdurch konnten Kohlenstoff eliminiert und Ammonium zu Nitrat oxidiert werden (Kohlenstoffelimination bzw. Nitrifikation). Zusätzlich erzeugte die Belüftung einen Querstrom (*crossflow*) entlang der Membran, der durch Scherkräfte die Deckschichtbildung während der Filtration kontrollierte. Der pH-Wert und die Temperatur (WTW pH-Elektrode SenTIX 940 P) sowie die Konzentration des gelösten Sauerstoffs (IKS O-DOS) wurden im Reaktor kontinuierlich gemessen und aufgezeichnet. Abhängig vom Füllstand im MBR wurde Ablauf der Vorklärung der Kläranlage Stahnsdorf (Brandenburg, Deutschland; 52.000 m^3/d Trockenwetterzufluss, ca. 480.000 Einwohnerwerte) in den Reaktor gepumpt. Der MBR-Zulauf wurde nicht zusätzlich mechanisch vorgereinigt, da dieser durch Rechen, Sandfang und Vorklärung der Kläranlage bereits mechanisch behandelt war. Außerdem war der Abstand zwischen den einzelnen Membrantaschen im Vergleich zum großtechnischen Membranmodul größer, so dass das Risiko von Verblockungen durch Störstoffe gering war.

Der Belebtschlamm (ohne oder mit PAK) wurde vom behandelten Abwasser durch die Membranen abgetrennt, und das Permeat wurde über einen Entlüftungstank mit einer Schlauchpumpe in einen Permeatbehälter gefördert. Durch den Entlüftungstank konnte überschüssig gelöste Luft in der Permeatleitung abgetrennt und diskontinuierlich entfernt werden, wodurch eine Störung der Durchflussmessung durch Luftblasen verhindert wurde. Der Filtrationsdruck wurde durch das Prozessleitsystem (PLS) online in der Permeatleitung gemessen und in den Transmembrandruck (TMP) sowie in die normierte Permeabilität ($L_{P,20°C}$) umgerechnet.

Die Filtration erfolgte diskontinuierlich: Ein Filtrationsintervall bestand aus 510 Sekunden Filtration, 8 Sekunden Ventilumschaltung, 22 Sekunden Systementlüftung durch Rückspülung mit Permeat, 8 Sekunden Umschaltung der Ventile, 30 Sekunden Permeatrückspülung bei 10 L/(m^2·h) Flux sowie 22 Sekunden Relaxation. Hierbei handelt es sich um die von MANN+HUMMEL empfohlene Standardabfolge für MBR-Anlagen. Die Permeatpumpe wurde anhand des im PLS hinterlegten Durchflusses und mithilfe der Durchflussmessung in der Permeatleitung geregelt, was den Betrieb bei konstantem Durchfluss ermöglichte.

Abbildung 9: Prozessschema (links) und Foto des MBR (rechts); die im Prozessschema mit roten Punkten markierten Geräte sind mit dem Prozessleitsystem verbunden.



Quelle: Bauer et al. (2025).

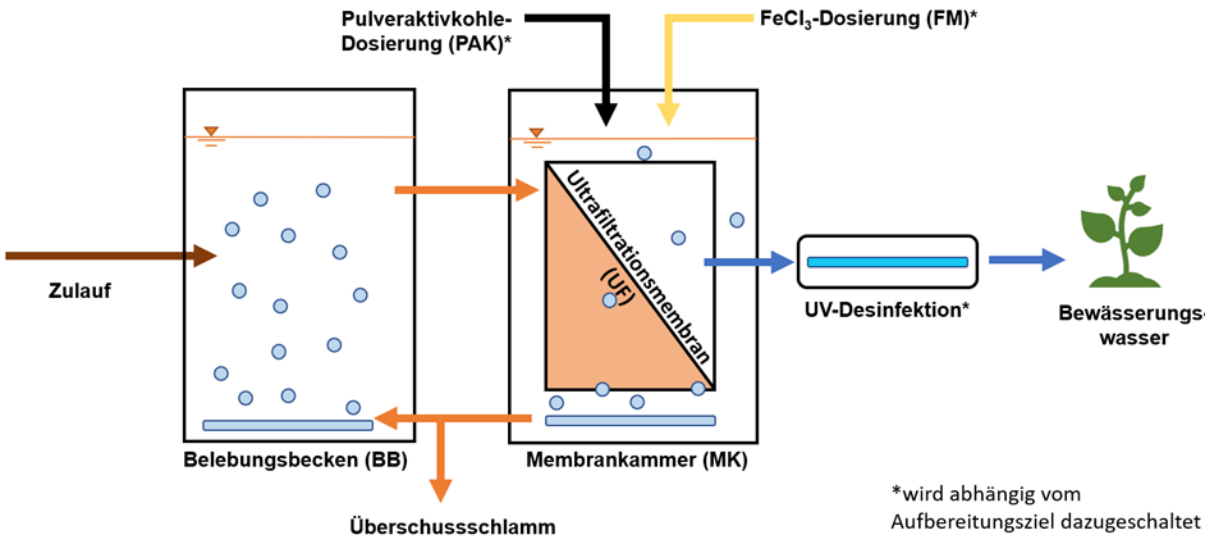
Bei Bedarf konnte PAK als Suspension mithilfe einer Schlauchpumpe in den MBR dosiert werden. Hierfür wurde die PAK mit Trinkwasser in einem kontinuierlich gerührten Tank angesetzt. Die PAK (SAE SUPER, Norit) mit einer Jodzahl von mindestens 950, 1050 m^2/g Oberfläche und einer Partikelgröße von 20 µm D_{50} wurde aufgrund ihrer guten Effizienz in Batch-Vorversuchen (siehe auch Abschnitt 2.5.1) ausgewählt (Dittmann et al., 2022).

2.2.2 Aufbau und Inbetriebnahme des großen Pilot-MBR

Planung und Bau des großen Pilot-MBR erfolgten im Hinblick auf den Betrieb als mobile dezentrale Anlage. Daher wurde der MBR in einem 10-Fuß-Container platzsparend sowie möglichst flexibel hinsichtlich seiner Betriebsweise ausgeführt.

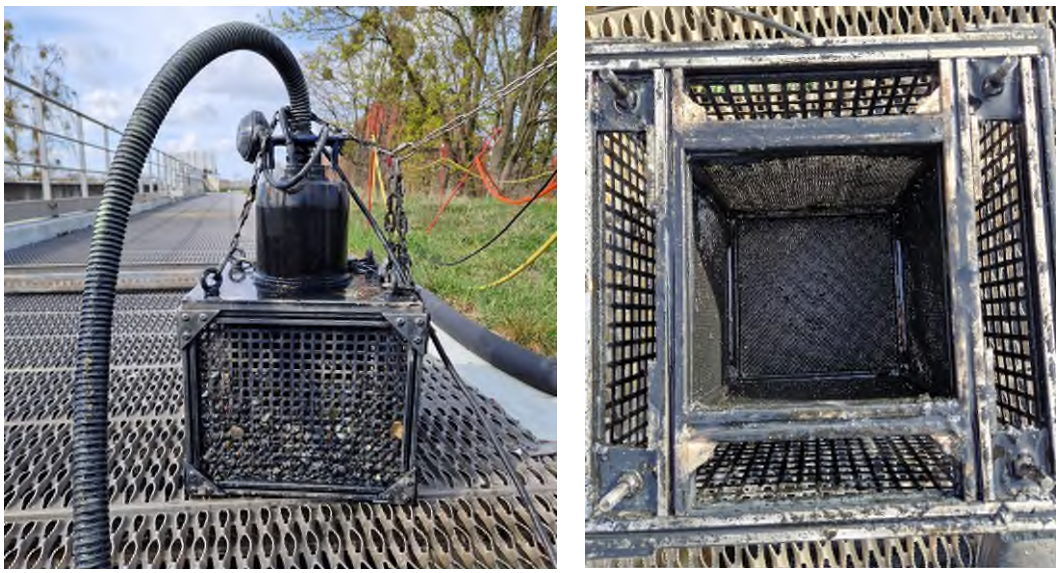
Die biogische Abwasserreinigung erfolgte innerhalb der Membrankammer (V = 1,1 m^3) und eines damit verbundenen weiteren Belebungsbeckens (V = 2,3 m^3; Abbildung 10). In Abhängigkeit vom Füllstand wurde der Zulauf zur Pilotanlage (Feed) durch eine Tauchpumpe in das Belebungsbecken gefördert, wobei die Tauchpumpe mit einer zweistufigen Vorsiebung (10 mm und 2 mm) für den mechanischen Rückhalt von Störstoffen ausgestattet war (Abbildung 11). Die Vorsiebung wurde in Eigenproduktion hergestellt, da kommerziell erhältliche großtechnische Siebanlagen aus Platzgründen und aufgrund der verfahrenstechnischen Komplexität ihrer Einbindung in das Gesamtsystem nachteilig gewesen wären. Im Belebungsbecken begann die biologische Abwasserreinigung des frisch zugeführten Abwassers. In Abhängigkeit von Betriebsmodus und angestrebter Sauerstoffkonzentration wurde das Belebungsbecken mit einem Gebläse über Membranbelüfter mit Luft versorgt. Durch Abschaltung der Belüftung im Belebungsbecken war ein Anlagenbetrieb mit vorgeschalteter Denitrifikation möglich. Der Belebtschlamm wurde durch eine im Belebungsbecken installierte Tauchpumpe umgewälzt, was sich in der Praxis jedoch als nicht ausreichend erwies.

Abbildung 10: Verfahrensschema der großen MBR-Pilotanlage.



Quelle: eigene Darstellung, UBA.

Abbildung 11: Feinsiebung des Zulaufs des großen Pilot-MBR an der Zulaufentnahmepumpe.



Quelle: eigene Darstellung, UBA.

Durch zwei Tauchpumpen wurde das Gemisch aus Abwasser und Belebtschlamm zwischen dem Belebungsbecken und der Membrankammer rezirkuliert, wobei auf Empfehlung des Projektpartners MANN+HUMMEL eine Rezirkulationsrate von 300 % bzgl. des Netto-Anlagendurchflusses angestrebt wurde. Die vom Belebungsbecken in die Membrankammer fördernde Pumpe wurde anhand des Füllstands in der Membrankammer gesteuert. Die aus der Membrankammer in das Belebungsbecken fördernde Tauchpumpe lief mit einem konstanten Durchfluss. Außerdem wurde diese Pumpe durch Umstellung der Ventile für den Überschussschlammabzug eingesetzt. Der Überschussschlammabzug wurde anhand der TS-Sonde (Trockensubstanz) in der Membrankammer gesteuert.

Die Membrankammer des großen Pilot-MBR war analog zum kleinen Pilot-MBR gestaltet. Das 50-m^2-Membranmodul (BIO-CEL®EASY, MANN+HUMMEL) bestand aus demselben Membranmaterial (PES, 0,04 µm Porengröße) wie die Membranen des kleinen Pilot-MBR. Durch

Membranbelüfter unterhalb des Membranmoduls wurden der Crossflow zur Deckschichtkontrolle während der Filtration erzeugt, die Membrankammer durchmischt und der Belebtschlamm mit Sauerstoff versorgt. Zusätzlich konnte durch eine Schlauchpumpe PAK zur Spurenstoffelimination und mithilfe einer Membranpumpe Fällmittel zur chemischen Phosphatfällung in die Membrankammer dosiert werden. In der Membrankammer wurden die Parameter pH-Wert (SensoLyt® 700 IQ/SET, WTW), Sauerstoffkonzentration (FDO®700 IQ, WTW), Ammonium- und Nitratkonzentration (VARiON®PlusAN/A com SET, WTW) sowie Trockensubstanzgehalt (ViSolid® 700 IQ, WTW) und Füllstand online überwacht.

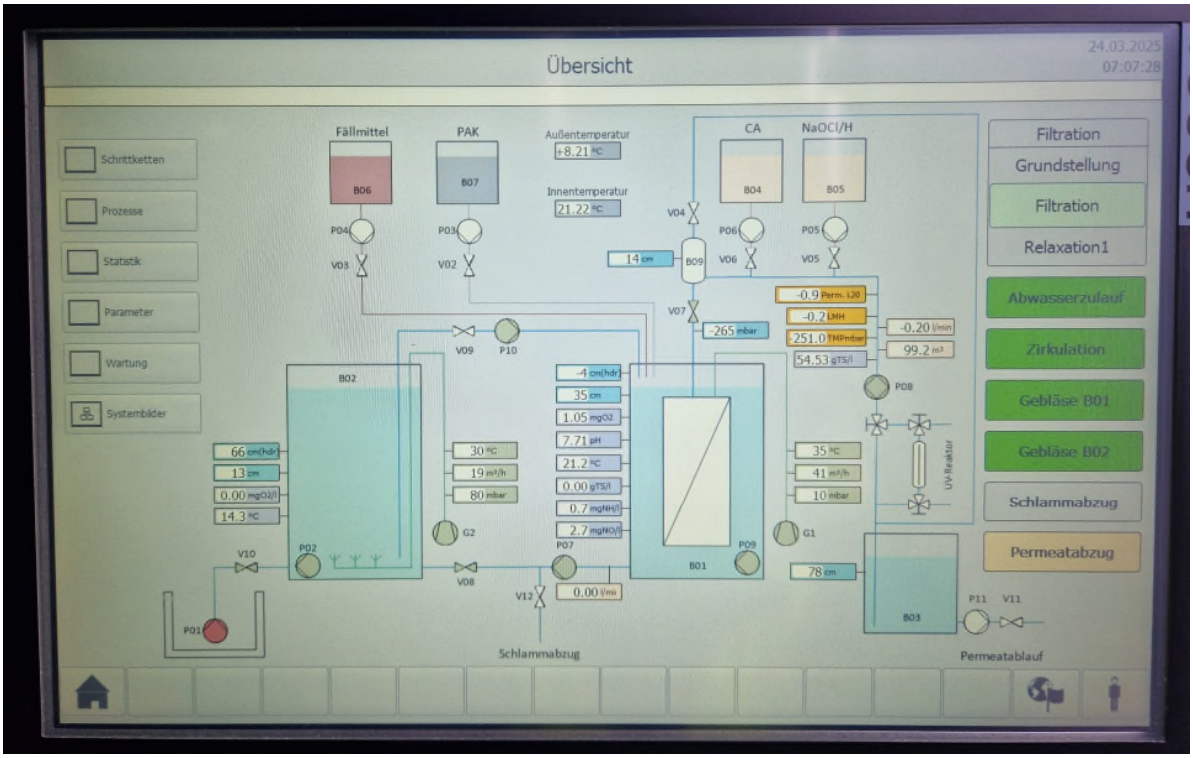
Das gereinigte Abwasser wurde durch die Membran vom Belebtschlamm abgetrennt. Hierbei diente die Membran auch als Barriere für Bakterien und Viren. In Abhängigkeit vom Aufbereitungsziel und zur Schaffung von Redundanzen bei der Elimination von Pathogenen konnte eine UV-Desinfektion (VAP AW, UV-EL) nachgeschaltet werden. Analog zum kleinen Pilot-MBR wurde beim großtechnischen MBR ein Entlüftungsbehälter mit 10 L Volumen installiert. Im Gegensatz zum kleinen Pilot-MBR wurde der Entlüftungsbehälter allerdings nicht in jedem Filtrationszyklus entlüftet, sondern abhängig vom vorliegenden Füllstand. Das Permeat wurde je nach Füllstand im Permeatbehälter zwischengespeichert und bei Nichtverwendung dem Ablauf der Vorklärung der Kläranlage Stahnsdorf zugeführt. Die Umstellung von Ventilen in der Permeatleitung ermöglichte eine Speicherung des Permeats in externen Behältern.

Zur Überwachung der Membranintegrität wurde in der Permeatleitung die Trübung (VISO-Turbo® 700 IQ, WTW) online überwacht. Die Phosphatkonzentration wurde zur Bewertung der Phosphorelimination online gemessen (Phosphax sc MB1, HACH). Zusätzlich wurde analog zum kleinem Pilot-MBR die Feed- und Permeatqualität durch Stichproben sowie Mischproben aus dem Permeatbehälter analysiert. Die Effizienz der UV-Desinfektion konnte durch Probennahmestellen in Fließrichtung vor und nach dem UV-Desinfektionsmodul ermittelt werden.

Die Datenaufzeichnung und Steuerung des großen Pilot-MBR erfolgte durch eine Siemens SIMATIC S7, die im Rahmen einer Bachelorarbeit programmiert wurde (Abbildung 12).

Die große MBR-Pilotanlage wurde vom Projektteam geplant und einschließlich Elektronik und Schaltschrank durch Mitarbeiter des Umweltbundesamts mit Unterstützung von MANN+HUMMEL gebaut (Abbildung 13). Das Belebungsbecken konnte aufgrund des Volumens von 2,3 m^3 nicht innerhalb des 10-Fuß-Containers verbaut werden, wodurch der Behälter an der Rückseite des Containers befestigt wurde. Insgesamt hatte die Anlage 3,4 m^3 Reaktorvolumen, wobei die Belüftung des jeweiligen Behälters unabhängig angesteuert werden konnte. Die Anlage war für Durchflüsse von 0,3 m^3/h bis 2,5 m^3/h und Trockensubstanzgehalte bis 15 g/L ausgelegt. Die Betriebsweise der Filtration konnte durch die SPS-Programmierung manuell an die jeweiligen Versuchsbedingungen angepasst werden. Die chemischen Zwischenreinigungen erfolgten automatisch durch entsprechende Programmierung, wobei die Reinigungschemikalien in Abhängigkeit vom Reinigungsziel bei der Rückspülung mit Permeat in der gewünschten Konzentration zugegeben wurden. Zwischenreinigungen erfolgten in der Regel mit 500 mg/L Natriumhypochloritlösung und 2.000 mg/L Zitronensäurelösung bei jeweils 1 h Einwirkzeit.

Abbildung 12: Frontpanel der Bedienoberfläche des großen Pilot-MBR.



Quelle: eigene Darstellung, UBA.

Abbildung 13: Baufortschritt des großen Pilot-MBR.



Quelle: eigene Darstellung, UBA.

Hauptreinigungen zur Entfernung von irreversiblem Membranfouling erfolgten, ebenso wie die Zwischenreinigungen, *in situ*, wodurch ein Ausbau des Membranmoduls nicht erforderlich war. Hierfür wurde der Belebtschlamm aus der Membrankammer abgelassen und die Membran zunächst manuell mit Wasser mechanisch gereinigt. Anschließend erfolgte jeweils eine Hauptreinigung mit Natriumhypochlorit und Zitronensäure bei Einwirkzeiten bis 24 h. Hierbei wurden Natriumhypochlorit in einer Konzentration bis 850 mg/L und Zitronensäure bis 4.000 mg/L eingesetzt. Eine Hauptreinigung war innerhalb des kurzen Betriebszeitraums des großen MBR nicht notwendig. Die Betriebserfahrungen des kleinen Pilot-MBR zeigten jedoch die Notwendigkeit von Hauptreinigungen in Intervallen zwischen einem halben und einem Jahr.

2.2.3 Digitaler Zwilling des großen Pilot-MBR

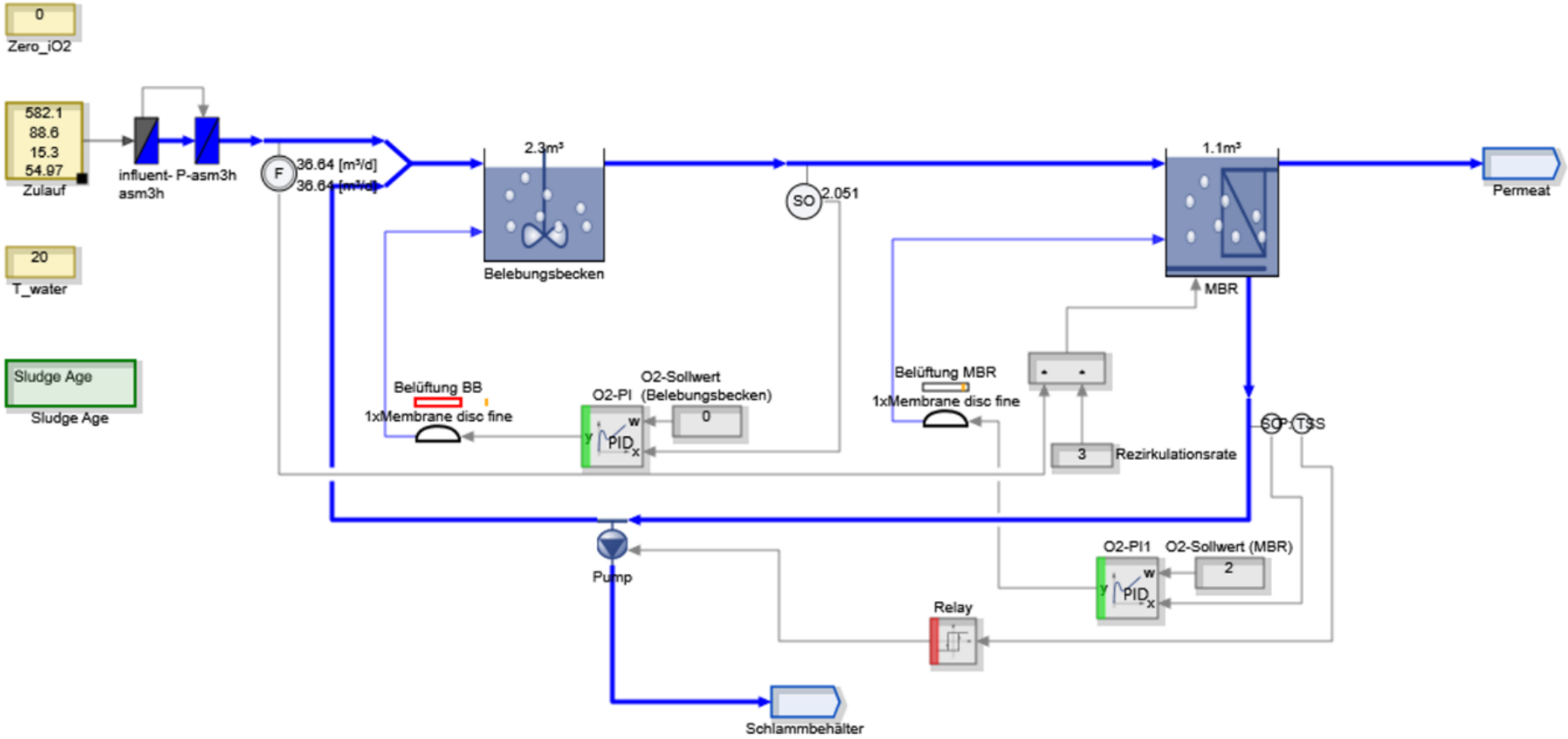
Zur Unterstützung der Versuchsplanung und -vorbereitung sowie Verifizierung der Versuchsergebnisse hinsichtlich der Reinigungsleistung des Belebungsverfahrens wurde der große Pilot-MBR mit der Simulationssoftware SIMBA# 5.0 (IFAK e. V., Magdeburg) als Modell angelegt. Das Modell wurde anhand der Ergebnisse der praktischen Versuche mit dem Ziel der Schaffung eines digitalen Zwillings kalibriert und validiert.

Abbildung 14 zeigt den Modellaufbau der großen Pilotanlage in SIMBA#. Die Zulaufwerte wurden anhand der Messergebnisse des Zulaufs des kleinen Pilot-MBR ermittelt und zur Überprüfung der Repräsentativität der Messergebnisse mit den Messdaten der Berliner Wasserbetriebe (BWB) für den Zeitraum 2020 bis 2024 verglichen. Die mittlere Wassertemperatur des kleinen Pilot-MBR lag bei rund 20 °C, weshalb diese bis zum Vorliegen von Versuchsergebnissen für die Simulation verwendet wurde.

Analog zur großen Pilotanlage wurden das Belebungsbecken und die Membrankammer in zwei separaten Einheiten modelliert. Im Modell sind die Volumina und Füllstände der Becken hinterlegt, wodurch der Sauerstoffeintrag und der hieraus resultierende Energieverbrauch hergeleitet werden können. Die Belüftung der einzelnen Becken kann anhand der Sauerstoffkonzentration geregelt oder mit konstanter Belüftung betrieben werden. Analog zum großen Pilot-MBR wird der Belebtschlamm zwischen der Membrankammer und dem Belebungsbecken rezirkuliert. Die Durchflussregelung der Rezirkulation erfolgt in Abhängigkeit vom Zulauf. Die TS-Konzentration wird in der Membrankammer (Rezirkulationsleitung) erfasst und über eine Zweipunktsteuerung vorgegeben. Bei Überschreitung der vorgegebenen TS-Konzentration wird die Pumpe in der Rezirkulationsleitung aktiviert.

Insgesamt können durch das Modell die Permeatqualität, der Sauerstoff- bzw. Luftvolumenbedarf und der Überschussschlammabzug bei verschiedenen betrieblichen Versuchseinstellungen simuliert werden. Außerdem können die Abbauprozesse in den einzelnen Aufbereitungsstufen untersucht werden.

Abbildung 14: Aufbau des digitalen Zwillings des großen Pilot-MBR.



Quelle: eigene Darstellung, UBA.

2.2.4 Standardmethodik des Versuchsanlagenbetriebs

2.2.4.1 Chemische Zwischenreinigungen der Membranen

Zur Regenerierung der Membranleistung wurden die Membranen wöchentlich chemisch mit 500 mg/L Natriumhypochloritlösung und 3.000 mg/L Zitronensäure gereinigt. Die Reinigungslösung wurde beim kleinen Pilot-MBR manuell mit deionisiertem Wasser in einem 3-L-Kolben hergestellt. Die Membranen wurden zunächst mit Natriumhypochlorit und anschließend mit Zitronensäure gereinigt. Zwischen den chemischen Zwischenreinigungen mit Natriumhypochlorit und Zitronensäure wurden fünf Filtrationszyklen durchgeführt.

Die chemischen Zwischenreinigungen wurden in den folgenden Schritten durchgeführt:

1. Anhalten des MBR in der Entspannungsphase zwischen zwei Filtrationsintervallen. Um Turbulenzen im MBR zu vermeiden, wurden die Crossflow-Belüftung und beim großen Pilot-MBR zusätzlich die Rezirkulation während der gesamten chemischen Zwischenreinigung abgeschaltet.
2. Start der chemischen Reinigung über das PLS der jeweiligen Anlage. Die chemische Rückspülung wurde mit 8 L/(m^2·h) beim kleinen Pilot-MBR und 10 L/(m^2·h) beim großen Pilot-MBR durchgeführt. Insgesamt wurde die Membran mit 1,5 L/m^2 Reinigungslösung benetzt. Die Rückspülung wurde anschließend für eine 30-minütige Kontaktzeit der Reinigungslösung mit den Membranen gestoppt.
3. In der zweiten Rückspülphase wurden 0,5 L/m^2 Reinigungslösung mit 8 L/(m^2·h) beim kleinen Pilot-MBR und 10 L/(m^2·h) beim großen Pilot-MBR zurückgespült. Die Rückspülung wurde anschließend für eine weitere 30-minütige Kontaktzeit der Reinigungslösung mit den Membranen gestoppt.
4. Die Membranen wurden 10 min lang mit 10 L/(m^2·h) Permeat freigespült (zurückgespült).
5. Wiederaufnahme des automatischen MBR-Betriebs.

2.2.4.2 Analyse der Membranleistung

Die Membranleistung wurde anhand des Transmembrandrucks (TMP) und der normierten Permeabilität bewertet. Die Permeabilität ($L_{P,T}$) wird berechnet, indem der TMP durch den Bruttofluss dividiert wird, der unter Verwendung der Gleichung 1 nach Judd und Judd (2011) sowie der Temperatur im MBR (T) in die normierte Permeabilität ($L_{P,20°C}$) umgerechnet wird:

$$L_{P,20°C} = \frac{L_{P,T}}{1{,}025^{(T-20°C)}} \quad (1)$$

Zur Berechnung der reversiblen und irreversiblen Foulingraten wurden drei Tage ab dem ersten Tag nach einer chemischen Zwischenreinigung berücksichtigt, um die Auswirkungen ungleichmäßiger Verschmutzung direkt nach einer chemischen Reinigung auszuschließen. Darüber hinaus wurden alle Messwerte für die normierte Permeabilität bei einem geringeren Bruttofluss als im PLS vorgegeben ausgeschlossen, um den Anfahrprozess der Permeatpumpe nicht zu berücksichtigen. Das reversible Fouling wurde anhand der Steigung der Regressionsgeraden der einzelnen Filtrationsintervalle innerhalb von drei Tagen nach einer Zwischenreinigung bestimmt. Das irreversible Fouling wurde anhand der Steigung einer Regressionsgeraden der normierten Permeabilität über die jeweiligen Phasen ermittelt.

2.2.4.3 Bestimmung von Trockensubstanzkonzentration und Schlammvolumenindex

Zur Kontrolle der Belebtschlammeigenschaften wurden beim MBR-Betrieb die TS-Konzentration und das Schlammvolumen nach 30-minütiger Sedimentation (SV30) täglich (außer an Wochenenden und Feiertagen) bestimmt. Während der Beprobung des Belebtschlamms war der Abwas-

serzulauf bei laufender Belüftung deaktiviert. Der SV30 wurde nach DIN EN 14702-1 (2006) ermittelt, wofür in der Regel eine vierfache Verdünnung des Belebtschlamms erforderlich war.

Die TS-Konzentration wurde nach DIN 38409-H1 (DIN, 2006) als Doppelbestimmung durchgeführt. Hierfür wurden die Belebtschlammproben filtriert, die Filter bei 105 °C getrocknet und gewogen. Bei Versuchen mit PAK wurden zur Bestimmung der Aktivkohlekonzentration im Belebtschlamm Filter aus Quarzfaser (Macherey-Nagel, QF-10 DU) verwendet. Aus den Ergebnissen der TS-Konzentration und des SV30 wurde der Schlammvolumenindex (ISV30) nach DIN EN 14702-1 (2006) berechnet. Anhand der gemessenen TS-Konzentration wurde einmal täglich (außer an Wochenenden und Feiertagen) manuell Schlamm abgezogen. Zur Berechnung des Schlammalters wurden alle Schlammabzüge und Anpassungen der TS-Konzentration dokumentiert.

2.2.4.4 Bestimmung des PAK-Anteils im Belebtschlamm

Der PAK-Anteil im Belebtschlamm wurde durch thermogravimetrische Analyse (TGA) bestimmt. Für die zweistufige TGA wurden die beladenen Quarzfaserfilter fein gemahlen und in einen Aluminiumoxidtiegel überführt. Es wurden ca. 30-40 mg Probenmasse eingewogen, was etwa der Hälfte des Volumens eines 150-µL-Tiegels entspricht. Jede Probe (zwischen 30 und 40 mg) wurde doppelt analysiert.

Eine Probe wurde zunächst mit einer Heizrate von 10 K/min in 30 mL/min Stickstoffatmosphäre auf 600 °C erhitzt. Nach einer Abkühlphase auf 25 °C wurde die Probe erneut mit 10 K/min unter 30 mL/min synthetischem Luftstrom auf ca. 750 °C Temperatur erhitzt.

Die erste Ableitung der Massenänderung in der Thermogravimetrie (TG) über die Zeit ergibt Massenverlustratenkurven, die als differentielle thermogravimetrische Signale (DTG) aufgetragen werden. Aufgrund der spezifischen temperaturabhängigen Gewichtsverluste von Belebtschlamm und PAK kann der Massenverlust der PAK, wie in Dittmann et al. (2018) beschrieben, über das Integral des Peaks bei 500 °C bis 600 °C quantifiziert werden. Die Nachweisgrenze liegt bei 1,2 % PAK in der Trockenmasse der Probe (Dittmann et al., 2018).

2.2.4.5 Probenahme von MBR-Zulauf und Permeat

Der MBR-Zulauf (Feed) und das Permeat wurden anhand von Schöpfproben (*grab sample*, GS) analysiert. Die Zulaufproben wurden mit einem Schöpfbecher aus dem Ablaufgerinne der Vorklärung der Kläranlage Stahnsdorf entnommen. Die Permeatproben wurden direkt aus der Permeatleitung des MBR entnommen. Ergänzend zu den Schöpfproben wurden in regelmäßigen Abständen Mischproben (*mixed sample*, MS) von jeweils 23 bis 25 h Betriebsdauer aus dem Permeatbehälter entnommen, um die Repräsentativität der Schöpfproben zu überprüfen und die Abwasserfrachten zu bestimmen. Die Zulauf- und Permeatproben wurden durch vorgespülte Membranfilter aus regenerierter Zellulose (RC) filtriert (0,45 µm Porengröße, Spritzenvorfilter von Macherey-Nagel).

2.2.4.6 Analyse der Standardparameter

CSB, TOC, DOC, Gesamtphosphor, ortho-Phosphat-P, Nitrat-N und Ammonium-N wurden in den Zulauf- und Permeatproben mit Küvettentests (HACH) und einem Photometer (HACH-DR3900) bestimmt (Tabelle 2).

Tabelle 2: Für Abwasseranalysen verwendete Küvettentests (HACH-Produktnummern).

Parameter	Zulauf	Permeat
CSB	LCK 114	LCK314
TOC	LCK386, LCK387	LCK385, LCK386
DOC	LCK386	LCK385, LCK386
Gesamtphosphor	LCK350	LCK350
ortho-Phosphat-P	LCK350	LCK350
Ammonium-N	LCK503	LCK304, LCK303
Nitrat-N	LCK339	LCK340, LCK339

Die UV-Absorption bei 254 nm (UV_{254}) wurde mit einem Zweistrahl-Spektralphotometer (Lambda 35 UV-VIS, Perkin Elmer, Deutschland) in einer 10-mm-Quarzküvette gemessen. Trübung, pH-Wert und Leitfähigkeit wurden ohne vorherige Filtration gemessen. Die Trübung wurde mit einem WTW VisoTurb 900 Sensor und einer abgedeckten Braunglasflasche ermittelt. Die Leitfähigkeitsmessung erfolgte mit einem Leitfähigkeitssensor (WTW, TetraCON 925). Der pH-Wert wurde mit einer pH-Elektrode (WTW pH, SenTIX 940 P) bestimmt.

2.2.4.7 Spurenstoffanalytik

24 organische Spurenstoffe (Tabelle 3) mit meist hoher Polarität, niedrigem Molekulargewicht, vernachlässigbarer oder geringer biologischer Abbaubarkeit und häufigem Vorkommen in europäischen Wasserproben (I. Neuwald et al., 2021; Schulze et al., 2019) wurden mittels Flüssigchromatographie und Tandem-Massenspektrometrie (LC-MS/MS, 1290 Infinity HPLC-System (Agilent, Deutschland), gekoppelt mit einem QTRAP 5500 Triple-Quadrupol-Massenspektrometer mit Turbo-V-Ionenquelle (Sciex, Deutschland), analysiert. Die Proben wurden nach Durchlaufen einer Atlantis-T3-Trennsäule (Vorsäule: 3 µm, 2,1 x 5 mm; Hauptsäule: 3 µm, 2,1 x 100 mm, Waters, USA) durch Elektrospray-Ionisation ionisiert. Während der Analyse wurde die Zusammensetzung des Eluenten einem Gradientensystem folgend verändert. Der Datenscan wurde im MRM-Modus verarbeitet.

Es wurden unverdünnte Proben und Verdünnungen mit 100 µL Probe und 900 µL deionisiertem Wasser analysiert. Zur Bewertung von Matrixeffekten wurde sowohl den Proben als auch den Standards 10 µL isotopenmarkierter interner Standard zugesetzt.

Tabelle 3: Analysierte organische Spurenstoffe mit Abkürzungen, Anwendungsbereich, Bestimmungsgrenze (LoQ) und ausgewählten Stoffeigenschaften (Lipophilie (log D), Molekulargewicht (MW) und Polarisierbarkeit; Daten von www.chemicalize.com).

Substanz	Abkürzung	Anwendungsbereich	LoQ (µg/l)	MW (g/mol)	Log D at pH 6,7|7,3	Polarisierbarkeit (A^3)
2-acrylamido-2-methylpropansulfonat	AAMPS	Industriechemikalie	0,005	229,23	-2,71	19,22
Acesulfam	ACE	künstlicher Süßstoff	0,005	163,15	-1,76	13,45
Adamantan-1-amin	ATA	Arzneimittelwirkstoff,	0,005	151,25	-1,52|-1,42	18,50

Substanz	Abkürzung	Anwendungsbereich	LoQ (µg/l)	MW (g/mol)	Log D at pH 6,7|7,3	Polarisierbarkeit (A^3)
		Industriechemikalie				
Benzyldimethylamin	BDMA	Industriechemikalie	0,050	135,21	-0,27|0,31	17,44
Benzyltrimethylammonium	BETMAC	Industriechemikalie	0,06	185,70	-2,477	19,20
Benzotriazol*	BTA	Industriechemikalie	0,010	119,13	1,30|1,28	13,78
Carbamazepin*	CBZ	Arzneimittelwirkstoff	0,002	236,27	2,95	26,79
Cyanoguanidin	CG	Industriechemikalie	0,050	84,08	-1,03	7,35
Diclofenac*	DCF	Arzneimittelwirkstoff	0,001	296,15	1,62|1,16	29,03
1,3-Di-o-tolylguanidin	DIOTOG	Industriechemikalie	0,005	239,32	1,92|2,20	28,32
Dimethylbenzenesulfonsäure (Isomergemisch)	DMBSA+XSA	Industriechemikalie	0,010	186,23 + 208,21	-0,20	18,46
Amidotrizoesäure	DZA	Röntgenkontrastmittel	0,010	613,92	-0,60| -0,63	38,98
4-Hydroxy-1-(2-hydroxyethyl)-2,2,6,6,-tetramethylpiperidin	HHTMP	Industriechemikalie	0,005	201,31	-2,92| -2,49	23,03
N-(3-(dimethylamino)-propyl) methacrylamid	MAPMA	Industriechemikalie	0,010	170,26	-2,12| -1,57	19,80
Melamin	MEL	Industriechemikalie	0,010	126,12	-2,50| -2,38	11,18
2-Methyl-2-propen-1-sulfonsäure	MPSA	Industriechemikalie	0,005	159,15	-2,21	12,56
Oxipurinol	OXP	Arzneimittelwirkstoffmetabolit	0,020	152,11	-1,90| -2,08	12,72
Primidon	PRI	Antiepileptikum	0,005	218,26	1,12	23,07
p-Toluolsulfonsäure	PTSS	Industriechemikalie	0,005	172,2	-0,71	16,71
Saccharin	SAC	künstlicher Süßstoff, Arzneimittelwirkstoff	0,010	183,18	-0,49	16,67
Sulfamethoxazol*	SMX	Antibiotikum	0,007	253,28	0,14|-0,05	24,16
Trifluoromethansulfonsäure	TFMSA	Industriechemikalie	0,001	150,07	-1,23	7,58
Valsartansäure	VSA	Arzneimittelwirkstoffmetabolit	0,005	266,26	-0,27| -1,13	28,93

* bereits angewandte oder diskutierte Indikatorsubstanzen zur Bewertung der Effizienz einer Spurenstoffelimination in der Abwasserbehandlung in Deutschland und der Schweiz (DWA-M 285-2, 2020; Richtlinie (EU) 2024/3019, 2024).

2.2.4.8 Mikrobiologische Parameter

Zulauf- und Permeatproben wurden auf gesamtcoliforme Bakterien, *E. coli*, Enterokokken, *Legionella spp.*, *Clostridium-perfringens*-Sporen, humane Adenoviren, somatische Coliphagen sowie F-spezifische DNA und F-spezifische RNA-Bakteriophagen entsprechend der in (Bauer et al., 2025) dargestellten Methodik untersucht.

Die mikrobiologischen Proben wurden als Sammelproben in sterilen Probennahmeflaschen (250 mL (Asone, PP, mit Natriumthiosulfat) oder 1.000 mL (Isolab, PP, mit Natriumthiosulfat)) entnommen. Die Temperatur wurde während des Transports überwacht und durfte 5 ± 3 °C nicht überschreiten. Probenverdünnungen für Kultivierungsmethoden wurden mit autoklaviertem Trinkwasser durchgeführt.

2.3 Optimierung des MBR-Betriebs hinsichtlich des Nährstofferhalts

Im Zeitraum des Bewässerungsbedarfs muss durch den MBR innerhalb kurzer Zeit eine möglichst große Bewässerungswassermenge zur Verfügung gestellt werden können („Sommerbetrieb“). Beim mobilen MBR-Betrieb auf einem LKW ist die verfügbare Fläche für den Abwasserreinigungsprozess jedoch limitiert. Der Durchsatz des MBR kann allerdings durch eine Verkürzung der hydraulischen Aufenthaltszeit gesteigert werden. Eine kürzere Aufenthaltszeit des Abwassers im MBR geht insbesondere mit einem verringerten Stickstoffumsatz einher. Es kann allerdings zu Bewässerungszeiten sogar sinnvoll sein, Stickstoff und Phosphor weitgehend im aufbereiteten Wasser zu belassen, damit diese Nährstoffe mit dem Bewässerungswasser den Pflanzen zur Verfügung stehen und dadurch konventionelle Dünger teilweise substituiert werden können. Der MBR-Durchsatz wird jedoch durch die Leistungsfähigkeit der Membranen sowie Foulingprozesse limitiert.

Außerhalb der Bewässerungszeiten („Winterbetrieb“) muss der MBR-Betrieb dagegen die Einhaltung der Qualitätsanforderungen für eine Einleitung des aufbereiteten Wassers in Gewässer gewährleisten. In diesem Betriebsfall sind deshalb neben einer Phosphorelimination, die durch Fällmitteldosierung erreicht werden kann, je nach Qualitätsanforderungen auch Nitrifikation und Denitrifikation zur weitgehenden Stickstoffelimination erforderlich.

Daher wurden zwei grundsätzlich unterschiedliche Varianten des MBR-Betriebs untersucht: Ein Winterbetrieb zur weitreichenden biologischen Abwasserbehandlung mit Nitrifikation und Denitrifikation (vgl. Kapitel 2.3.2) sowie ein Sommerbetrieb mit ausschließlicher Kohlenstoffelimination zum weitgehenden Nährstofferhalt bei hoher Durchsatzleistung (vgl. Kapitel 2.3.3). Im Vorfeld der Untersuchungen am großen Pilot-MBR wurden dynamische Simulationen an einem digitalen Zwilling durchgeführt.

2.3.1 Dynamische Simulation des MBR-Betriebs

Zur Ableitung geeigneter Betriebseinstellungen für den späteren MBR-Betrieb sowie zur Unterstützung der Interpretation der realen Ergebnisse wurde die Pilotanlage zunächst mit einem digitalen Zwilling in SIMBA# (Version 5.0) modelliert und unter Variation ausgewählter Betriebsparameter dynamisch simuliert (vgl. Kapitel 2.2.3).

2.3.1.1 Versuchsaufbau und Durchführung

Zur Bestimmung der Betriebsparameter des großen Pilot-MBR wurden anhand von Anlagenkenndaten nach DWA-A 131 (2016) das optimale Schlammalter sowie Wasser- und Luftvolumenstrom für den MBR-Betrieb mit Kohlenstoffelimination, Nitrifikation und Denitrifikation berechnet. Als Zulaufwerte wurden auf Grundlage der Untersuchungen am kleinen Pilot-MBR CSB = 582 mg/L, N_{ges} = 89 mg/L, NH_4-N = 67 mg/L und P_{ges} = 15 mg/L gewählt. Für die

Simulation wurden TS-Konzentrationen von 10 g/L und 15 g/L (von MANN+HUMMEL für ihr großtechnisches Membranmodul empfohlene maximale TS-Konzentration) angesetzt.

Das erforderliche Schlammalter beträgt bei Kohlenstoffelimination 3 d, bei Nitrifikation 9,6 d und bei Denitrifikation 17,1 d (Tabelle 4). Die berechneten Netto-Durchflüsse liegen zwischen 9,1 m^3/d (Denitrifikation bei 10 g/L TS) und 55,0 m^3/d (Kohlenstoffelimination bei 15 g/L TS). Allerdings kann der große Pilot-MBR mit der installierten Maschinentechnik nicht für die ausschließliche Kohlenstoffelimination bei 15 g/L genutzt werden, da für diesen Betrieb ein Brutto-Durchfluss von 65,4 m^3/d notwendig wäre und die maximale Förderleistung der Permeatpumpe lediglich 60 m^3/d beträgt. Bei den dynamischen Simulationen wurde dieser Betriebsmodus dennoch berücksichtigt.

Tabelle 4: Nach DWA-A 131 (2016) berechnete Schlammalter und Durchflüsse des großen Pilot-MBR bei unterschiedlichen Betriebsbedingungen.

	Schlammalter in d	Netto-Durchfluss in m³/d		Netto-Flux in L/(m²·h)		Brutto-Flux in L/(m²·h)	
TS der Betriebsphase		10 g/L	15 g/L	10 g/L	15 g/L	10 g/L	15 g/L
Kohlenstoffelimination	3,0	36,6	55,0	30,5	44,8	36,5	54,5
Nitrifikation	9,6	14,8	22,1	12,3	18,5	15,1	22,3
Denitrifikation	17,1	9,1	13,6	7,6	11,3	9,5	13,9

Anhand der berechneten Durchflüsse wurden für die jeweiligen Betriebsbedingungen Einstellungen für die dynamischen Simulationen ermittelt (Tabelle 5). Die Rezirkulation zwischen Membrankammer und Belebungsbecken wurde auf 300 % festgelegt, die maximale Sauerstoffkonzentration im Belebungsbecken auf 1 mg/L. Aufgrund des von MANN+HUMMEL für das Membranmodul empfohlenen Crossflow wurde für die Membrankammer eine konstante Belüftung mit 32 Nm^3/h gewählt. Die Konzentrationen für CSB, TN_b und P_{ges} wurden analog zur Berechnung nach DWA-A 131 (2016) gewählt.

Tabelle 5: Einstellungen für die dynamische Simulation des großen Pilot-MBR bei unterschiedlichen Betriebsbedingungen.

Betriebsphase	TS-Konzentration	Netto-Durchfluss	Rezirkulationsrate	Luftvolumenstrom Membrankammer	O_2-Konzentration Belebungsbecken
Kohlenstoffelimination	10 g/l	36,6 m³/d	300 %	32 Nm³/h	1 mg/l
	15 g/l	55,0 m³/d	300 %	32 Nm³/h	1 mg/l
Nitrifikation	10 g/l	14,8 m³/d	300 %	32 Nm³/h	1 mg/l
	15 g/l	22,1 m³/d	300 %	32 Nm³/h	1 mg/l
Denitrifikation	10 g/l	9,1 m³/d	300 %	32 Nm³/h	0 mg/l
	15 g/l	13,6 m³/d	300 %	32 Nm³/h	0 mg/l

Die dynamische Simulation wurde zunächst bei den jeweiligen Betriebseinstellungen für 100 d durchgeführt, damit der Anfahrprozess des MBR im Modell ausgeschlossen wird. Dieser Zustand wurde anschließend als Startzustand gespeichert und darauf basierend eine Simulation über 21 Tage durchgeführt. Die Daten aus diesem Zeitraum wurden für die spätere Auswertung und den Vergleich der einzelnen Versuchsphasen verwendet.

2.3.1.2 Ergebnisse und Diskussion

Durch Simulation konnten die Ergebnisse der statischen Berechnungen nach DWA-A 131 (2016) unter dynamischen Bedingungen weiter untersucht werden. Das Schlammalter des MBR lag in allen Simulationen niedriger als den Berechnungen nach DWA-A 131 (2016) entsprechend (Tabelle 6). Die durch Simulation ermittelten Schlammalter für den Denitrifikationsbetrieb liegen mit 12,7 d (TS = 10 g/L) und 11,9 d (TS = 15 g/L) niedriger als 17,1 d. Die ermittelten Schlammalter für den Betrieb mit ausschließlicher Kohlenstoffelimination bzw. Nitrifikation liegen ebenfalls deutlich unter denen der statischen Berechnung nach DWA-A 131 (2016).

Tabelle 6: Betriebsparameter des großen Pilot-MBR bei unterschiedlichen Betriebsbedingungen (Ergebnisse dynamischer Simulation).

Versuchsphase			Membrankammer			Belebungsbecken		
Betriebsphase	TS [g/L]	Schlammalter [d]	TS [g/L]	O_2 [mg/l]	Belüftung [Nm³/h]	TS [g/L]	O_2 [mg/L]	Belüftung [Nm³/h]
Denitrifikation	10	12,7	10,0	5,7	32,0	7,6	0	0
	15	11,9	15,0	4,1	32,0	11,3	0	0
Nitrifikation	10	5,1	9,8	6,3	32,0	7,4	0,6	20,8
	15	5,1	14,8	4,9	32,0	11,1	0,7	23,9
C-Elimination	10	2,3	10,0	6,0	32,0	7,5	0,7	19,1
	15	2,4	15,0	4,8	32,0	11,3	0,7	22,6

Diese Abweichungen sind auf unterschiedliche TS-Konzentrationen in Membrankammer und Belebungsbecken aufgrund der Aufkonzentrierung des Belebtschlamms in der Membrankammer durch die Ultrafiltration sowie der ausschließlichen TS-Messung in der Membrankammer zurückzuführen. Wegen der ausschließlichen TS-Messung in der Membrankammer und der darüber erfolgenden Steuerung des Überschussschlammabzugs kann im Belebungsbecken nicht die gemäß Berechnung nach DWA-A 131 (2016) ermittelte TS-Konzentration erreicht werden (vgl. Tabelle 4). Hierbei handelt es sich nach DWA-M 227 (2014) um einen bekannten Effekt bei MBR-Anlagen.

Anhand der Sauerstoffregelung konnte im Belebungsbecken die vorgegebene Sauerstoffkonzentration eingestellt werden. Aufgrund der Crossflow-Belüftung in der Membrankammer lag die Sauerstoffkonzentration in der Membrankammer in allen Versuchseinstellungen über 4 mg/L und somit deutlich außerhalb des gemäß DWA-A 131 (2016) empfohlenen Bereichs von 1-2 mg/L. Im Falle eines späteren tatsächlichen Anlagenbetriebs liegt hier ggf. noch ein energetisches Optimierungspotenzial, wobei die Betriebsstabilität (Minimierung von Membranfouling) gegenüber Energieeinsparungen abzuwägen ist.

Die Simulationsergebnisse unterschieden sich hinsichtlich der Permeatqualität bei den betrachteten TS-Konzentrationen erwartungsgemäß nicht signifikant, da die Schlammbelastung bei beiden TS-Konzentrationen identisch war (Tabelle 7). Bei allen Simulationen lag im Permeat eine CSB-Konzentration zwischen 29,3 und 30,1 mg/L vor, was 95 % CSB-Elimination entspricht. Trotz des niedrigen Schlammalters wurde im Denitrifikationsbetrieb eine nahezu vollständige Nitrifikation des Ammoniums beobachtet. Im Denitrifikationsbetrieb wurden 78 % des Stickstoffs eliminiert.

Tabelle 7: Permeatqualität sowie CSB- und Stickstoffelimination bei unterschiedlichen Betriebsbedingungen des großen Pilot-MBR (Ergebnisse dynamischer Simulation).

Betriebsphase	TS-Konzentration [g/l]	CSB [mg/l]	NH_4-N [mg/l]	NO_3-N [mg/l]	TN_b [mg/l]	CSB-Elimination [%]	N-Elimination [%]
Denitrifikation	10	29,3	1,3	18,3	19,9	95	78
	15	29,4	1,4	18,2	19,9	95	78
Nitrifikation	10	29,6	6,4	50,4	57,1	95	36
	15	29,6	7,7	46,7	54,7	95	38
C-Elimination	10	30,1	64,9	0,8	66,0	95	26
	15	30,1	67,3	0,1	67,7	95	24

Für den Nitrifikationsbetrieb wurden Nitratstickstoffkonzentrationen zwischen 54,7 mg/L und 57,1 mg/L ermittelt. Der im Zulauf vorhandene Ammoniumstickstoff wurde mit Permeatkonzentrationen zwischen 6,4 mg/L und 7,7 mg/L nicht vollständig nitrifiziert. Ursache hierfür könnte die zu hohe Schlammbelastung aufgrund der im Vergleich zur statischen Berechnung nach DWA-A 131 (2016) niedrigeren Belebtschlammmasse im MBR sein, die sich im sehr niedrigen Schlammalter von 5,1 d in der Simulation widerspiegelt. Im Falle einer Bewässerungsanwendung wird jedoch auch keine vollständige Nitrifikation beabsichtigt, sondern der Nährstofferhalt. Im vorliegenden Fall wurden 36 % bis 38 % des im Abwasser enthaltenen Stickstoffs in der Biomasse gebunden. Der im Permeat verbleibende Stickstoff könnte bei einer Bewässerungsanwendung konventionelle Düngemittel substituieren.

Beim Simulationsbetrieb mit ausschließlicher Kohlenstoffelimination wurde trotz des geringen Schlammalters ebenfalls eine 95 %-ige CSB-Elimination ermittelt. Eine Nitrifikation lag aufgrund der geringen Nitratstickstoffkonzentrationen (< 0,8 mg/L) nicht vor. Das im Abwasser enthaltene Ammonium wurde bei diesen Betriebseinstellungen weitgehend erhalten. Insgesamt lag die Stickstoffelimination mit 26 % niedriger als bei den anderen Betriebsmodi.

2.3.1.3 Fazit

Durch dynamische Simulation konnte gezeigt werden, dass der große Pilot-MBR in seiner aktuellen Auslegung aufgrund seiner Flexibilität in der Lage ist, bei entsprechender Betriebsweise (Kohlenstoffelimination, Nitrifikation, Denitrifikation) unterschiedliche Wasserqualitäten zu erreichen. Im Bewässerungsfall (Sommerbetrieb) lassen sich mit dem MBR hohe Durchflüsse bei gutem Stickstofferhalt erreichen. Außerhalb der Bewässerungszeiten (Winterbetrieb) kann die Anlage mit Nitrifikation und Denitrifikation so betrieben werden, dass eine Einleitung in ein

Gewässer aufgrund der hohen Kohlenstoff- und Stickstoffelimination (ggf. mit zusätzlicher chemischer Phosphatfällung) möglich wäre.

2.3.2 Winterbetrieb: Denitrifikationsbetrieb (großer Pilot-MBR)

Zur Erprobung des Winterbetriebs wurde der große Pilot-MBR mit dem Ziel der Stickstoffelimination als vorgeschalte Denitrifikation mit den Betriebswerten nach statischer Berechnung gemäß DWA-A 131 (2016) und dynamischer Simulation mit SIMBA# betrieben.

2.3.2.1 Versuchsaufbau und Durchführung

Der große Pilot-MBR wurde im Winterbetrieb in den Versuchseinstellungen für Nitrifikation/Denitrifikation mit 10 g/L TS analog zur Simulation (vgl. Tabelle 5) mit dem Ziel der Einleitung des aufbereiteten Wassers in ein Gewässer betrieben. Das Belebungsbecken diente als vorgeschaltete Denitrifikationsstufe und die Membrankammer als Nitrifikationsstufe. Zwischen beiden Becken wurde mit 300 %-igem Volumenstrom bzgl. des Netto-Permeatvolumenstroms rezirkuliert. Die Crossflow-Belüftung der Membrankammer wurde mit 32 Nm^3/h Luftvolumenstrom betrieben. Der tägliche Durchfluss war 9,1 m^3/d, was einem Netto-Flux von 7,6 $L/(h \cdot m^2)$ und einem Brutto-Flux von 9,5 $L/(h \cdot m^2)$ entsprach. Hierbei wurde ein Schlammalter größer 15 d angestrebt. Aufgrund der starken Schwimmschlammbildung während der Versuche und des daraus resultierenden nicht konstanten Überschussschlammabzugs war eine Berechnung des Schlammalters zur Kontrolle nicht möglich.

2.3.2.2 Membranleistung

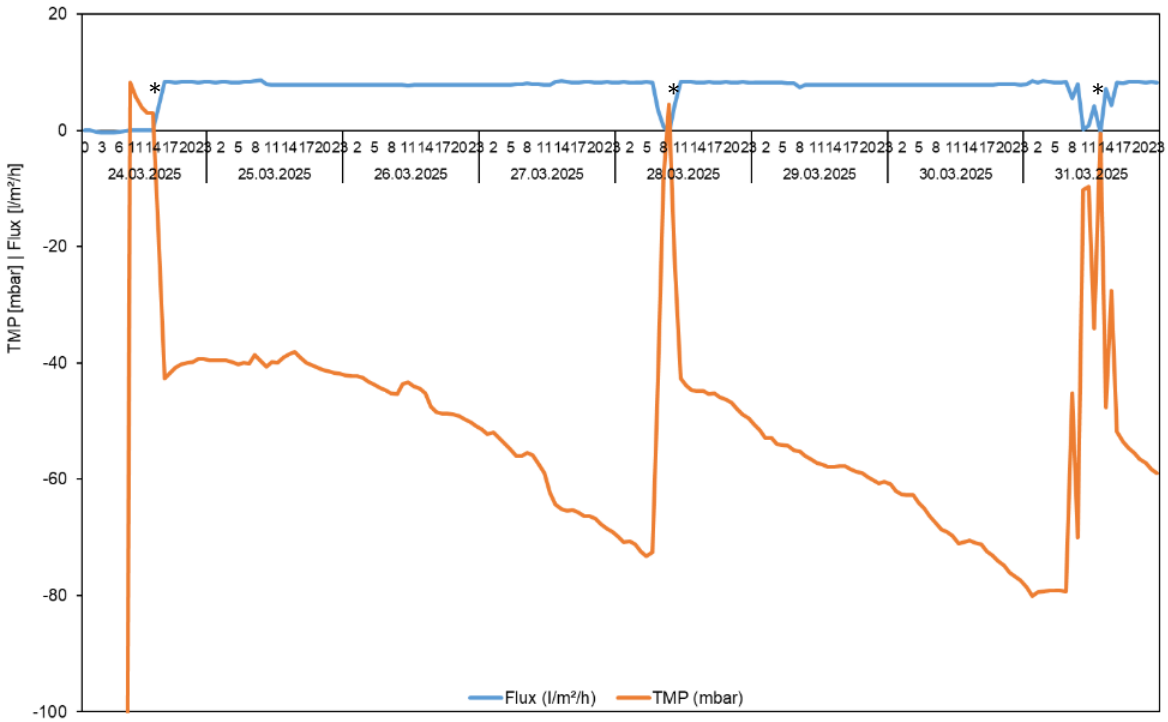
Abbildung 15 zeigt den Verlauf von TMP und Flux während des MBR-Betriebs als Denitrifikation. Der Flux war während des gesamten Versuchszeitraums mit Ausnahme der Zeiträume während der chemischen Zwischenreinigungen konstant. Durch die chemischen Zwischenreinigungen konnte die Membranleistung fast vollständig regeneriert werden, so dass der TMP nach den Reinigungen zwischen -40 und -50 mbar lag. Zwischen den chemischen Zwischenreinigungen nahm der TMP um 30 bis 40 mbar zu.

2.3.2.3 Wasserqualität

Die Wassertemperaturen im Pilot-MBR unterschieden sich mit 16,6 °C in der Membrankammer (B01) und 16,0 °C im Belebungsbecken (B02) im Mittel nicht wesentlich (Abbildung 16). Die etwas niedrigere Temperatur im Belebungsbecken sollte keinen Einfluss auf die Versuche haben und ist darauf zurückzuführen, dass sich das Belebungsbecken außerhalb des Containers befindet und dadurch stärker Witterungseinflüssen ausgesetzt ist. Mit ca. 16 °C lag die Temperatur etwas unterhalb der für die dynamische Simulation gewählten Temperatur (20 °C).

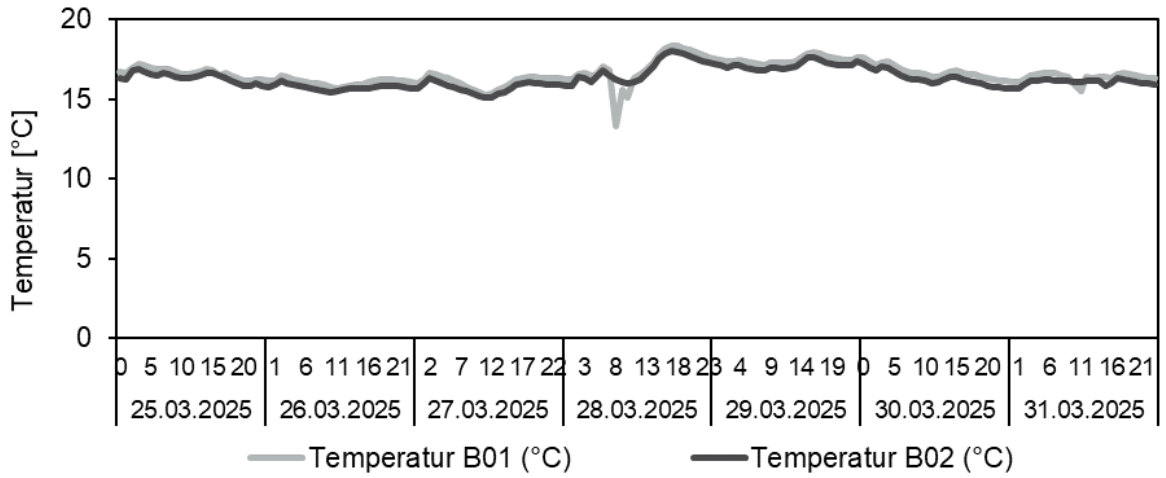
Die Belüftung im Belebungsbecken des großen Pilot-MBR wurde am 25.03.2025 um ca. 10 Uhr für den Denitrifikationsbetrieb deaktiviert, woraufhin der Sauerstoffgehalt unmittelbar auf ca. 0 mg/L sank (Abbildung 17). Aufgrund dieser schnellen Sauerstoffzehrung kann eine relevante Sauerstoffverschleppung aus der Membrankammer in das Belebungsbecken trotz der 300 %-igen Rezirkulation ausgeschlossen werden. Während der weiteren Versuchslaufzeit lag die Sauerstoffkonzentration im Belebungsbecken bei ca. 0 mg/L, so dass die Voraussetzungen für eine vorgeschaltete Denitrifikation erfüllt waren. Die Sauerstoffkonzentration in der Membrankammer sank von zunächst ca. 7 mg/L auf ca. 4,5 mg/L und lag somit deutlich oberhalb der für eine effiziente Nitrifikation notwendigen Mindestkonzentration von 1 mg/l.

Abbildung 15: Transmembrandruck und Flux beim Betrieb des großen Pilot-MBR mit Denitrifikation (*: chemische Zwischenreinigungen).



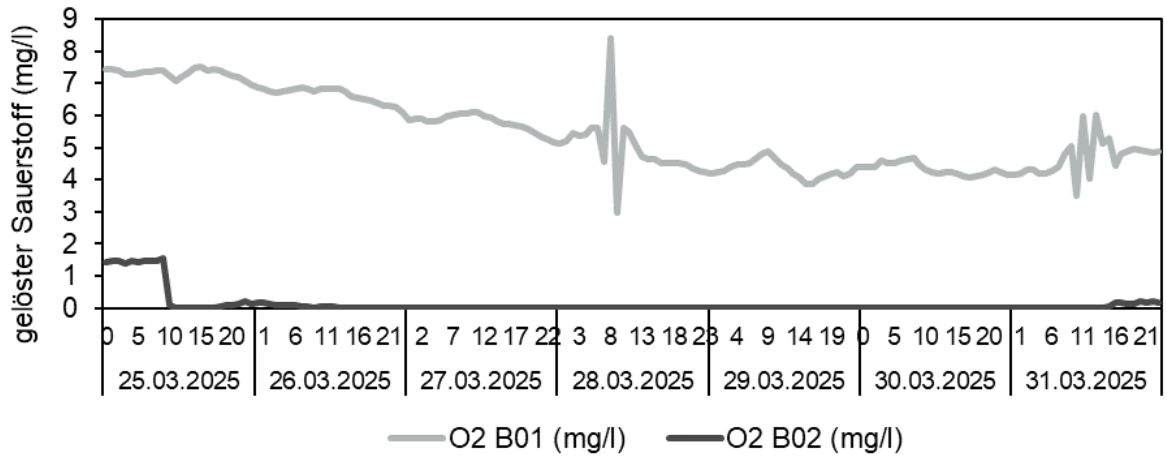
Quelle: eigene Darstellung, UBA.

Abbildung 16: Temperatur in der Membrankammer (B01) und im Belebungsbecken (B02) des großen Pilot-MBR.



Quelle: eigene Darstellung, UBA.

Abbildung 17: Sauerstoffkonzentration in der Membrankammer (B01) und im Belebungsbecken (B02) des großen Pilot-MBR.



Quelle: eigene Darstellung, UBA.

Die tatsächlichen Sauerstoffkonzentrationen entsprachen damit annähernd den Ergebnissen der dynamischen Simulation (vgl. Tabelle 6).

Im MBR-Zulauf wurden ein pH-Wert von 7,4 ± 0,1, 90,3 ± 13,6 FNU Trübung, 1.826 ± 115 µS/cm elektrische Leitfähigkeit und 11,6 mmol/L Säurekapazität gemessen (Tabelle 8). Der pH-Wert des Permeats betrug rund 8,0; die Trübung des Permeats lag im Mittel bei 0,4 FNU und die Leitfähigkeit bei 1.682 µS/cm. Die Säurekapazität sank infolge des Nitrifikationsprozesses auf 10,3 mmol/L.

Tabelle 8: Zulauf- und Permeatqualität des großen Pilot-MBR im Denitrifikationsbetrieb.

Parameter	Labor		Membrankammer
	Zulauf	Permeat	Online
pH-Wert (-)	7,4 ± 0,1	8,0 ± 0,0	7,8 ± 0,1
Trübung (-)	90,3 ± 13,6	0,4 ± 0,2	
Leitfähigkeit (µS/cm)	1.826 ± 115	1.682 ± 24	
Säurekapazität (mmol/L)	11,6 ± 1,7	10,3 ± 0,0	
Kohlenstoffparameter			
CSB (mg/L)	714,7 ± 130,3	44,2 ± 5,6	
TOC (mg/L)	213,4 ± 17,5	19,2 ± 0,9	
DOC (mg/L)	82,5 ± 12,3	19,3 ± 0,3	
Stickstoffparameter			
TN_b (mg/L)	87,3 ± 6,2	44,2 ± 5,6	
NH_4-N (mg/L)	56,6 ± 9,3	42,2 ± 2,3	43,9 ± 10,6
NO_2-N (mg/L)	3,1 ± 5,0	3,8 ± 2,5	
NO_3-N (mg/L)	1,3 ± 1,1	1,5 ± 0,1	1,6 ± 3,5

Parameter	Labor		Membrankammer
	Zulauf	Permeat	Online
Phosphorparameter			
P_{ges} (mg/L)	14,3 ± 2,9	8,4 ± 0,7	
ortho-Phosphat-P (mg/L)	9,4 ± 2,8	7,7 ± 0,5	

Der tatsächliche Zulauf-CSB lag im Versuchszeitraum mit durchschnittlich ca. 715 mg/L höher als der für die dynamische Simulation des großen Pilot-MBR angenommene CSB (vgl. Kapitel 2.3.1.1). Im Untersuchungszeitraum wurden 94 % des CSB, 91 % des TOC und 77 % des DOC eliminiert. Die Gesamtphosphorkonzentration lag mit durchschnittlich ca. 14 mg/L im Bereich der Simulationsgrundlagen und wurde im MBR auf rund 8,4 mg/L verringert.

Der TN_b entsprach mit durchschnittlich ca. 87 mg/L im MBR-Zulauf ebenfalls annähernd dem für die dynamische Simulation gewählten Wert, nahm allerdings mit 49 % weniger deutlich ab als bei der dynamischen Simulation ermittelt (78 %). Die niedrigen Permeatkonzentrationen bzgl. Nitrit-N (rund 3,8 mg/L) und Nitrat-N (rund 1,5 mg/L) belegen eine weitgehende Denitrifikation im nicht belüfteten Belebungsbecken. Die Ammoniumstickstoffkonzentration sank allerdings von durchschnittlich 56,6 mg/L im Zulauf nur auf rund 43 mg/L im Permeat, so dass lediglich rund 25 % des Ammoniums nitrifiziert wurden. Die unzureichende Nitrifikation könnte auf die starke Schwimmschlammbildung aufgrund einer nicht ausreichenden Durchmischung des Belebungsbeckens zurückzuführen sein, wodurch der Belebtschlamm nicht ausreichend in Schwebe gehalten wurde. Infolgedessen konnte in der Membrankammer während des gesamten Versuchszeitraums nicht die gewünschte TS-Konzentration von 10 g/L eingestellt werden. Daneben könnte die erhöhte CSB-Konzentration die Nitrifikation beeinträchtigt haben.

2.3.2.4 Fazit

Der große Pilot-MBR ist grundsätzlich funktionstüchtig und in der Lage, Abwasser hinsichtlich unterschiedlicher Qualitätsanforderungen zu behandeln. Die tatsächlichen Ergebnisse waren weitgehend in guter Übereinstimmung mit den Ergebnissen der dynamischen Simulation am digitalen Zwilling. Allerdings muss die MBR-Anlage im Betrieb mit Nitrifikation/Denitrifikation hinsichtlich der Durchmischung des unbelüfteten Belebungsbeckens noch optimiert werden.

2.3.3 Sommerbetrieb: Nitrifikation oder ausschließliche Kohlenstoffelimination (kleiner Pilot-MBR)

2.3.3.1 Versuchsaufbau und Durchführung

Der kleine Pilot-MBR wurde mit 10 g/L TS-Konzentration betrieben. Die Filtrationsintervalle wurden entsprechend den Standardeinstellungen durchgeführt (vgl. Kapitel 2.2.1); die Permeatrückspülung erfolgte mit 10 L/(m^2·h). Der Betrieb mit ausschließlicher Kohlenstoffelimination bzw. Nitrifikation wurde über die Schlammbelastung und das Schlammalter eingestellt. Das Schlammalter sollte beim Kohlenstoffeliminationsbetrieb < 5 d und beim Nitrifikationsbetrieb > 10 d sein.

Der MBR wurde bei Nitrifikation mit 13,6 L/(m^2·h) Netto-Flux und bei ausschließlicher Kohlenstoffelimination mit 30,1 L/(m^2·h) Netto-Flux betrieben (Tabelle 9), was den nach DWA-A 131 (2016) für den großen Pilot-MBR berechneten Durchflüssen annähernd entsprach (vgl. Tabelle 4). Hieraus resultierte für die Nitrifikation eine hydraulische Aufenthaltszeit von 6,4 h und für die Kohlenstoffelimination von 2,9 h. Die Belüftung wurde bei beiden Betriebsweisen auf 60 L/min eingestellt.

Tabelle 9: Betriebseinstellungen des kleinen Pilot-MBR beim Betrieb mit Nitrifikation oder ausschließlicher Kohlenstoffelimination.

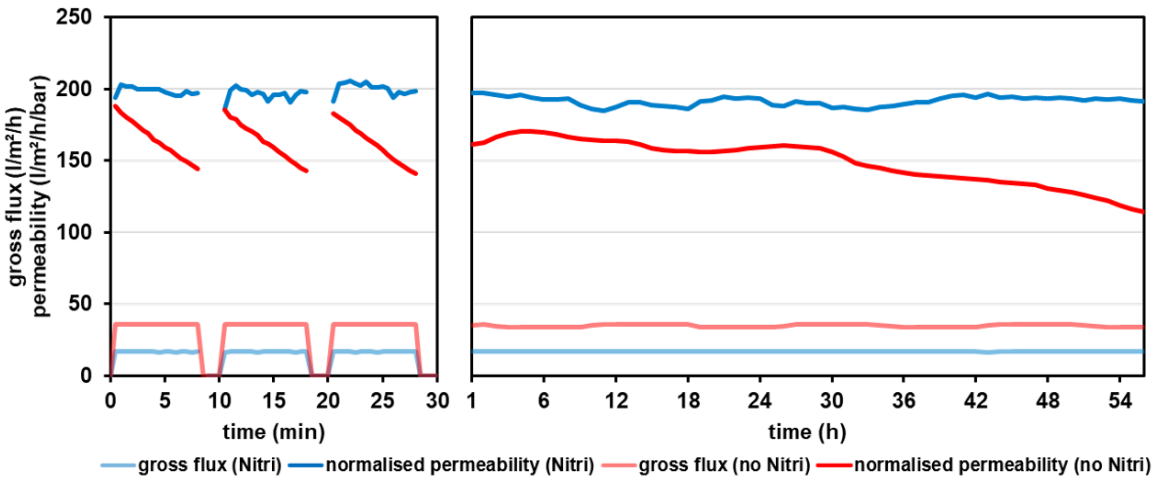
Betriebsparameter	Nitrifikation	
	mit	ohne
Brutto-Flux (L/(m²·h))	16,7	36,1
Netto-Flux (L/(m²·h))	13,6	30,1
Hydraulische Aufenthaltszeit (h)	6,4	2,9
Schlammalter (d)	12	4
Belüftung (L/min)	60	60

2.3.3.2 Membranleistung

Die Membranleistung wurde anhand der normierten Permeabilität für den Betrieb mit Nitrifikation bzw. ausschließlicher Kohlenstoffelimination untersucht. Abbildung 18 zeigt beispielhaft die normierte Permeabilität und den Flux für beide Betriebsmodi. Der linke Teil der Abbildung 18 stellt das reversible Fouling während der einzelnen Filtrationszyklen dar. Das reversible Fouling beträgt beim Betrieb mit Nitrifikation -21,0 L/(m²·bar). Im Vergleich hierzu ist das reversible Fouling beim Betrieb mit ausschließlicher Kohlenstoffelimination mit -236,3 L/(m²·bar) mehr als elfmal höher.

Auf der rechten Seite der Abbildung 18 ist das langfristige Verhalten der normierten Permeabilität für den jeweiligen Betriebsmodus über einen Zeitraum von 54 h dargestellt. Das irreversible Fouling ist beim MBR-Betrieb mit ausschließlicher Kohlenstoffelimination mit -0,73 L/(m²·bar) höher als beim Betrieb mit Nitrifikation mit -0,28 L/(m²·bar). Daher mussten die Membranen zur Regeneration der Membranleistung häufiger chemischen Zwischenreinigungen unterzogen werden. Beim Betrieb mit Nitrifikation wurde lediglich eine chemische Zwischenreinigung pro Woche durchgeführt, während die Membranen beim Betrieb mit ausschließlicher Kohlenstoffelimination zwei- bis dreimal pro Woche chemisch gereinigt werden mussten.

Abbildung 18: Brutto-Flux und Membranpermeabilität beim MBR-Betrieb mit Nitrifikation („Nitri“) bzw. ausschließlicher Kohlenstoffelimination („no Nitri“).



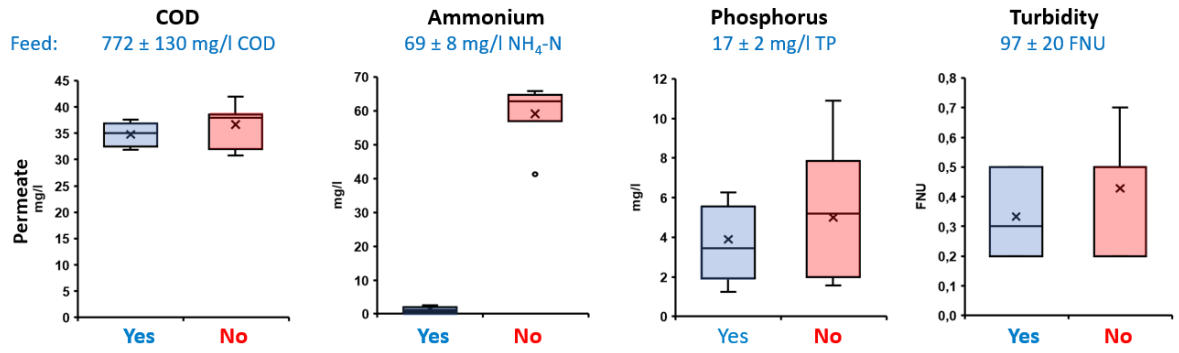
Quelle: eigene Darstellung, UBA.

Folgen des erhöhten irreversiblen Foulings beim MBR-Betrieb mit ausschließlicher Kohlenstoffelimination sind ein höherer Reinigungschemikalienbedarf und eine erhöhte Membranalterung aufgrund des häufigeren Kontaktes des Membranmaterials mit dem Oxidationsmittel Natriumhypochlorit (Z. Wang et al., 2014). Darüber hinaus werden durch häufigere chemische Zwischenreinigungen mehr Desinfektionsnebenprodukte gebildet, die die Qualität des Permeats im Hinblick auf eine landwirtschaftliche Wasserwiederverwendung beeinträchtigen können.

2.3.3.3 Wasserqualität

Die CSB-Elimination war beim Betrieb mit Nitrifikation sowie ausschließlicher Kohlenstoffelimination vergleichbar (Abbildung 19). Die mittlere CSB-Konzentration lag bei Nitrifikation bei 34,8 mg/L und bei ausschließlicher Kohlenstoffelimination bei 36,7 mg/L. Die Ammoniumstickstoffkonzentration betrug im Zulauf im Mittel 69 mg/L NH_4-N. Bei ausschließlicher Kohlenstoffelimination lagen die Ammoniumstickstoffkonzentration bei durchschnittlich 59,1 mg/L NH_4-N und die Nitratstickstoffkonzentration bei 0,3 mg/L NO_3-N, was die beabsichtigte ausbleibende Nitrifikation bestätigt. Im Gegensatz hierzu lag die Ammoniumstickstoffkonzentration im Permeat bei Nitrifikation im Mittel bei 1,3 mg/L NH_4-N. Die Gesamtphosphorkonzentration unterschied sich zwischen Nitrifikation mit 3,9 mg/L und ausschließlicher Kohlenstoffelimination mit 5,5 mg/L nicht wesentlich. Allerdings wies die Gesamtphosphorkonzentration bei ausschließlicher Kohlenstoffelimination eine größere Schwankungsbreite auf. Die Trübung betrug beim Nitrifikationsbetrieb im Mittel 0,3 FNU und beim Kohlenstoffeliminationsbetrieb 0,4 FNU, womit der Grenzwert der EU-Verordnung (2020/741) von 5 NTU eingehalten wurde. Die geringfügig höheren Trübungsmesswerte bei ausschließlicher Kohlenstoffelimination können nach (Naghizadeh et al., 2011) auf die kürzere hydraulische Aufenthaltszeit im MBR zurückgeführt werden.

Abbildung 19: Permeatqualität beim MBR-Betrieb mit Nitrifikation („Yes“) bzw. ausschließlicher Kohlenstoffelimination („No“).

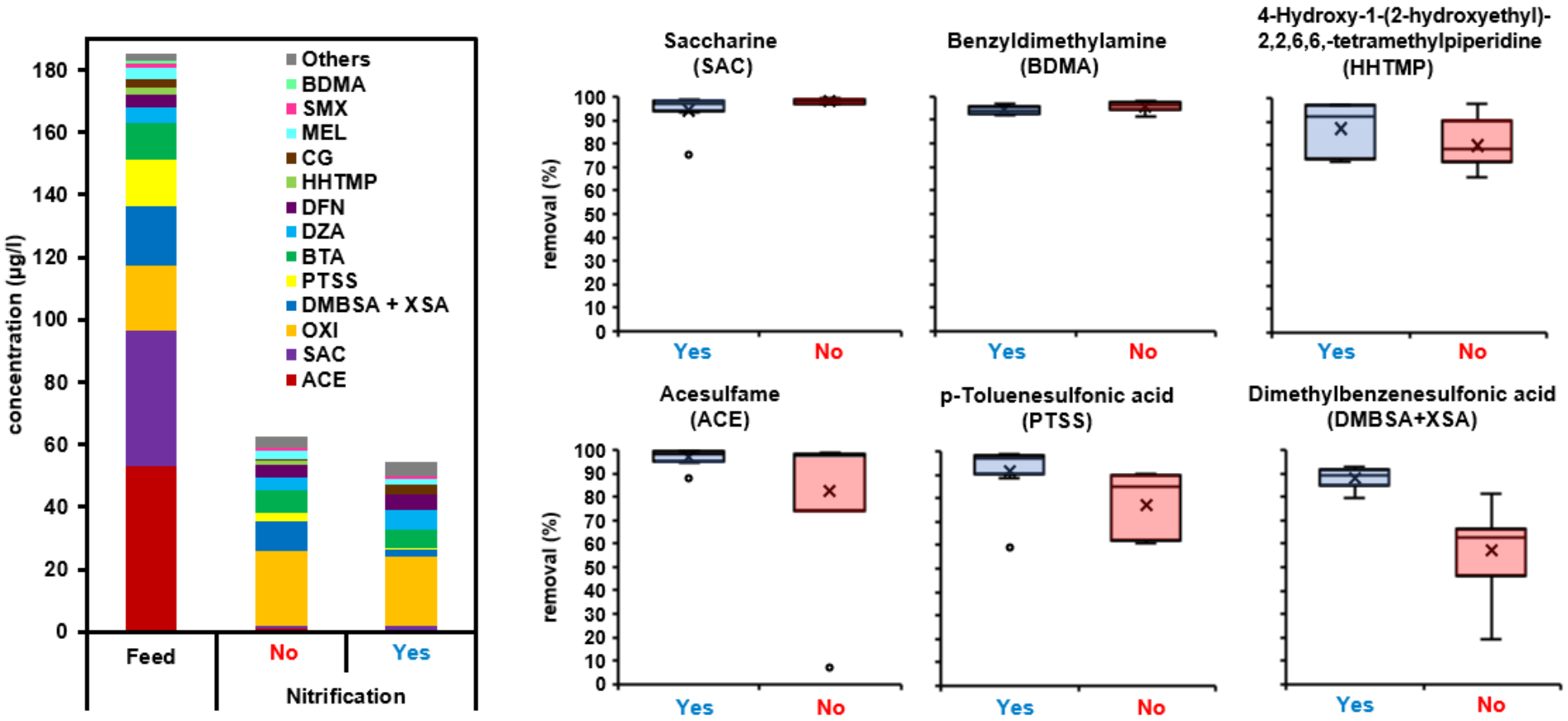


Quelle: eigene Darstellung, UBA.

2.3.3.4 Spurenstoffelimination

Während der Versuche wurden in Zulauf- und Permeatproben 24 organische Spurenstoffe analysiert (vgl. Kapitel 2.2.4.7). Die kumulierte Konzentration der Spurenstoffe lag in den Zulaufproben bei 185 µg/L (Abbildung 20). Die Süßstoffe Acesulfam und Saccharin waren mit Konzentrationen von jeweils > 40 µg/L in den höchsten Konzentrationen vertreten. OXP, DMBSA+XSA, PTSS und BTA lagen im Zulauf in Konzentrationen > 10 µg/L und DZA, DCF, HHTMP, CG, MEL, SMX sowie BDMA mit > 1 µg/L vor. In den Permeatproben lag die kumulierte Konzentration beim Nitrifikationsbetrieb bei 54 µg/L und beim Kohlenstoffeliminationsbetrieb bei 63 µg/L. Bei beiden Betriebsmodi wurde von OXP mit mehr als 20 µg/L die höchste Permeatkonzentration gemessen.

Abbildung 20: Elimination von 24 organischen Spurenstoffen beim MBR-Betrieb mit Nitrifikation bzw. ausschließlicher Kohlenstoffelimination (links; Spurenstoffe < 1 µg/l sind in der Kategorie „Others“ zusammengefasst) und Vergleich von sechs biologisch gut abbaubaren Spurenstoffen beim Betrieb mit und ohne Nitrifikation (rechts).



Quelle: eigene Darstellung, UBA.

Die Reduktion der kumulierten Konzentration der 24 organischen Spurenstoffe um rund zwei Drittel lässt sich auf die sechs durch den MBR gut biologisch transformierbaren Spurenstoffe SAC, BDMA, HHTMP, ACE, PTSS und DMBSA+XSA zurückführen. Die Spurenstoffe SAC und BDMA wurden in beiden Betriebsmodi ohne relevante Unterschiede im Median zu über 90 % entfernt. ACE wurde im Vergleich hierzu in beiden Betriebsmodi im Median zu 97 % eliminiert, jedoch streuten die Messergebnisse bei ausschließlicher Kohlenstoffelimination stärker. Die Entfernung von PTSS betrug bei ausschließlicher Kohlenstoffelimination im Median 85 % und bei Nitrifikation 96 %. HHTMP wurde bei ausschließlicher Kohlenstoffelimination zu 78 % und DMBSA+XSA zu 63 % eliminiert. Im Vergleich hierzu lag im Nitrifikationsbetrieb die Entfernungsrate von HHTMP bei 92 % und von DMBSA+XSA bei 86 %.

Diese Ergebnisse zeigen eine deutlich schlechtere Elimination der Spurenstoffe DMBSA+XSA, PTSS und HHTMP beim Betrieb mit ausschließlicher Kohlenstoffelimination, was wahrscheinlich auf die kürzere hydraulische Aufenthaltszeit und auf das wesentlich geringere Schlammalter zurückzuführen ist.

2.3.3.5 Fazit

Die beiden Betriebseinstellungen mit ausschließlicher Kohlenstoffelimination bzw. Nitrifikation konnten bei den jeweiligen Durchflüssen stabil betrieben werden, wobei das Membranfouling beim Betrieb mit ausschließlicher Kohlenstoffelimination höher war, was chemische Zwischenreinigungen in kürzeren Intervallen erforderte. Hinsichtlich der Wasserqualität unterschied sich das Permeat in beiden Betriebsmodi bzgl. CSB- und Phosphorelimination sowie Trübung nicht wesentlich.

Beim MBR-Betrieb mit ausschließlicher Kohlenstoffelimination konnte die Nitrifikation aufgrund des niedrigen Schlammalters (< 5 d) unterdrückt werden, wodurch der Stickstoff im Abwasser als Ammonium erhalten blieb. Im Vergleich hierzu wurde beim Nitrifikationsbetrieb das Ammonium weitgehend nitrifiziert.

Hinsichtlich der Spurenstoffelimination wurde beim MBR-Betrieb mit ausschließlicher Kohlenstoffelimination für die Stoffe DMBSA+XSA, PTSS und HHTMP eine schlechtere biologische Transformation als beim Nitrifikationsbetrieb beobachtet. Unterschiede hinsichtlich des Rückhalts von Bakterien und Viren wurden zwischen Kohlenstoffeliminations- und Nitrifikationsbetrieb nicht beobachtet.

Insgesamt weist der MBR-Betrieb mit ausschließlicher Kohlenstoffelimination aufgrund des höheren Durchsatzes und des Nährstofferhalts ein großes Potenzial hinsichtlich der mobilen Abwasserreinigung zur schnellen Erzeugung von Bewässerungswasser auf.

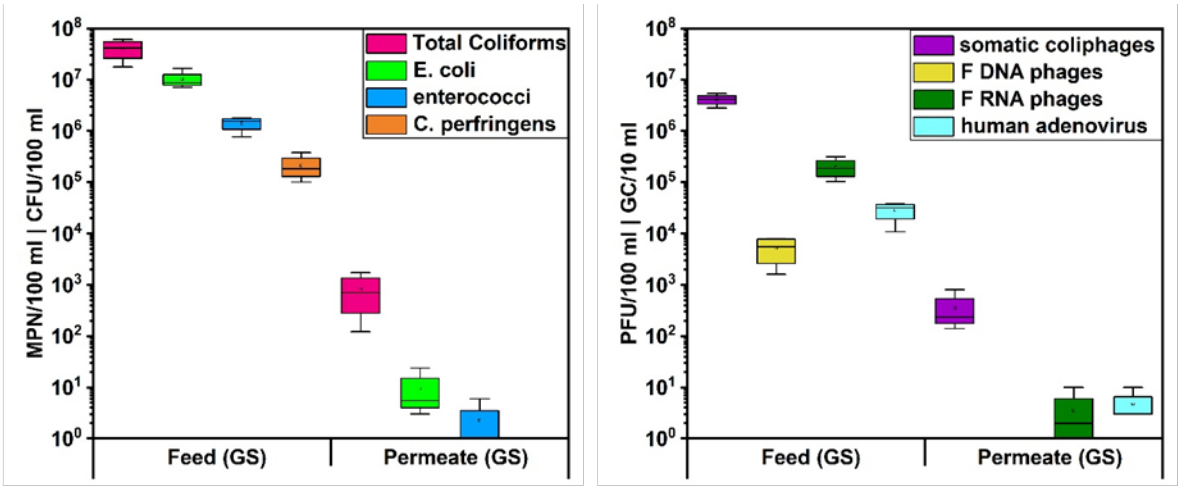
2.4 Rückhalt von Bakterien und Viren (kleiner Pilot-MBR)

Da die Überwachung der mikrobiologischen Qualität des Bewässerungswassers Voraussetzung für eine sichere Wasserwiederverwendung gemäß EU-Verordnung (REG (EU) 2020/741, 2020) ist, wurden Zulauf- und Permeatproben des kleinen Pilot-MBR hinsichtlich der Parameter *E. Coli*, Enterokokken (in most probable number, MPN), *Clostridium-perfringens*-Sporen (in kolloniebildende Einheiten, KBE), somatische Coliphagen (in plaquebildende Einheiten, PFU) und humane Adenoviren (in Genomkopien, GC) beim Betrieb mit Nitrifikation oder ausschließlicher Kohlenstoffelimination untersucht.

Der MBR-Zulauf enthielt durchschnittlich $4{,}2 \cdot 10^7$ MPN/100 mL gesamtcoliforme Bakterien, $1{,}0 \cdot 10^7$ MPN/100 mL *E. coli*, $1{,}4 \cdot 10^6$ MPN/100 mL Enterokokken, $2{,}1 \cdot 10^5$ KBE/100 mL *Clostridium-perfringens*-Sporen, $4{,}1 \cdot 10^6$ PFU/100 mL somatische Coliphagen, $5{,}2 \cdot 10^3$ PFU/100 mL F-spezifische DNA-Bakteriophagen, $2{,}0 \cdot 10^5$ PFU/100 mL F-spezifische RNA-Bakteriophagen und

$2{,}8 \cdot 10^4$ GC/10 mL humanes Adenovirus (Abbildung 21). Das UF-Permeat enthielt durchschnittlich 818 MPN/100 mL gesamtcoliforme Bakterien, 10 MPN/100 mL *E. coli*, 2 MPN/100 mL Enterokokken, 1 KBE/100 mL *C.-perfringens*-Sporen, 354 PFU/100 mL somatische Phagen, 0 PFU/100 mL F-spezifische DNA-Bakteriophagen und 4 PFU/100 mL F-spezifische RNA-Bakteriophagen. Humane Adenoviren lagen unterhalb der Bestimmungsgrenze (LoQ), die je nach Probenahme zwischen 3 GC/10 mL und 10 GC/10 mL lag. *Legionella spp.* wurden weder im Zulauf (LoQ = 100 KBE/100 mL) noch im Permeat (LoQ = 5 KBE/100 mL) nachgewiesen.

Abbildung 21: Konzentrationen von gesamtcoliformen Bakterien (MPN/100 mL), *E. coli* (MPN/100 mL), Enterokokken (MPN/100 mL), *C.-perfringens*-Sporen (KBE/100 mL), somatischen Coliphagen (PFU/100 mL), F-spezifischen DNA-Bakteriophagen (PFU/100 mL), F-spezifischen RNA-Bakteriophagen (PFU/100 mL) und humanen Adenoviren (GC/10 mL) im Zulauf und Permeat des kleinen Pilot-MBR ohne PAK (n = 4)



Quelle: Bauer et al. (2025).

Die durchschnittliche $\log_{10}$-Reduktion von *E. coli* betrug 6,2 ± 0,5. Somit wurde die in der EU-Verordnung (REG (EU) 2020/741, 2020) im Falle einer Validierung erforderliche Reduktion um ≥ 5,0 $\log_{10}$ zuverlässig erreicht. Der Grenzwert von 10 MPN/100 mL *E. coli* konnte jedoch nicht in allen Proben erreicht werden: Eine von vier Proben enthielt 24 MPN/100 mL *E. coli*. Die Elimination gesamtcoliformer Bakterien lag mit 4,8 ± 0,6 $\log_{10}$ unter in der Literatur angegebenen Werten (> 5,8 $\log_{10}$, Hai et al. 2014), was auf eine Rekontamination des Permeats durch die ubiquitär in der Umwelt vorkommenden coliformen Bakterien zurückzuführen sein kann. Der Rückhalt von Enterokokken (5,9 ± 0,6 $\log_{10}$) lag in der Größenordnung des *E.-coli*-Rückhalts und stimmt mit anderen Studien überein (Hai et al., 2014; Marti et al., 2011; Xiao et al., 2019). *C.-perfringens*-Sporen (Indikatorparameter für Protozoen) wurden mit 5,3 ± 0,2 $\log_{10}$ entfernt, so dass die Anforderungen der EU-Verordnung (REG (EU) 2020/741, 2020) im Falle einer Validierung erfüllt wären.

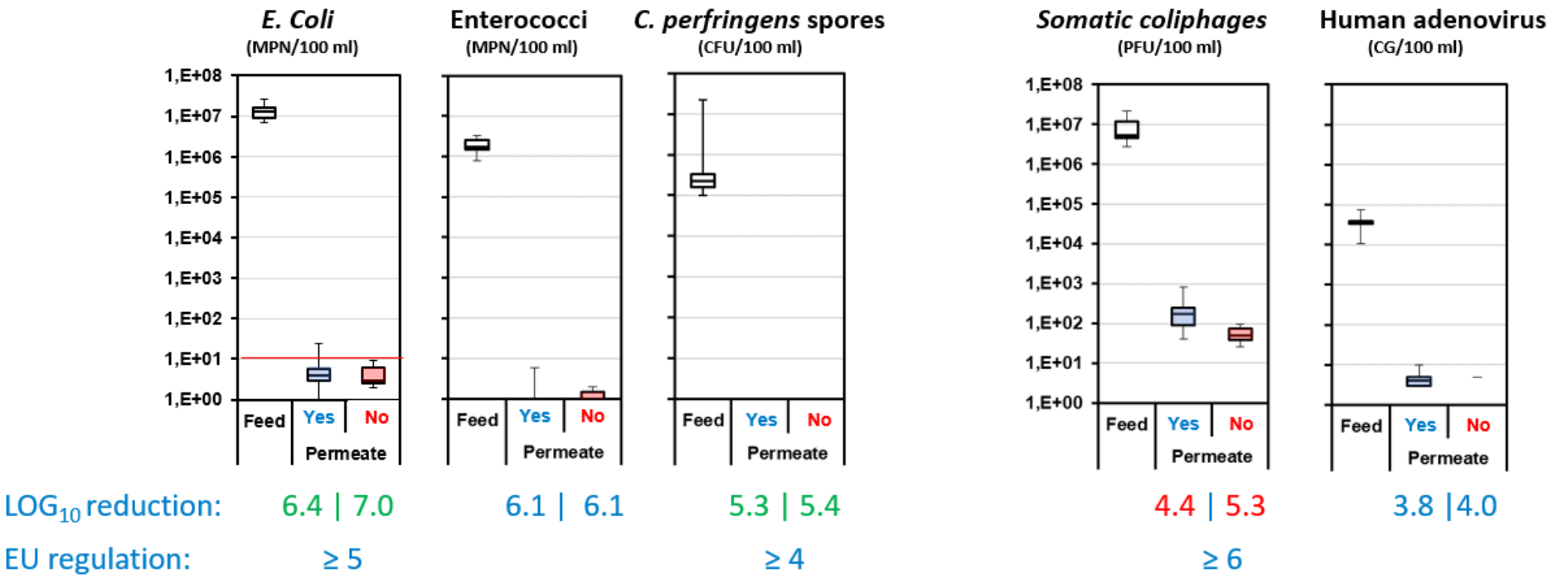
Die Elimination somatischer Coliphagen und F-spezifischer RNA-Bakteriophagen betrug 4,2 ± 0,2 bzw. 4,8 ± 0,4 $\log_{10}$, so dass die gemäß EU-Verordnung (REG (EU) 2020/741, 2020) im Falle einer Validierung erforderliche Reduktion um ≥ 6,0 $\log_{10}$ allein durch Ultrafiltration nicht erreicht wurde. In der Literatur werden für MBR-Anlagen Entfernungen für somatische und F-spezifische RNA-Bakteriophagen zwischen 2,6 und 5,8 $\log_{10}$ (Hai et al., 2014; Marti et al., 2011; Xiao et al., 2019), womit die Ergebnisse der vorliegenden Studie in einem vergleichbaren Bereich liegen. Der Rückhalt von humanen Adenoviren betrug mindestens 3,8 ± 0,4 $\log_{10}$, da die Anzahl der Gene im Permeat in allen Proben unter der Bestimmungsgrenze lag.

In Abbildung 22 ist die Elimination von Mikroorganismen unterschieden nach Betrieb des kleinen Pilot-MBR mit Nitrifikation und ausschließlicher Kohlenstoffelimination dargestellt. *E. coli* wurde beim Nitrifikationsbetrieb um 6,4 $\log_{10}$ und beim Kohlenstoffeliminationsbetrieb um 7,0 $\log_{10}$ entfernt. Für Enterokokken lag der Rückhalt bei beiden Betriebsmodi bei 6,1 $\log_{10}$ und für *C.-perfringens*-Sporen bei 5,3 $\log_{10}$ (Nitrifikation) sowie 5,4 $\log_{10}$ (ausschließliche Kohlenstoffelimination).

Der Rückhalt somatischer Coliphagen war mit 5,3 $\log_{10}$ bei ausschließlicher Kohlenstoffelimination höher als bei Nitrifikation mit 4,4 $\log_{10}$. Die bessere Elimination bei ausschließlicher Kohlenstoffelimination könnte auf die stärkere Filterkuchenbildung auf der Membran zurückzuführen sein (vgl. Abbildung 18 bzgl. des erhöhten reversiblen Foulings), wobei der Filterkuchen als zusätzliche Barriere gegenüber somatischen Coliphagen wirkte. Humane Adenoviren lagen im Permeat in allen Proben unterhalb der Bestimmungsgrenze; ihr Rückhalt betrug daher unabhängig vom Betriebsmodus mindestens 3,8 $\log_{10}$.

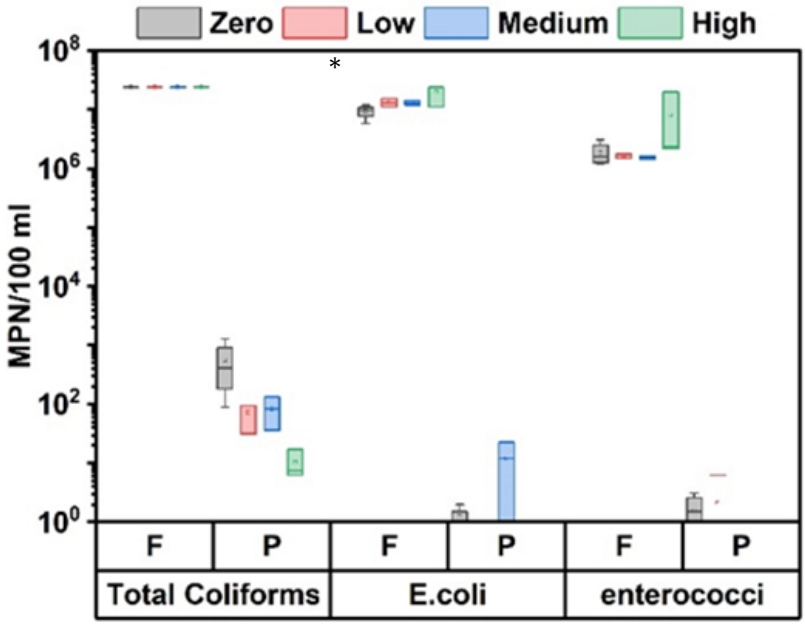
Ein positiver Effekt von Pulveraktivkohle auf den Rückhalt von *E. coli* und Enterokokken wurde nicht beobachtet (Abbildung 23). Die Variation der Konzentrationen von *E. coli* und Enterokokken im MBR-Zulauf und Permeat unterschied sich nicht von den ohne Aktivkohledosierung ermittelten Werten (vgl. Abbildung 21). Die Konzentration gesamtcoliformer Bakterien lag im MBR-Zulauf stets über der oberen Bestimmungsgrenze ($2{,}4 \cdot 10^7$ MPN/100 mL) und nahm dagegen mit steigender PAK-Dosis ab, was auf niedrigere Konzentrationen von biologisch verfügbarem DOC im Belebtschlamm zurückzuführen sein könnte.

Abbildung 22: Konzentrationen von *E. Coli* (MPN/100 mL), Enterokokken (MPN/100 mL), *C.-perfringens*-Sporen (KBE/100 mL), somatischen Coliphagen (PFU/100 mL) und humanen Adenoviren (GC/10 mL) im MBR-Zulauf und Permeat beim Betrieb des kleinen Pilot-MBR mit Nitrifikation („Yes“) oder ausschließlicher Kohlenstoffelimination („No“).



Quelle: eigene Darstellung, UBA.

Abbildung 23: Konzentrationen von gesamtcoliformen Bakterien, *E. coli* und Enterokokken im MBR-Zulauf (F) und Permeat (P) ohne und mit Zugabe von Pulveraktivkohle (*: Messwerte über der oberen Bestimmungsgrenze $2{,}4 \cdot 10^7$ MPN/100 mL).



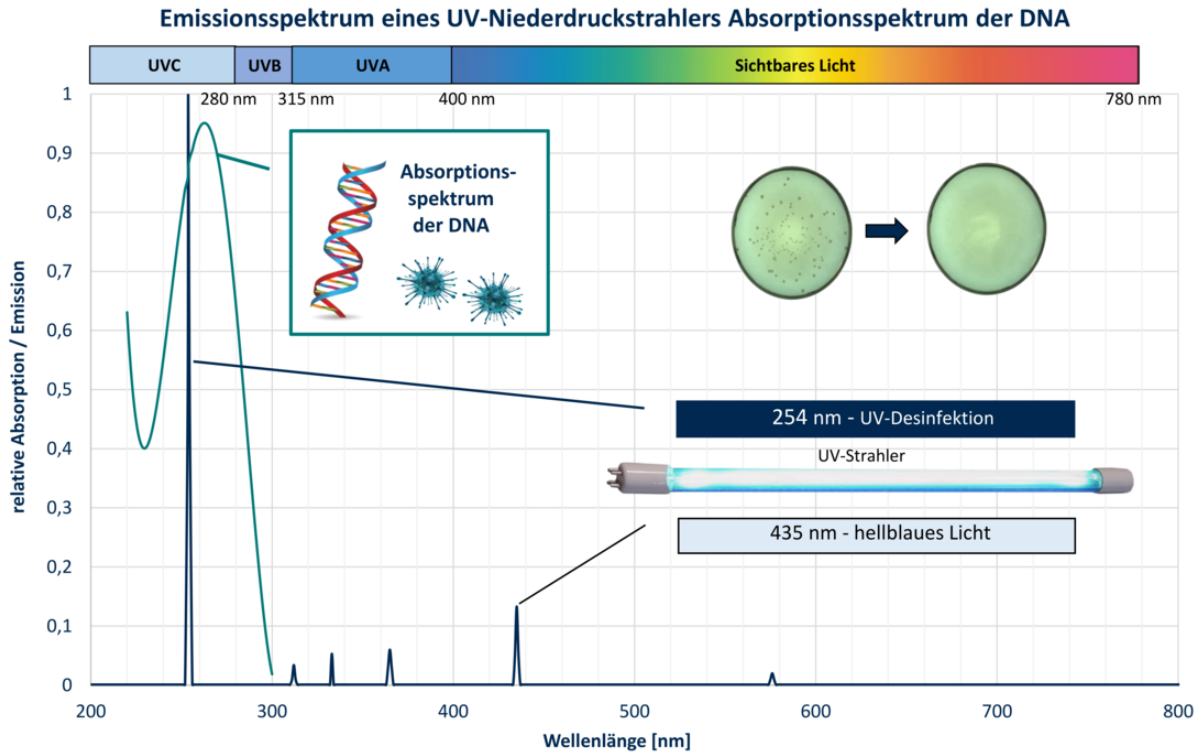
Quelle: Bauer et al. (2025).

2.4.1 Weitergehende Desinfektion

Nach dem ersten Prototyp einer UV-Anlage im Jahr 1910 in Marseille zur Wasserdesinfektion wurden weltweit eine Vielzahl von weiteren Anwendungen für dieses rein physikalische Desinfektionsverfahren entwickelt und eingesetzt. Die UV-Behandlung von Wässern zur Desinfektion gehört schon seit einigen Jahren zum Stand der Technik. Sie stellt die Alternative zu den bisher hauptsächlich verwendeten Verfahren der Desinfektion mit Chlor und Chlordioxid dar.

Die Inaktivierung von Keimen mit UV-Strahlen wird im Wesentlichen durch eine fotochemische Reaktion an den Nucleinsäuren der Mikroorganismen ohne den Zusatz fremder Stoffe ausgelöst. Dabei treffen die UV-Strahlen in Form der Fotonen die Informations- und Replikationszentren der Mikroorganismen, die DNA. Das Absorptionsspektrum der DNA und das Keimabtötungs-Wirkungsspektrum sind charakterisiert durch breite Absorptionsmaxima um 260 nm. Für eine Inaktivierung sind folglich Strahler geeignet, die im Spektralbereich zwischen 240 und 290 nm UV-Strahlung emittieren. Die Resonanzlinie des Quecksilberstrahlers bei 254 nm erfüllt diese Bedingung sehr gut, da sie nahe der beiden Absorptionsmaxima liegt (vgl. Abbildung 24). Die fotochemischen Reaktionen in den Mikroorganismen wirken in Sekundenbruchteilen. Die Inaktivierung ist dabei von der Bestrahlungsstärke abhängig.

Abbildung 24: Emissions- und Absorptionsspektren für die Zellinaktivierung.



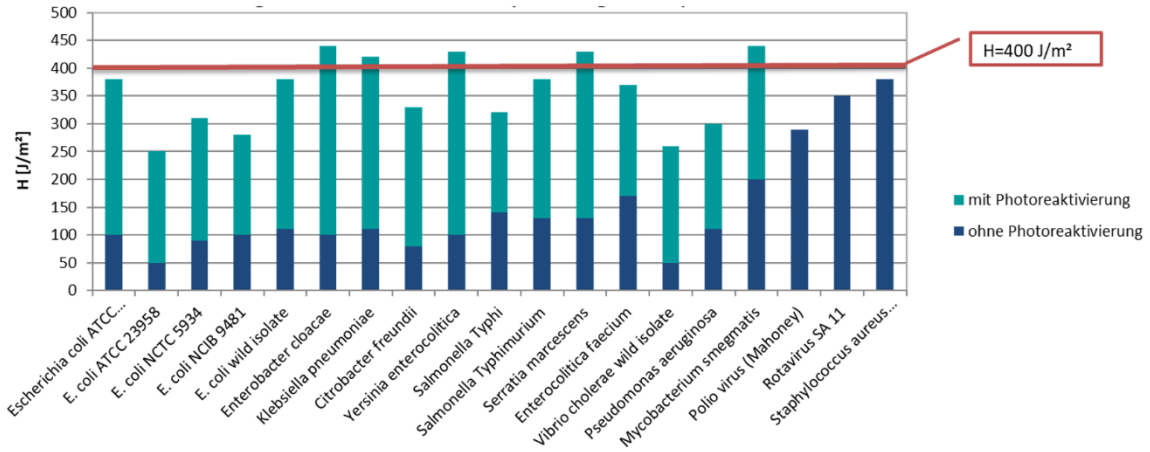
Quelle: eigene Darstellung, UV-EL.

Die Vorteile dieses Verfahrens sind:

- Es müssen keinerlei Chemikalien in das zu behandelnde Wasser eingetragen werden. Dadurch entsteht keine Umweltbelastung bei der Desinfektion von Wasser nach biologischen Abwasserbehandlungsanlagen, wie z.B. im Projekt eingesetzt.
- Es muss nicht mit der Bildung von toxischen Nebenprodukten gerechnet werden, wie bspw. aus der Reaktion von Chlor mit organischen Wasserinhaltsstoffen (bei hohen Organik Konzentrationen besonders problematisch).
- Der Geruch und Geschmack des Wassers werden nicht beeinflusst.
- Das Verfahren lässt sich mit UV-Sensoren leicht überwachen und besitzt eine hohe Betriebsstabilität.
- Das Verfahren arbeitet sehr kostengünstig.
- Nachteile des Verfahrens sind:
- Die UV-Desinfektion besitzt keine Depotwirkung. Eine Vielzahl von Versuchen zeigt, dass es durchaus durch Reparaturmechanismen der Mikroorganismen nach wenigen Stunden zu einer Wiederverkeimung kommt.
- Es besteht die Gefahr der Belagbildung auf dem Quarztauchrohr bei hoher organischer und anorganischer Belastung des Wassers.

Die Empfindlichkeit wasserbürtiger Krankheitserreger gegenüber der UV-Strahlung ist dabei je nach Art der Keime sehr unterschiedlich, wie Abbildung 25 zeigt. UV-EL besitzt eine Datenbank mit der notwendigen Dosis zur Inaktivierung verschiedenster Mikroorganismen.

Abbildung 25: Untersuchungen zur Sicherheit des technischen Einsatzes von UV-Strahlern zur Trinkwasserdesinfektion. Aus Abschlussbericht 1994, Forschungsvorhaben gefördert durch das Bundesministerium für Forschung und Technologie 02• WT 9078.



Quelle: eigene Darstellung, UV-EL.

2.4.1.1 Charakterisierung und Modifizierung der Laboranlage

Für eine grundlegende Bewertung der strahlungsphysikalischen Eigenschaften des den Projektpartnern bereitgestellten Labormoduls und den verwendeten Strahlungsquellen und Reaktoren liegt eine umfassende biodosimetrische Vermessung vor.

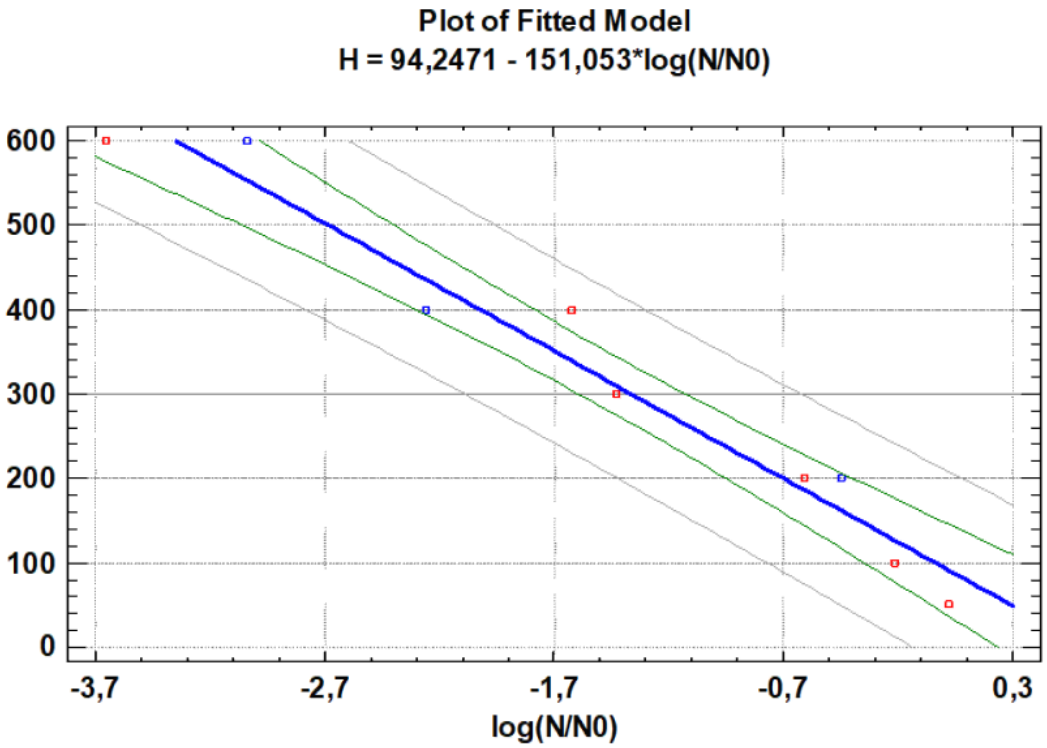
Das Ziel der Biodosimetrie besteht darin, zu ergründen, in welchem Ausmaß die räumliche Strahlungsverteilung, in Korrelation mit anderen Faktoren, wie z.B. der Durchmischung der Proben sowie der Geometrie des Reaktionssystems einen Einfluss auf die photochemisch induzierte Wirkung hat. Diese biologische Bewertung der Strahlung basiert auf der spektralen Empfindlichkeit der Mikroorganismen. Zur Erstellung einer Kalibrierkurve des verwendeten Biodosimeters wird die Überlebensrate ausgewählter Mikroorganismen im Labor bestimmt. Anschließend wird das geeichte Biodosimeter im zu vermessenden Reaktor der zu charakterisierenden UV-Strahlungsquelle ausgesetzt und dabei ebenfalls die Überlebensrate ermittelt.

Die biodosimetrische Vermessung läuft dabei in folgenden Schritten ab:

- Eichung des Biodosimeters
- Einstellung von Versuchsparametern, wie Transmission, Strömungsgeschwindigkeit, Strahlerleistung etc.
- Durchführung der Bestrahlungsversuche
- Berechnung der Dosis H aus lg (N/N_0)

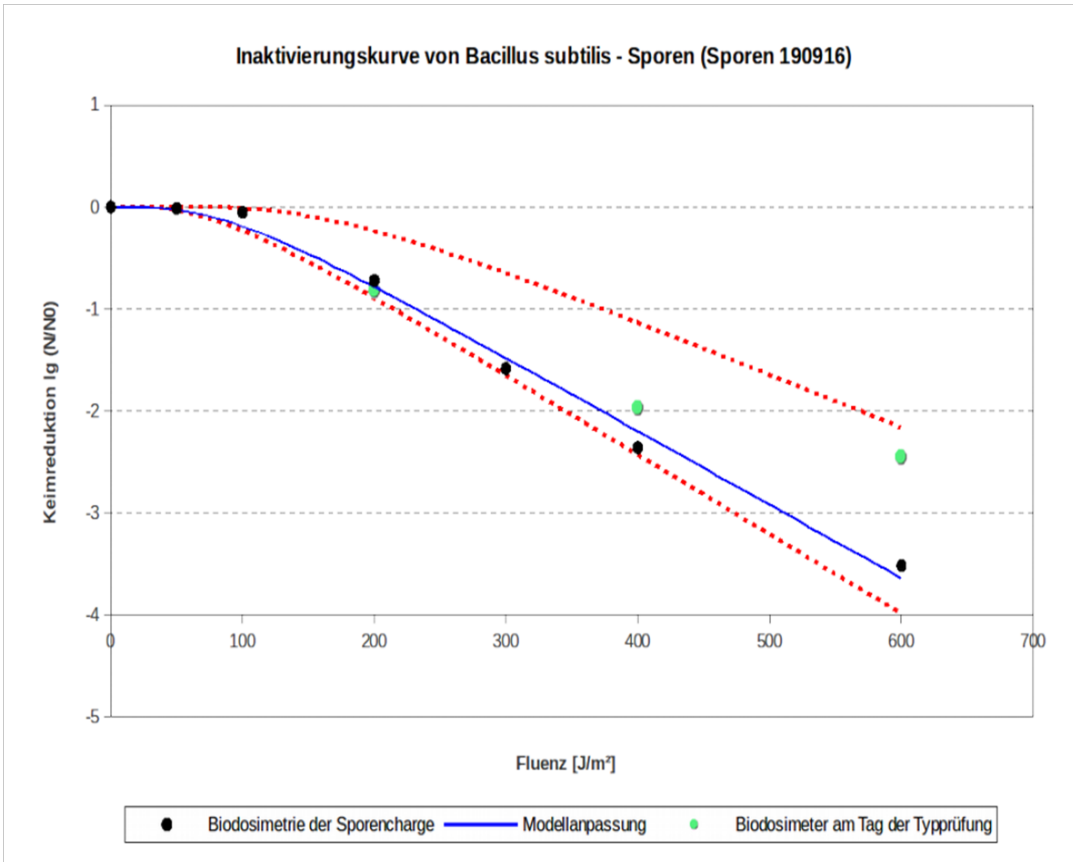
Durch Vergleich mit der Kalibrierkurve kann man auf die UV-Dosis, mit welcher die Mikroorganismen bestrahlt wurden, rückschließen. Als Biodosimeter werden Sporen von *Bacillus subtilus* in wässriger Suspension verwendet. Die Ergebnisse der Eichung des Biodosimeters sind in der Abbildung 26 dargestellt. Die Abbildung 27 gibt einen Vergleich der ermittelten Daten wieder.

Abbildung 26: Kalibrierkurve für Sporen von *Bacillus subtilus* unter UV-Bestrahlung bei 253,7 nm.



Quelle: eigene Darstellung, UV-EL.

Abbildung 27: Abhängigkeit der möglichen Keimreduktion von der Fluenz.



Quelle: eigene Darstellung, UV-EL.

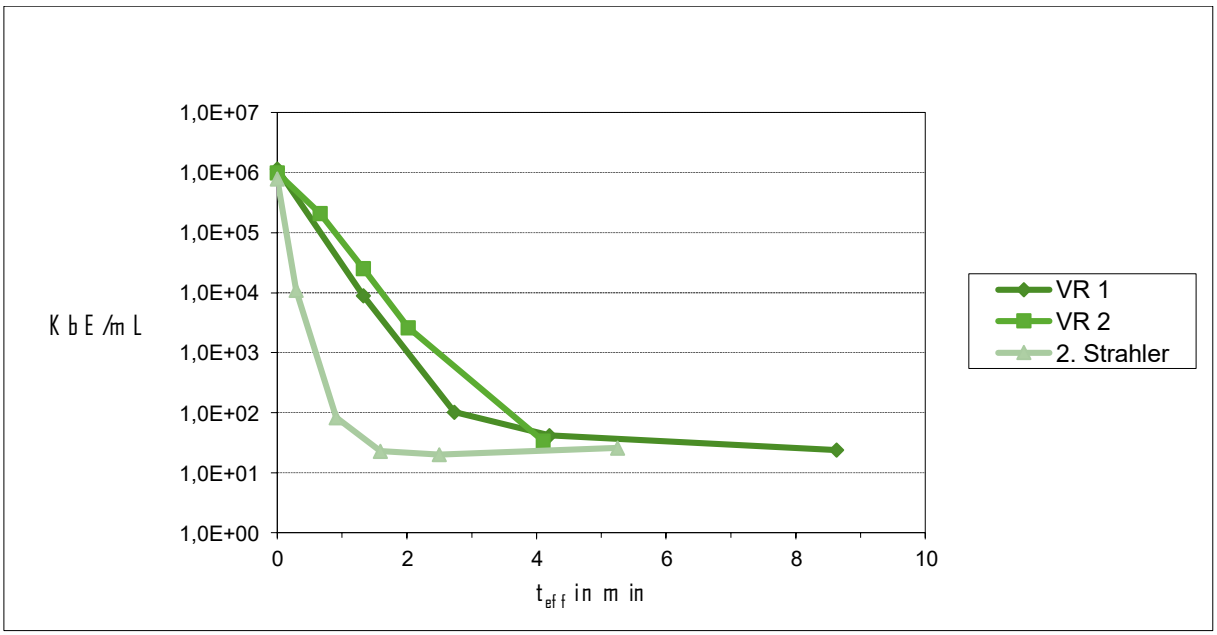
Durch Vergleich mit der Kalibrierkurve kann man auf die UV-Dosis, mit welcher die Mikroorganismen bestrahlt wurden, rückschließen. Als Biodosimeter wurden Sporen von Bacillus subtilus in wässriger Suspension verwendet. Die Ergebnisse sind in Tabelle 10 zusammengefasst.

Tabelle 10: Erzielbare Reduktion von *Bacillus subtilus* für unterschiedliche Strahlungsquellen und Volumenströme.

Proben	Versuch	Batch	vor/nach	Q in m^3/h	Transmission In %	Keimzahlen In KBE/mL	Reduktion In %	dek. Reduktion In lg N/N_0
1	1	1	vor	0,40	94,4	$2{,}73 \times 10^3$		
2			nach			$2{,}22 \times 10^0$	99,92	-3,09
3	2	1	vor	0,20	94,8	$2{,}88 \times 10^3$		
4			nach			$0{,}00 \times 10^0$)[1]	> 99,96	< -3,41
5	3	1	vor	0,10	95,7	$2{,}90 \times 10^3$		
6			nach			$0{,}00 \times 10^0$)[1]	> 99,96	< -3,42

Abbildung 28 zeigt die erreichte Dosis für unterschiedliche Volumenströme (0,1 – 0,4 m^3/h). Die Dosis H ist größer 561 J/m^2. Bei den Modellbakterien handelte es sich um E. coli und *Mikrococcus luteus*. Die Inaktivierung der Bakterien erfolgte bei allen Strahlern über vier log-Stufen.

Abbildung 28: Vergleich unterschiedlicher Strahler hinsichtlich ihrer Effizienz bei der Keimreduzierung in Abhängigkeit von der Verweilzeit im Reaktor.



Quelle: eigene Darstellung, UV-EL.

2.5 Integration der Spurenstoffentfernung

2.5.1 Vorversuche Pulveraktivkohle

Anhand von Vorversuchen wurde die Effizienz von vier unterschiedlichen Pulveraktivkohlen (PAK) aus verschiedenen Ursprungsmaterialen hinsichtlich der Spurenstoffelimination im MBR-Verfahren untersucht. Die betrachteten Produkte waren NORIT SAE SUPER (PAK 1), WOS-PL1000 (PAK 2), Carbopal AP (PAK 3) und PULSORB WP260 (PAK 4). PAK 1 (Gemisch) und PAK 4 (Steinkohle) basieren auf fossilen Rohstoffen. Im Gegensatz hierzu ist das Ursprungsmaterial der PAK 2 Holz, und PAK 3 entstammt der Regeneration von Aktivkohle. Die Adsorptionseffizienz wurde mit Batch-Versuchen unter Verwendung von Permeat des kleinen Pilot-MBR analysiert.

2.5.1.1 Versuchsaufbau und -durchführung

Zum Vergleich der Adsorptionseigenschaften der vier Pulveraktivkohlen wurden jeweils 10 mg/L, 20 mg/L, 30 mg/L, 40 mg/L, 50 mg/L und 100 mg/L PAK zum MBR-Permeat dosiert. Für jede PAK-Konzentration wurden jeweils Ansätze mit 5, 10, 30, 60 und 120 Minuten sowie 24 Stunden Kontaktzeit untersucht. Lange Kontaktzeiten (d. h. hier 24 Stunden) erlauben Rückschlüsse auf die Adsorptionskapazität der Pulveraktivkohle, während kurze Kontaktzeiten Aufschluss über die Geschwindigkeit des Adsorptionsvorgangs geben (Böhler, 2019).

Die PAK wurde jeweils in einer Stammsuspension in Reinstwasser mit 1 g/L PAK angesetzt. Aus dieser wurde mit einer Pipette die jeweilige Zielkonzentration in die einzelnen Ansätze dosiert. Vor der Herstellung der Suspension wurde die PAK gemäß DIN EN 12902 (2005) bei 150 °C rund einen Tag lang getrocknet und anschließend über eine Nacht im Exsikkator abgekühlt. Durch das Trocknen für die exakte Einwaage ist das innere Porensystem der PAK wasserfrei und mit Gasmolekülen belegt, wodurch der Stofftransport ins Korninnere beeinträchtigt wird (Böhler, 2019; Zietzschmann et al., 2018). Daher wurde die PAK-Suspension vor Verwendung für 15 Minuten bei Unterdruck in ein Ultraschallbad gegeben und anschließend über Nacht zur Benetzung der Poren ruhen gelassen.

Für die Schüttelversuche wurden 250-mL-Schottflaschen mit 200 mL Permeat befüllt. Für jede Kontaktzeit einer PAK-Konzentration wurde ein eigener Ansatz mit Permeat vorbereitet. Die PAK-Suspension wurde mit 10-mL-Pipetten in die 200-mL-Pemeatansätze dosiert. Die Ansätze wurden mithilfe eines Horizontalschüttlers (ca. 200 U/min) gleichmäßig durchmischt, um einen effizienten Kontakt zwischen Abwasser und Pulveraktivkohle sicherzustellen. Bei einer sehr guten Durchmischung können der äußere Stofftransportwiderstand minimiert und stetig Abwasserinhaltsstoffe zur Aktivkohle transportiert werden (Böhler, 2019; Zietzschmann et al., 2018).

Bei den Produkten PAK 1 und PAK 2 wurde jeweils eine Doppelbestimmung durchgeführt. Die PAK-Suspension wurde in der Reihenfolge vom Ansatz mit der längsten Kontaktzeit zum Ansatz mit der kürzesten Kontaktzeit in die Reaktionsgefäße pipettiert. Nach der jeweiligen Kontaktzeit wurde die Aktivkohle durch Membranfiltration (regenerierte Cellulose, 0,45 µm nominaler Porendurchmesser) abgetrennt und die Probe damit stabilisiert.

Im Rahmen der durchgeführten Adsorptionsversuche wurden neben den Hauptparametern auch die Temperatur, die Leitfähigkeit und der pH-Wert der Lösungen erfasst. Die Leitfähigkeiten lagen zwischen 1.350 µS/cm und 1.410 µS/cm. Die Temperatur variierte zwischen verschiedenen Versuchsreihen zwischen 9,0 °C und 15,0 °C (32-Median: 11,6 °C). Der pH-Wert lag mit geringen Schwankungen zwischen 7,0 und 7,3.

Das für die Schüttelversuche verwendete Permeat wurde am 14.11.2023 entnommen. Der MBR wurde zum Zeitpunkt der Probenahme mit 18 L/(h·m^2) Brutto-Flux, 60 L/min Belüftungsrate

und 9,0 g/L TS-Konzentration (Zielwert: 8,5 g/L bis 9,5 g/L) betrieben. Zum Probennahmezeitpunkt erzielte der MBR eine Reduktion des CSB von 572 mg/L im Zulauf auf 29,9 mg/L im Permeat, des TOC von 205 mg/L auf 13,9 mg/L, des Gesamtphosphors von 16,4 mg/L auf 6,3 mg/L, des ortho-Phosphats-P von 9,4 mg/L auf 6,2 mg/L und des Ammoniumstickstoffs von 75,2 mg/L auf 0,57 mg/L, während die Nitratstickstoffkonzentration auf 59,8 mg/L anstieg.

2.5.1.2 Ergebnisse und Diskussion

Beurteilung der Eliminationsleistung anhand des UV_{254}

Bei der Analyse des spektralen Absorptionskoeffizienten (UV_{254}) ergab sich aus allen gemessenen Nullproben ein UV_{254}-Mittelwert von 29,3 m^{-1} mit 1,2 % Standardabweichung. In Abbildung 29 ist die Elimination des UV_{254} durch die vier unterschiedlichen PAK-Produkte dargestellt. Die Reduktion des UV_{254} durch SAE SUPER (PAK 1) stieg von 6,4 % bei einer minimalen Kontaktzeit von 5 Minuten und 10 mg/l PAK auf 83,2 % bei 24 Stunden und 100 mg/L. Diese deutliche Steigerung weist auf eine hohe Effizienz von PAK 1 bei längeren Kontaktzeiten hin.

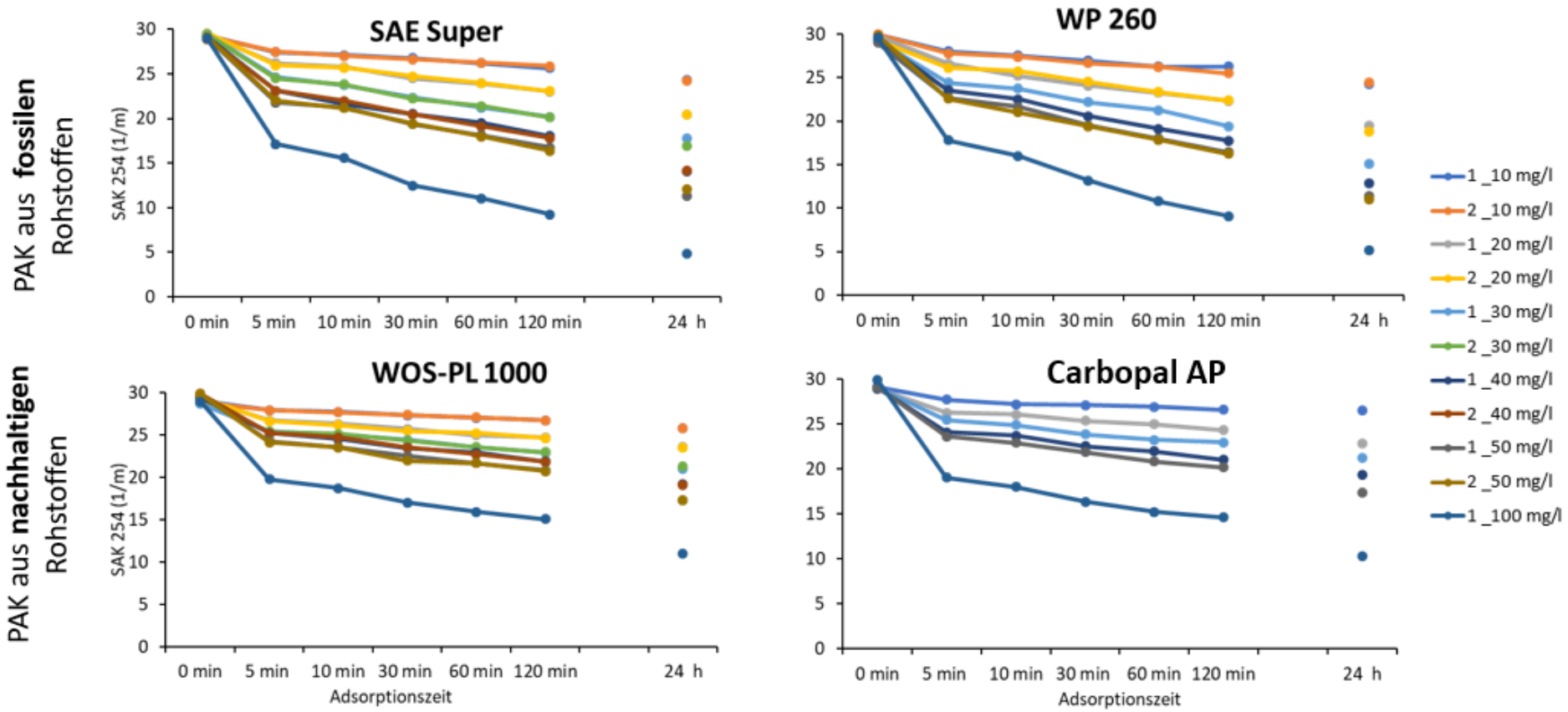
Die PAK WP260 (PAK 4) zeigte, ähnlich wie SAE SUPER, eine hohe Elimination bei kurzen Kontaktzeiten. Mit einer Elimination von 82,6 % bei 24 Stunden Kontaktzeit und 100 mg/L PAK zeigte WP260 eine hohe Effizienz, die der Eliminationsleistung von SAE SUPER nahekam. Im Gegensatz dazu lag bei WOS-PL1000 (PAK 2) und Carbopal AP (PAK 3) die Elimination mit 3,8 % bzw. 4,9 % niedriger; die UV_{254}-Elimination betrug nach 24 h bei 100 mg/L lediglich 62,0 % (Carbopal AP) bzw. 65,4 % (WP260). Beide Produkte aus nachhaltigen Rohstoffen waren somit weniger effizient als SAE SUPER und WOS-PL1000, die auf fossilen Rohstoffen basieren.

Zusammenfassend wiesen SAE SUPER und WP260 unter den gegebenen Randbedingungen eine effiziente UV_{254}-Elimination bei allen untersuchten Kontaktzeiten und Konzentrationen auf. Im Gegensatz dazu zeigten WOS-PL1000 und Carbopal AP zwar eine erhöhte UV_{254}-Elimination bei längeren Kontaktzeiten und höheren Konzentrationen, jedoch nicht dieselbe Effizienz wie SAE SUPER und WP260. Dennoch war bei allen vier Pulveraktivkohlen mit zunehmender Kontaktzeit und Konzentration eine steigende UV_{254}-Elimination zu beobachten.

Beurteilung der Eliminationsleistung anhand von 24 organischen Spurenstoffen

In Abbildung 30 und Abbildung 31 sind die Reduktionsraten der 24 untersuchten organischen Spurenstoffe nach Kontaktzeiten von 60 Minuten bzw. 24 Stunden jeweils bei 40 und 100 mg/L PAK dargestellt. Die ersten 60 Minuten Kontaktzeit verdeutlichen die initiale Adsorptionsrate, was für die Beurteilung der Effizienz einer Aktivkohle in einer realistischen, zeitlich begrenzten Anwendungssituation wichtig ist. Reduktionsraten > 80 % sind hierbei in Grün, Reduktionsraten zwischen ≤ 80 % und > 60 % in Blau, Reduktionsraten ≤ 60 % und > 20 % in Gelb und Reduktionsraten ≤ 20 % in Rot dargestellt. Für die Spurenstoffe Benzyldimethylamin (BDMA), Benzyltrimethylammonium (BETMAC), Cyanguanidin (CG), 4-Hydroxy-1-(2-hydroxyehtyl)-2,2,6,6,-tetramethylpiperidin (HHTMP), N-(3-(dimethylamino)-propyl)methacrylamid (MAPMA) konnten keine Reduktionsraten berechnet werden, weil deren Messwerte jeweils unterhalb der Bestimmungsgrenzen lagen. Negative Reduktionsraten wurden auf 0 % gesetzt.

Abbildung 29: Eliminationsleistung der untersuchten PAK-Produkte anhand des UV_{254}



Quelle: eigene Darstellung, UBA.

Abbildung 30: Prozentuale Elimination von 19 organischen Spurenstoffen durch vier Pulveraktivkohlen bei 40 mg/l (links) bzw. 100 mg/l PAK (rechts) und 60 Minuten Kontaktzeit.

40 mg/l

PM	1	2	3	4
OXI	86,2%	94,7%	90,2%	87,3%
VSA	25,6%	36,0%	30,3%	49,3%
BTA	96,0%	98,7%	98,4%	94,5%
DFN	76,9%	75,2%	76,5%	85,2%
DCA	4,1%	38,0%	18,0%	33,5%
MEL	79,6%	93,7%	91,8%	87,8%
CBM	94,9%	97,5%	94,0%	95,7%
DMBSA + XSA	26,0%	47,7%	32,8%	41,7%
SMX	49,1%	51,9%	51,3%	68,5%
ACE	0,0%	41,9%	30,6%	37,0%
SAC	66,0%	73,5%	62,5%	61,8%
PTSS	12,2%	41,8%	0,0%	23,3%
PRI	51,9%	80,5%	63,0%	72,4%
ATA	0,0%	56,4%	24,4%	55,1%
DPG	84,7%	90,7%	80,6%	96,6%
MPSA	0,0%	11,4%	2,4%	6,3%
AAMPS	0,0%	20,9%	9,4%	6,0%
DIOTOG	36,8%	68,9%	68,8%	69,9%
TFMSA	0,0%	14,6%	2,5%	6,7%
PM insg.	71,0%	75,2%	73,1%	74,1%

100 mg/l

PM	1	2	3	4
OXI	98,4%	99,2%	98,6%	95,5%
VSA	85,7%	71,9%	68,0%	86,0%
BTA	99,4%	99,7%	99,6%	98,9%
DFN	98,6%	98,2%	97,7%	98,6%
DCA	63,6%	45,1%	35,2%	69,5%
MEL	99,5%	99,6%	99,6%	98,4%
CBM	99,3%	99,5%	99,1%	99,2%
DMBSA + XSA	86,8%	86,9%	80,8%	83,6%
SMX	97,2%	92,1%	94,9%	96,2%
ACE	63,0%	69,2%	60,4%	60,0%
SAC	94,1%	97,0%	93,8%	84,8%
PTSS	88,9%	79,3%	32,9%	75,3%
PRI	95,7%	97,5%	92,6%	94,8%
ATA	83,5%	82,5%	60,1%	82,6%
DPG	94,7%	94,8%	77,2%	77,2%
MPSA	18,6%	10,0%	19,7%	8,5%
AAMPS	55,7%	44,8%	42,8%	63,4%
DIOTOG	69,9%	66,7%	68,8%	74,1%
TFMSA	20,8%	19,7%	11,6%	9,4%
PM insg.	90,7%	85,3%	86,9%	90,7%

c(0) (µg/l)	BG (µg/l)
29,734	0,020
9,697	0,005
5,021	0,010
4,198	0,001
3,922	0,010
2,057	0,010
0,987	0,002
0,901	0,010
0,895	0,007
0,572	0,005
0,486	0,010
0,375	0,005
0,355	0,005
0,214	0,005
0,107	0,005
0,045	0,010
0,041	0,005
0,025	0,005
0,009	0,001

Quelle: eigene Darstellung, UBA.

Abbildung 31: Prozentuale Elimination von 19 organischen Spurenstoffen durch vier PAK-Produkte bei 40 mg/l (links) bzw. 100 mg/l PAK (rechts) und 24 Stunden Kontaktzeit.

40 mg/l

PM	1	2	3	4
OXI	96,0%	97,6%	97,0%	96,3%
VSA	77,0%	68,2%	54,9%	86,7%
BTA	99,1%	99,6%	99,6%	99,1%
DFN	98,9%	99,2%	98,2%	99,3%
DCA	18,3%	42,5%	14,8%	50,2%
MEL	87,2%	98,0%	97,5%	94,4%
CBM	99,5%	99,6%	99,2%	99,6%
DMBSA + XSA	69,9%	75,1%	60,4%	68,6%
SMX	88,9%	88,6%	82,3%	92,2%
ACE	16,4%	49,1%	39,2%	29,1%
SAC	80,2%	89,6%	87,0%	81,2%
PTSS	84,8%	85,5%	0,0%	36,7%
PRI	90,6%	94,6%	87,1%	92,4%
ATA	42,5%	58,2%	31,7%	64,2%
DPG	94,8%	96,1%	95,8%	73,6%
MPSA	4,5%	9,5%	2,0%	11,9%
AAMPS	21,2%	22,2%	10,7%	14,3%
DIOTOG	69,3%	68,9%	68,8%	69,9%
TFMSA	14,9%	5,6%	5,1%	45,3%
PM insg.	88,8%	87,2%	82,7%	89,4%

100 mg/l

F	1	2	3	4	c(0) (µg/l)	BG (µg/l)
OXI	99,7%	99,7%	99,6%	99,3%	29,734	0,020
VSA	99,6%	98,8%	98,2%	99,6%	9,697	0,005
BTA	99,8%	99,9%	99,9%	99,8%	5,021	0,010
DFN	99,9%	99,9%	99,8%	99,9%	4,198	0,001
DCA	90,8%	63,9%	54,2%	95,9%	3,922	0,010
MEL	99,5%	99,6%	99,6%	99,6%	2,057	0,010
CBM	99,8%	99,8%	99,8%	99,8%	0,987	0,002
DMBSA + XSA	98,6%	98,1%	96,8%	98,1%	0,901	0,010
SMX	99,4%	99,3%	99,3%	99,5%	0,895	0,007
ACE	70,8%	70,4%	75,5%	56,7%	0,572	0,005
SAC	97,7%	97,6%	97,9%	98,2%	0,486	0,010
PTSS	97,8%	93,5%	83,4%	93,6%	0,375	0,005
PRI	98,4%	98,4%	98,4%	98,7%	0,355	0,005
ATA	86,6%	81,8%	65,6%	90,0%	0,214	0,005
DPG	94,7%	94,8%	94,7%	86,1%	0,107	0,005
MPSA	13,4%	10,0%	18,1%	0,0%	0,045	0,010
AAMPS	59,4%	56,7%	49,8%	62,7%	0,041	0,005
DIOTOG	69,9%	66,7%	68,8%	74,1%	0,025	0,005
TFMSA	20,8%	19,7%	11,6%	10,9%	0,009	0,001
PM insg.	96,4%	94,5%	94,1%	97,5%		

Quelle: eigene Darstellung, UBA.

Die Spurenstoffe wurden nach abnehmender Anfangskonzentration sortiert. Spurenstoffe mit einer hohen Anfangskonzentration zeigen bessere Adsorptionsraten als Spurenstoffe mit geringerer Anfangskonzentration. Hierbei bilden die Spurenstoffe Valsartansäure (VSA) und Amidotrizoesäure (DZA) die Ausnahme. DZA wurde erst nach einer Kontaktzeit von 24 Stunden bei 100 mg/l PAK 1 (SAE SUPER) und PAK 4 (WP260) gut eliminiert. VSA adsorbierte bei 100 mg/L PAK 1 und PAK 4 bereits nach 60 Minuten gut. Die gesamte Adsorptionsleistung als kumulierte Reduktion (PM insg.) der untersuchten Spurenstoffe ist für alle untersuchten Aktivkohlen bei einer Kontaktzeit von 60 Minuten und 40 mg/L PAK gut oder mindestens moderat. Die Reduktionsrate nimmt mit steigender Konzentration und längerer Kontaktzeit zu. Problematisch ist die Darstellung der Reduktionsraten, wenn die Bestimmungsgrenzen der Analyseverfahren nahe an den Ausgangskonzentrationen c(0) der untersuchten Substanzen liegen. Ein anschauliches Beispiel hierfür ist 1,3-Di-o-tolylguanidin (DIOTOG): Für DIOTOG liegt der Median der Anfangskonzentration bei 0,025 µg/L, was sehr nahe an der Bestimmungsgrenze von 0,005 µg/L ist. Infolgedessen liegen die ermittelten Reduktionsraten immer bei ca. 70 %, was auf eine moderate Adsorption hindeutet. Allerdings ist aufgrund der geringen Differenz zwischen der Anfangskonzentration und der Bestimmungsgrenze davon auszugehen, dass die tatsächliche Adsorption dieses Stoffs höher ist, als die ermittelte Reduktionsrate vermuten lässt.

Die Elimination von Melamin (MEL), Carbamazepin (CBZ), Benzotriazol (BTA) und Oxipurinol (OXP) war bei allen untersuchten PAK-Produkten gut. Diclofenac (DCF) sowie Sulfamethoxazol (SMX) wurden erst bei höheren PAK-Konzentrationen und/oder längeren Kontaktzeiten gut adsorbiert. Bei 40 mg/L PAK und 60 Minuten Kontaktzeit wurde DCF von allen untersuchten Aktivkohlen moderat eliminiert. Bei längerer Kontaktzeit oder höherer Konzentration adsorbierte DCF gut. SMX zeigte ein ähnliches Adsorptionsverhalten: Bei 40 mg/L PAK und 60 Minuten Kontaktzeit wurde SMX von PAK 1, 2 und 3 schlecht und von PAK 4 moderat entfernt.

Valsartansäure (VSA) wurde bei 100 mg/L PAK und 24 Stunden Kontaktzeit von allen untersuchten Aktivkohlen nahezu vollständig entfernt. Bei gleicher Konzentration und 60 Minuten Kontaktzeit adsorbierten nur PAK 1 und PAK 4 gut, während PAK 2 und PAK 3 moderat adsorbierten. Alle PAK-Produkte adsorbierten VSA bei 60 Minuten Kontaktzeit und 40 mg/L PAK schlecht. Nach 24-stündiger Kontaktzeit bei 40 mg/L PAK adsorbierten PAK 4 VSA gut, PAK 1 und PAK 2 moderat und PAK 3 schlecht.

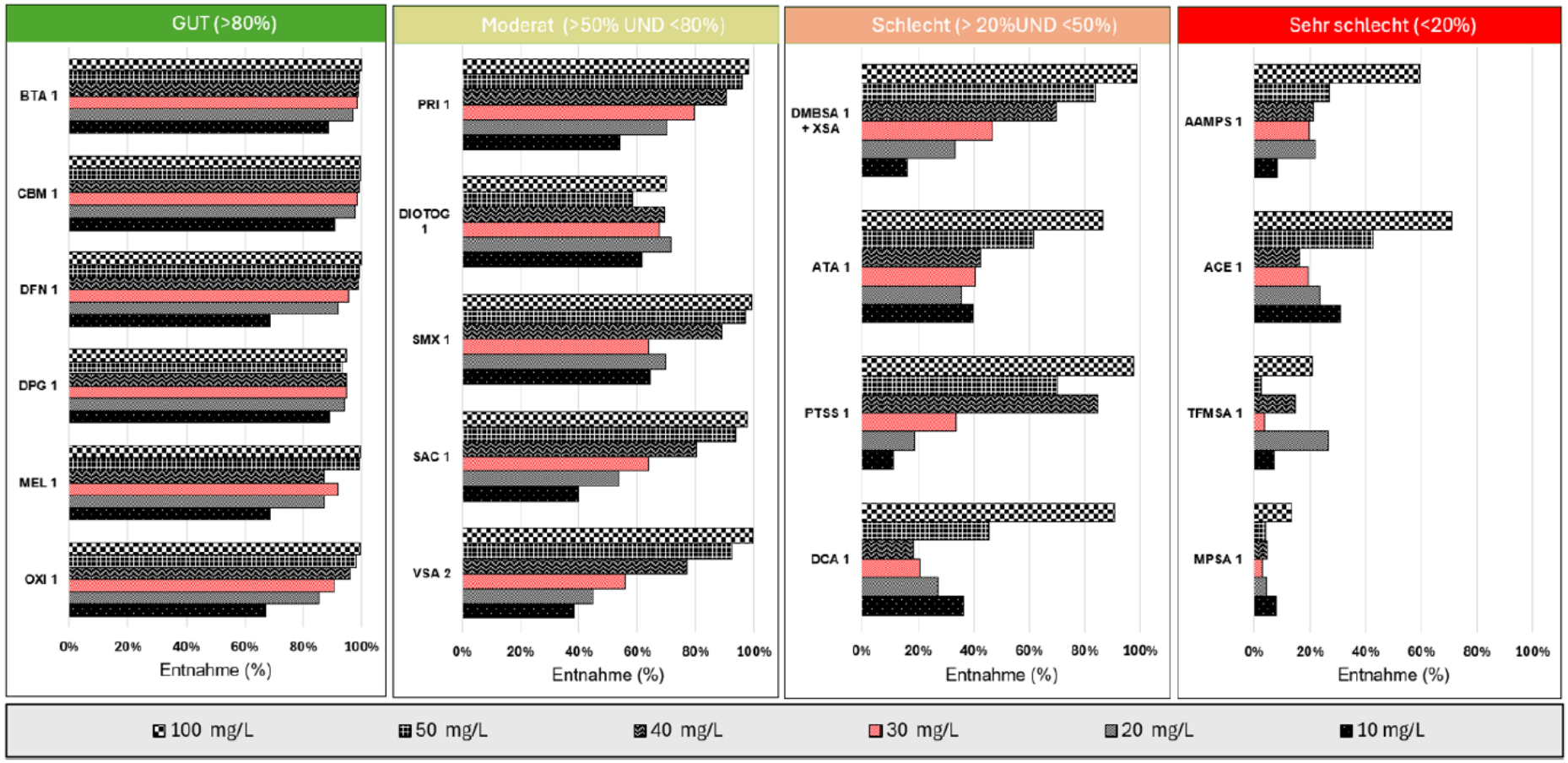
Die niedrigsten Eliminationsraten wurden bei Acesulfam (ACE) und Amidotrizoesäure (DZA) beobachtet. Selbst bei 100 mg/L PAK und 24 Stunden Kontaktzeit wurde ACE von PAK 1, 2 und 3 lediglich moderat und von PAK 4 schlecht adsorbiert. Ähnliche Tendenzen zeigten sich bei DZA bei geringer PAK-Konzentrationen und kurzer Kontaktzeit mit ähnlich niedrigen Reduktionsraten wie bei ACE. Bei 100 mg/L PAK und 24 Stunden Kontaktzeit wurde DZA von PAK 1 und 4 allerdings gut adsorbiert, von PAK 2 dagegen nur moderat und von PAK 3 schlecht.

2.5.1.3 Fazit

Aufgrund der guten Leistung von PAK 1 (SAE SUPER) und PAK 4 (WP260) hinsichtlich UV_{254}- und Spurenstoffreduktion kommen beide Produkte für die Nutzung im MBR-Betrieb infrage. Wegen der besseren Verfügbarkeit von SAE SUPER in kleinen Gebinden bis 35 kg/Lieferung wurde die Aktivkohle SAE SUPER für den Einsatz im MBR-Betrieb ausgewählt.

Abbildung 32 zeigt eine Klassifizierung der Elimination der einzelnen Spurenstoffe durch SAE SUPER nach 24 Stunden Kontaktzeit. Die Spurenstoffe BTA, CBZ, DCF, DPG, MEL und OXP werden durch diese Aktivkohle gut eliminiert. DMBSA+XSA, ATA, PTSS sowie DZA werden dagegen schlecht und AAMPS, ACE, TFMSA sowie MPSA nur sehr schlecht adsorbiert.

Abbildung 32: Klassifizierung der Pulveraktivkohle SAE SUPER anhand der Reduktionsraten bei 30 mg/L PAK (in Rot) und 24 Stunden Kontaktzeit (negative Eliminationsraten wurden auf 0 % gesetzt).



Quelle: eigene Darstellung, UBA.

2.5.2 Pulveraktivkohledosierung in den kleinen Pilot-MBR

2.5.2.1 Versuchsaufbau und Durchführung

Zur Verifizierung der Spurenstoffeliminationsergebnisse der Laborversuche und der Auswirkungen auf den MBR-Betrieb wurde die simultane PAK-Dosierung in die Belebungsstufe des kleinen Pilot-MBR untersucht. Die Untersuchungen fanden in vier Phasen von jeweils mindestens 14 Tagen Dauer statt: (1) Betrieb ohne PAK sowie Betrieb mit (2) niedriger (ca. 4 mg/L), (3) mittlerer (ca. 17 mg/L) und (4) hoher (ca. 53 mg/L) PAK-Dosierung. Der MBR wurde bei ca. 10 g/L TS-Konzentration, 50 L/min Belüftung, 12 L/h Bruttodurchfluss (entspricht 16,7 L/(m^2·h)), 9,8 L/h Nettodurchfluss und 6,4 h hydraulischer Verweilzeit betrieben.

Die PAK-Konzentration im MBR wurde für die jeweilige Testphase auf Grundlage der Daten des Überschussschlammabzugs berechnet. Die berechnete PAK-Menge wurde einmalig am Tag der Umstellung der Versuchsphasen als Suspension zugegeben, wobei die bereits im MBR enthaltene PAK-Menge berücksichtigt wurde. Die erste Probe wurde 5 Tage nach Beginn einer Versuchsphase entnommen.

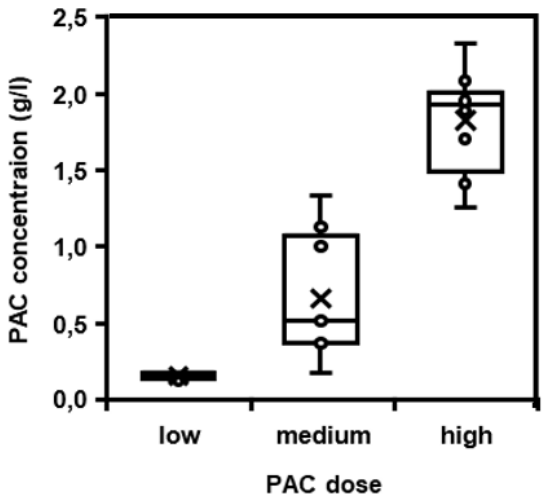
Die Membranen wurden wöchentlich chemisch mit Natriumhypochlorit (500 mg/L) und Zitronensäure (3.000 mg/L) gereinigt (vgl. Kapitel 2.2.3.1).

2.5.2.2 Ergebnisse und Diskussion

PAK-Messung

In der zweiten Testphase (niedrige PAK-Dosis) betrug die PAK-Konzentration im MBR durchschnittlich 0,15 ± 0,02 g/L PAK bei 10,3 g/L TS (Abbildung 33). Bei der mittleren PAK-Dosis betrug die PAK-Konzentration 0,66 ± 0,40 g/L PAK und bei hoher Dosis 1,82 ± 0,30 g/L PAK. Auf Grundlage des Zulaufvolumenstroms und des Überschussschlammabzugs wurden die durchschnittlichen PAK-Konzentrationen der einzelnen Versuchsphasen im MBR mit ca. 4 mg/L PAK für die niedrige Dosis, 17 mg/L PAK für die mittlere Dosis und 53 mg/L PAK für die hohe Dosis ermittelt. Somit lag der MBR-Betrieb mit gleichzeitiger PAK-Dosierung in einem typischen Bereich von PAK-Konzentrationen, mit Ausnahme der Versuchsphase mit niedriger PAK-Dosis (Evers et al., 2022; Z. Wang et al., 2014).

Abbildung 33: PAK-Konzentrationen im MBR während der Versuchsphasen.



Quelle: Bauer et al. (2025).

Betriebsparameter und Permeatqualität

Die TS-Konzentrationen lagen zwischen 8,7 und 10,7 g/L und entsprachen der angestrebten TS-Konzentration von ca. 10 g/L (Tabelle 11). Die durchschnittliche Wassertemperatur im MBR stieg während der Testphasen von 17,4 °C auf 23,1 °C an, was auf den allgemeinen Temperaturanstieg von März bis Juni zurückzuführen ist. Das durchschnittliche Schlammalter lag in den Versuchsphasen ohne PAK-Dosierung sowie bei niedriger und mittlerer PAK-Dosierung mit 11,2 d bis 12,5 d in der Größenordnung des typischen Schlammalters für Belebungsanlagen mit Nitrifikation (DWA, 2016). Bei hoher PAK-Dosierung betrug das Schlammalter aufgrund des erhöhten Anteils an PAK-Feststoffen jedoch nur 7,5 d. Der pH-Wert lag mit 6,7 bis 7,3 innerhalb des für Bewässerungswasser mit 6,5 bis 8,0 empfohlenen Bereichs (Pescod, 1992) und nahm mit steigender PAK-Dosis leicht ab. Der Schlammvolumenindex sank mit steigender PAK-Dosis von 142,4 mL/g auf 52,2 mL/g.

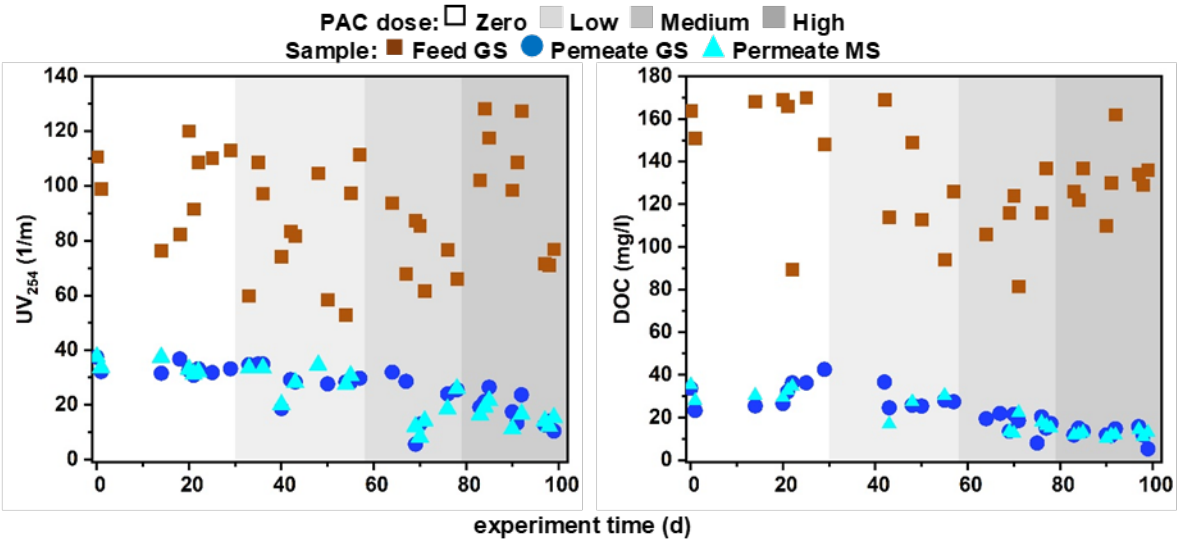
Tabelle 11: Durchschnittliche Betriebsparameter und Wasserqualität der Permeat-Stichproben.

	PAK-Dosierung			
	keine	niedrig	mittel	hoch
Betriebsparameter				
Trockensubstanzgehalt (g/L)	8,7 ± 2,9	10,3 ± 1,9	9,8 ± 1,6	10,7 ± 0,9
Schlammalter (d)	12,2 ± 5,7	11,2 ± 4,0	12,5 ± 1,7	7,5 ± 1,0
ISV_{30} (mL/g)	142,4 ± 36,7	178,2 ± 34,5	94,7 ± 27	52,2 ± 12,0
Temperatur (°C)	17,4 ± 1,7	19,3 ± 3,1	22,6 ± 1,2	23,1 ± 2,1
pH-Wert (-)	7,3 ± 0,3	7,3 ± 0,2	7,0 ± 0,3	6,7 ± 0,2
Sauerstoffkonzentration (mg/L)	1,1 ± 1,1	1,3 ± 1,2	0,9 ± 0,9	1,4 ± 0,8
Kohlenstoffreduktion				
CSB (%)	95,4 ± 0,5	94,1 ± 2,6	94,2 ± 5,9	97,3 ± 0,5
TOC (%)	88,3 ± 2,7	88,6 ± 2,6	93,0 ± 2,4	94,5 ± 2,0
DOC (%)	78,8 ± 8,7	77,5 ± 4,1	83,5 ± 4,4	90,5 ± 2,4
UV_{254} (%)	67,8 ± 4,4	65,5 ± 6,7	72,0 ± 14,1	82,4 ± 3,1
Permeatqualität				
Gesamtphosphor (mg/L)	3,9 ± 1,9	8,7 ± 1,7	5,6 ± 3,0	10,2 ± 3,3
ortho-Phosphat-P (mg/L)	3,7 ± 1,8	8,7 ± 1,2	5,4 ± 2,6	8,9 ± 1,5
Ammonium-N (mg/L)	1,3 ± 0,8	0,9 ± 0,4	1,5 ± 1,8	0,9 ± 1,9
Nitrat-N (mg/L)	29,4 ± 20,8	19,5 ± 6	40,8 ± 14,9	62,5 ± 5,3
Trübung (FNU)	0,33 ± 0,14	0,30 ± 0,18	0,25 ± 0,13	0,26 ± 0,13
Leitfähigkeit (µS/cm)	1,503 ± 175	1,371 ± 26	1,454 ± 66	1,535 ± 35

Im MBR-Zulauf (Feed) wurden 785,7 ± 171,0 mg/L CSB, 246,1 ± 49,3 mg/L TOC, 129,3 ± 32,1 mg/L DOC, 94,1 ± 19,4 1/m UV_{254}, 18,5 ± 2,6 mg/L Gesamtphosphor, 11,4 ± 2,2 mg/L ortho-Phosphat-P, 69,7 ± 7,1 mg/L Ammonium-N und 0,6 ± 0,4 mg/L Nitrat-N gemessen. Die durchschnittliche Schlammbelastung betrug über den gesamten Versuchszeitraum 0,30 ± 0,09 kg CSB/kg TS, was dem typischen Bereich eines Nitrifikationsprozesses entspricht (DWA, 2016). Die CSB-Elimination im MBR betrug 95,4 %, und die PAK-Zugabe erhöhte die CSB-Elimination auf bis zu 97 % bei hoher PAK-Dosis.

Die DOC- und UV_{254}-Reduktionen stiegen von 78,8 % und 67,8 % ohne PAK auf 90,5 % bzw. 82,4 % bei hoher PAK-Dosis (Abbildung 34). Geringere DOC-Konzentrationen können sich durch eine Verringerung des organischen Foulings positiv auf die Leistung von UF-Membranen auswirken (Haberkamp et al., 2007). Außerdem korrelieren DOC und UV_{254} mit der Spurenstoffelimination (Altmann et al., 2016; Zietzschmann et al., 2014). Der Parameter UV_{254} erwies sich als deutlich empfindlicher für Probleme mit der PAK-Dosierung als der DOC (vgl. Abbildung 34).

Abbildung 34: UV254- und DOC-Konzentrationen in Feed (Stichproben, GS) und Permeat (Stich¬proben, GS, oder Mischproben, MS) des kleinen Pilot-MBR (weißer Hintergrund für Betrieb ohne PAK, hellgrau für niedrige, grau für mittlere und dunkelgrau für hohe PAK-Dosen).



Quelle: Bauer et al. (2025).

Restphosphor und -stickstoff im Permeat können bei der landwirtschaftlichen Wasserwiederverwendung herkömmliche Düngemittel ersetzen. Die Gesamtphosphorkonzentration im Permeat lag zwischen 3,9 mg/L (ohne PAK) und 10,2 mg/L (hohe PAK-Dosis, vgl. Tabelle 11). Die geringere Phosphorentfernung könnte auf den geringeren Gehalt an Mikroorganismen im Belebtschlamm infolge des erhöhten PAK-Anteils bei gleichbleibender TS-Konzentration zurückzuführen sein, was in einer geringeren Phosphoraufnahme durch die Mikroorganismen resultiert. Die Sauerstoffkonzentration war in allen Versuchsphasen höher als 0,9 mg/L und die Ammoniumstickstoffkonzentration im Permeat lag unter 1,5 mg/L, so dass Auswirkungen von PAK-Dosierung und niedrigerem Mikroorganismenanteil im Belebtschlamm auf den Nitrifikationsprozess, ebenso wie von (Cimbritz et al., 2019) beobachtet, nicht festgestellt werden konnten. Die Nitratstickstoffkonzentrationen lagen während der Versuche zwischen 19,5 und 62,5 mg/L. Die niedrigen Nitratkonzentrationen bei gleichzeitig geringen Ammoniumkonzentrationen in den

ersten beiden Versuchsphasen könnten auf eine ungewollte partielle Denitrifikation durch anaerobe Zonen im Reaktor hinweisen. Die besser funktionierende Nitrifikation bei den höheren PAK-Dosen könnte auf die Adsorption von CSB durch die PAK zurückzuführen sein.

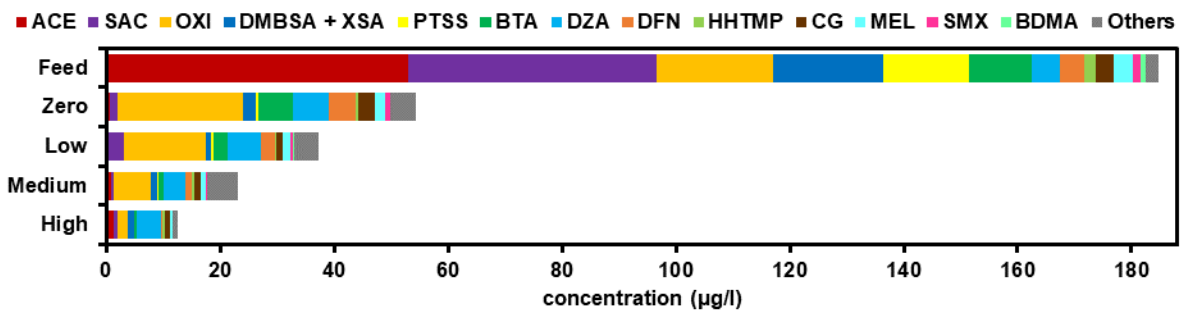
Die elektrische Leitfähigkeit lag in den Versuchsphasen mit 1.371 µS/cm bis 1.535 µS/cm zwar höher als die durchschnittliche Leitfähigkeit des lokalen Trinkwassers (864 µS/cm), jedoch aufgrund der Aufsalzung beim Trinkwassergebrauch in einem für Kommunalabwasser üblichen Bereich. Die Trübung lag während der Versuchsphasen stabil (0,25 bis 0,33 NTU) innerhalb des typischen Trübungsbereichs für UF-Permeate (Naghizadeh et al., 2011; Wen et al., 2004). Alle Proben lagen weit unter dem Trübungsstandard von 5 NTU (REG (EU) 2020/741, 2020) für die landwirtschaftliche Wasserwiederverwendung.

Insgesamt konnte durch eine höhere PAK-Dosierung das Nährstoffangebot in Form von Stickstoff und Phosphor im Permeat erhöht werden, so dass während der Bewässerungsperioden herkömmliche Dünger teilweise substituiert werden könnten. Allerdings besteht bei unkontrolliertem Einsatz ein höheres Potenzial für eine Überdüngung des Bodens und bei Einleitung in Gewässer ein erhöhtes Eutrophierungspotenzial.

2.5.2.3 Spurenstoffelimination

Die 24 gemessenen organischen Spurenstoffe waren im MBR-Zulauf in unterschiedlichen Konzentrationen vorhanden (Abbildung 35). Die höchsten Konzentrationen wurden für die Süßstoffe ACE (Median: 53,0 µg/L) und SAC (Median: 43,6 µg/L) gemessen; BETMAC, MAPMA und DIOTOG lagen unter ihrer Nachweisgrenze. ATA, DPG, PRI, DZA, VSA, MAPSA, TFMSA, AAMPS und CBZ wurden jeweils in Konzentrationen unter 1 µg/L analysiert.

Abbildung 35: Kumulierte Konzentrationen organischer Spurenstoffe mit individuellen mittleren Konzentrationen > 1 µg/L sowie weiteren organischen Spurenstoffen (kumulierte Konzentration aller Parameter mit individuellen Konzentrationen < 1 µg/L im MBR-Feed).



Quelle: Bauer et al. (2025).

Insgesamt wurde die kumulierte Konzentration der 24 organischen Spurenstoffe durch die biologische Behandlung von 185,3 µg/L im MBR-Zulauf auf 54,4 µg/L im Permeat um 71 % verringert. Die Gesamtverringerung ist insbesondere auf die über 80 %-ige biologische Elimination von ACE, SAC, DMBSA+XSA, PTSS, BDMA und HHTMP zurückzuführen (vgl. Abbildung 36). SMX und BTA wurden mit Eliminationsraten zwischen 41 % und 49 % mäßig gut entfernt. Die übrigen 15 Spurenstoffe wurden bei der biologischen Abwasserbehandlung nicht wesentlich entfernt. Die Stoffe OXP (22,2 µg/L), BTA (6,1 µg/L), DZA (6,3 µg/L) und DCF (4,7 µg/L) lagen in besonders hohen Konzentrationen im Permeat vor.

Bei niedriger PAK-Dosis betrug die kumulierte Spurenstoffkonzentration im Permeat 37,2 µg/L, was einer 80 %-igen Elimination entspricht. Die höchsten Permeatkonzentrationen wurden bei

niedriger PAK-Dosis für OXP (14,5 µg/L) und DZA (5,8 µg/L) gemessen. Die Zugabe der mittleren PAK-Dosis reduzierte die Gesamtkonzentration der Spurenstoffe um 88 % auf 23,1 µg/L, wobei OXP (6,4 µg/L) und DCF (1,1 µg/L) besonders effizient entfernt wurden. Bei hoher PAK-Dosis wurde die Summenkonzentration um 93 % auf 12,7 µg/L eliminiert, und die höchste Restkonzentration wurde für DZA (4,3 µg/L) ermittelt, das einen großen Anteil ausmachte.

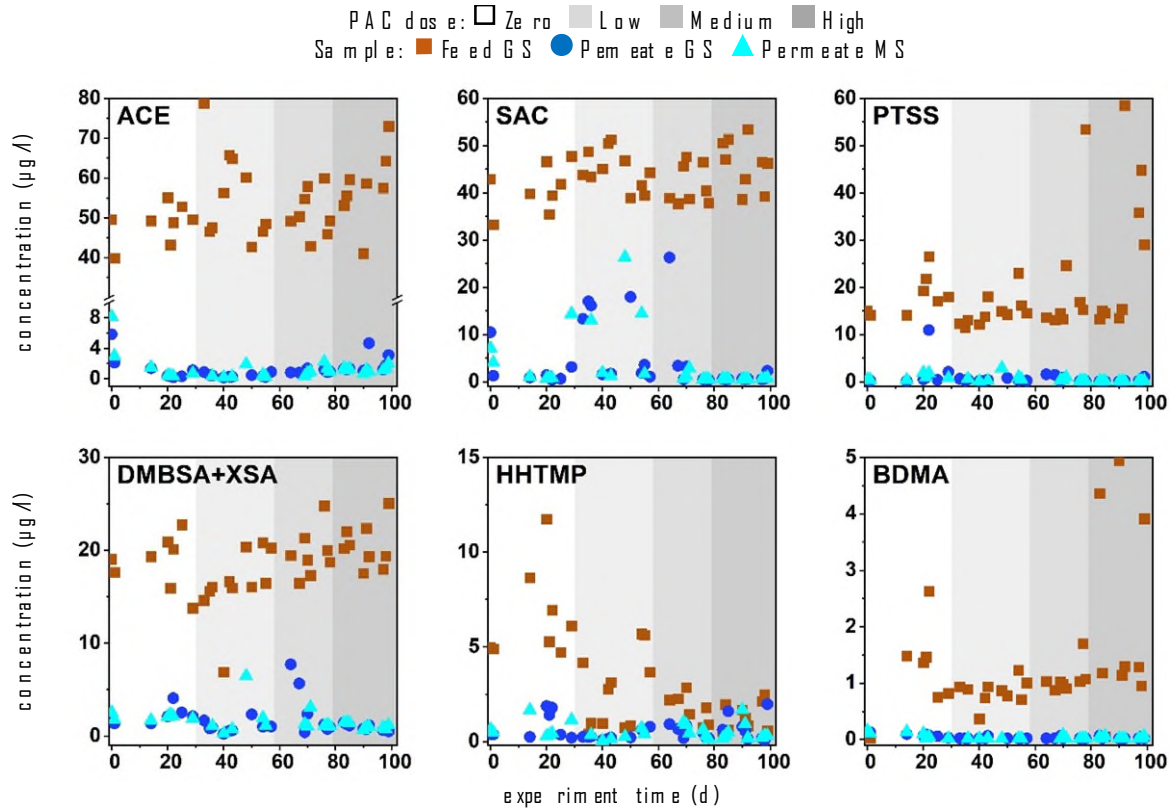
2.5.2.4 Biologisch abbaubare organische Spurenstoffe

ACE, SAC, PTSS, DMBSA+XSA, HHTMP und BDMA wurden im MBR-Prozess ohne PAK zu mehr als 85 % eliminiert. Die Ergebnisse waren in Stichproben (GS) und Mischproben (MS) ähnlich, was auf geringe Schwankungen in der Beschickung hinweist. HHTMP war das einzige Spurenstoff, dessen Zulaufkonzentration während des Untersuchungszeitraums abnahm (Abbildung 36).

ACE wurde durchschnittlich zu 97 % biologisch eliminiert (Abbildung 36 und

Tabelle 12), was in der gleichen Größenordnung liegt wie von Castronovo et al. (2017) beschrieben. Die biologische Elimination von 97 % für SAC entspricht den Daten von Scheurer et al. (2009). In simulierten Uferfiltrationsexperimenten unter oxischen Bedingungen bei 12 d hydraulischer Verweilzeit wiesen Zeeshan et al. (2023) den biologischen Abbau von ACE, SAC, PTSS, DMBSA+XSA, HHTMP und BDMA nach, der auch in den vorliegenden Versuchen beobachtet wurde. Anders als bei Zeeshan et al. (2023) wurde in der vorliegenden Studie allerdings keine biologische Abbaubarkeit von CG, BTA, MAPMA, DPG, VSA, MPSA, SMX und DCF festgestellt (vgl. Abbildung 37 und Abbildung 38), was wahrscheinlich auf die deutlich kürzere hydraulische Verweilzeit im MBR (6,5 h) zurückzuführen ist.

Abbildung 36: Feed- und Permeatkonzentrationen biologisch abbaubarer organischer Spurenstoffe (weißer Hintergrund für Betrieb ohne PAK, hellgrau für niedrige, grau für mittlere und dunkelgrau für hohe PAK-Dosen).



Quelle: Bauer et al. (2025).

Durch die PAK-Zugabe wurde lediglich die Elimination von DMBSA+XSA (von 85 % auf 95 %) und BDMA (von 92 % auf 98 %) verbessert. Bei ACE, SAC, PTSS und HHTMP blieb die Elimination unabhängig von der PAK-Zugabe in der gleichen Größenordnung. Schumann et al. (2023) zeigten ein ähnliches Adsorptionsverhalten in einer Trinkwassermatrix für HHTMP (sehr schlechte Entfernung), PTSS und ACE (schlechte Entfernung) sowie SAC und DMBSA+XSA (mäßige Entfernung). Für DMBSA+XSA und SAC wurde in einem großtechnischen Verfahren zur weitergehenden Abwasserbehandlung mit 10 mg/L PAK eine durchschnittliche Elimination von 71 % bzw. 55 % beobachtet (I. J. Neuwald et al., 2023).

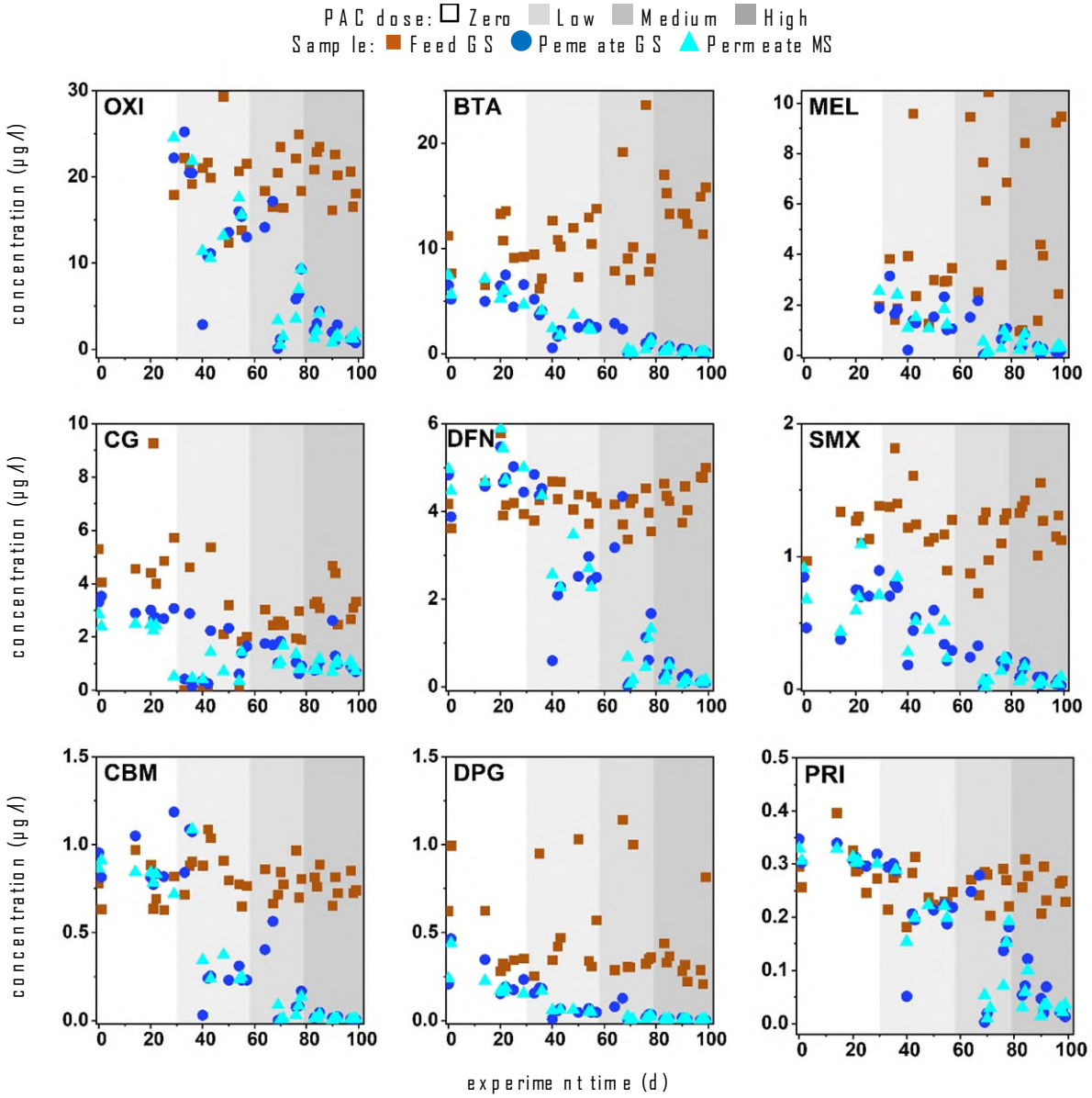
2.5.2.5 Gut adsorbierende organische Spurenstoffe

Für OXP, BTA, MEL, DCF, SMX, CBZ, DPG, PRI und CG wurde während des MBR-Betriebs ohne PAK keine relevante Entfernung beobachtet (Abbildung 37). Für OXP und MEL konnte in den Versuchen ohne PAK-Zusatz aufgrund analytischer Probleme nur eine Probe gemessen werden. Frühere unveröffentlichte Ergebnisse und Literaturdaten (Funke et al., 2015; I. J. Neuwald et al., 2023) bestätigen deren schlechte Entfernung durch biologische Abwasserbehandlung. Mit Ausnahme von BTA, MEL und CG waren die Zulaufkonzentrationen im Versuchszeitraum nahezu konstant. Die Konzentrationen von BTA und MEL stiegen im Zulauf während des Versuchszeitraums an, während die Konzentration von CG schwankte (vgl. Abbildung 37). Die OXP-Konzentrationen (12,4-29,3 µg/L) lagen in der Größenordnung von unbehandelten kommunalen Abwässern (Funke et al., 2015). Die mittleren Permeatkonzentrationen von BTA (5,9 µg/L), MEL (1,9 µg/L), CG (3,0 µg/L), DCF (4,7 µg/L), SMX (5,5 µg/L), CBZ (0,91 µg/L) und PRI (0,32 µg/L) lagen ohne PAK-Zusatz im typischen Bereich mechanisch-biologisch behandelter Kommunalabwässer (Altmann et al., 2014; I. J. Neuwald et al., 2023; Zietzschmann et al., 2014).

Bei einer niedrigen PAK-Dosis wurde für DPG eine 80 %-ige Elimination erreicht, während DPG ohne PAK nur zu 49 % eliminiert wurde (

Tabelle 12). Höhere PAK-Dosen führten zu einer bis zu 97 %-igen Elimination. Neuwald et al. (2023) beobachteten in einem großtechnischen Verfahren zur weitergehenden Abwasserbehandlung mit 10 mg/L PAK eine 91 %-ige DPG-Elimination. SMX, BTA, MEL und CBZ wurden bei mittlerer PAK-Dosis zu mehr als 80 % eliminiert, wie auch von Altmann et al. (2014) berichtet. Bei hoher PAK-Dosis wurden mehr als 80 % von OXP und DCF, 79 % von PRI und 70 % von CG entfernt. Die zur 80 %-igen Entfernung von DCF erforderliche PAK-Dosis ist im Vergleich zu Altmann et al. (2014) und Neuwald et al. (2023) deutlich höher.

Abbildung 37: Feed- und Permeatkonzentrationen adsorbierbarer organischer Spurenstoffe (weißer Hintergrund für Betrieb ohne PAK, hellgrau für niedrige, grau für mittlere und dunkelgrau für hohe PAK-Dosen).



Quelle: Bauer et al. (2025).

2.5.2.6 Persistente und mobile organische Spurenstoffe

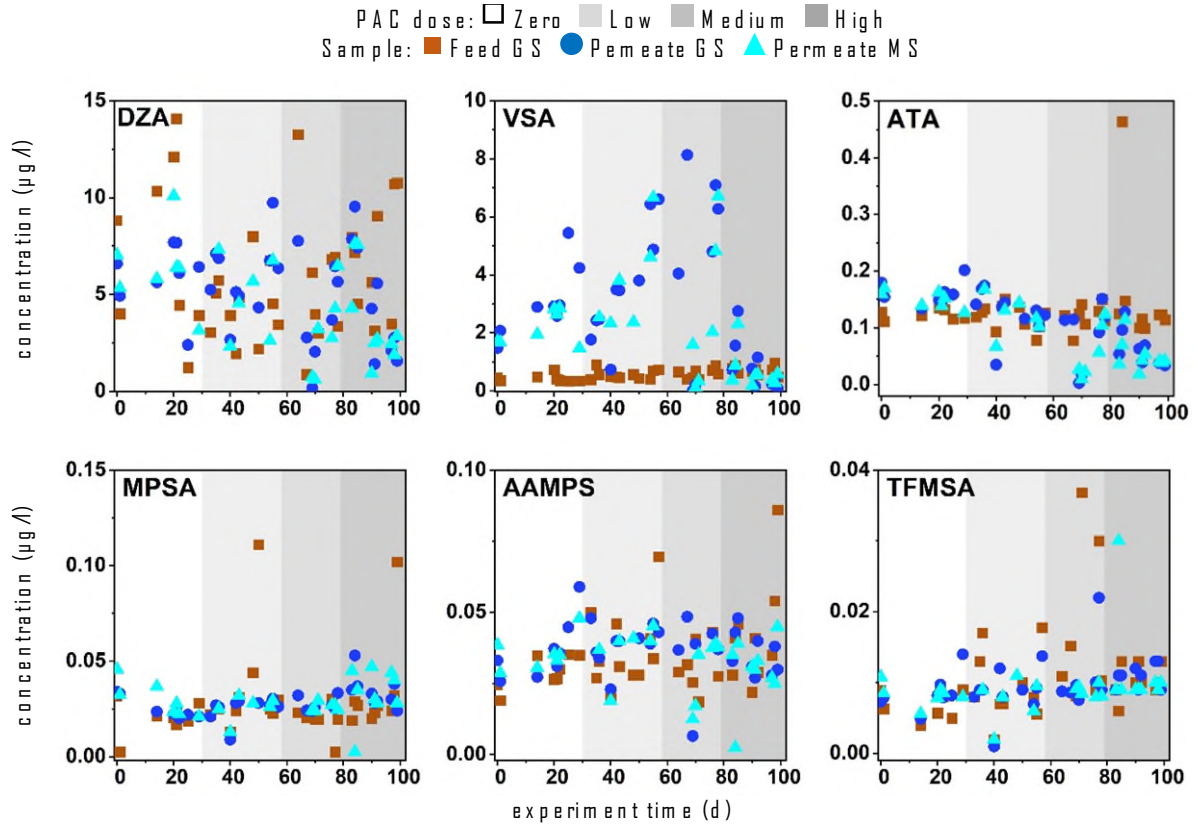
DZA, VSA, ATA, MPSA, AAMPS und TFMSA wurden nur geringfügig oder gar nicht entfernt (Abbildung 38). Weder die biologische Abwasserbehandlung noch die Adsorption an PAK führten zu einer Elimination von DZA, MPSA, AAMPS und TFMSA. Schumann et al. (2023) wiesen eine geringe bis mäßige Adsorption von DZA, AAMPS und TFMSA in GAK-Filtern zur Trinkwasseraufbereitung im Pilot- und Labormaßstab nach. In Batch-Tests mit PAK und Trinkwasser wurden im Falle von MPSA, DZA, TFMSA und AAMPS schlechte Eliminationsraten beobachtet (Scheurer et al., 2022; Schumann, Muschket, et al., 2023). In der vorliegenden Studie wurde für ATA bei hoher PAK-Dosis eine durchschnittliche Adsorption von 66 % beobachtet (Abbildung 38).

Mit Ausnahme der Versuchsphase mit hoher PAK-Dosis waren die VSA-Konzentrationen im Permeat höher als im Zulauf. Dieser Effekt wurde bereits in konventionellen Kläranlagen und

weiteren MBR-Anlagen beobachtet (Kern et al., 2010; Nödler et al., 2013) und auf die Umwandlung verschiedener Blutdruckregulatoren auf Sartan-Basis in VSA im Zuge der biologischen Abwasserbehandlung zurückgeführt (Kern et al., 2010; Ladhari et al., 2021). Eine schlechte Adsorption von VSA wurde in Trinkwasser von Schumann et al. (2023b) und in GAK-Filtern im Pilotmaßstab von Sperlich et al. (2017) nachgewiesen.

DZA, ATA, MPSA, AAMPS und TFMSA sollten aufgrund ihrer Persistenz und Mobilität bei Vorhaben zur Wasserwiederverwendung im Rahmen des Risikomanagements besonders berücksichtigt werden. Die potenzielle Relevanz von DZA, MEL, TFMSA und AAMPS hinsichtlich Einträgen ins Grundwasser wurde in Säulentests mit 12 d Aufenthaltszeit ermittelt (Zeeshan et al., 2023). MPSA und VSA wurden in den Säulentests eliminiert, was darauf hindeutet, dass der Boden eine zusätzliche Barriere gegen persistente organische Spurenstoffe darstellen kann.

Abbildung 38: Feed- und Permeatkonzentrationen persistenter organischer Spurenstoffe (weißer Hintergrund für Betrieb ohne PAK, hellgrau für niedrige, grau für mittlere und dunkelgrau für hohe PAK-Dosen).



Quelle: Bauer et al. (2025).

2.5.2.7 Fazit

Die Elimination der in den Versuchsphasen untersuchten organischen Spurenstoffe ist in

Tabelle 12 zusammengefasst und in die oben beschriebenen Kategorien unterteilt, d. h. in biologisch abbaubare, gut adsorbierende und persistente organische Spurenstoffe. Die Heatmap zeigt, dass der MBR-Prozess ohne PAK-Zusatz nur sechs organische Spurenstoffe und mit PAK-Dosierung bis zu 13 der untersuchten organischen Spurenstoffe um mehr als 80 % eliminiert. Die potenziellen Auswirkungen von ATA, DZA, VSA, TFMSA, MPSA und AAMPS auf Grundwasser und

Boden sowie die Aufnahme durch Pflanzen sollten bei der Risikobewertung besonders berücksichtigt werden.

Tabelle 12: Eliminationsrate (Median) der untersuchten organischen Spurenstoffe in den verschiedenen MBR-Versuchsphasen (grün: > 80 % Elimination; gelb: 40-80 % Elimination; rot: < 40 % Elimination).

Kategorie	Substanz	PAK-Dosierung			
		keine	niedrig	mittel	hoch
biologisch abbaubar	ACE	97	99	98	98
	SAC	97	93	99	99
	PTSS	96	98	99	99
	BDMA	92	97	98	98
	DMBSA+XSA	86	95	95	95
	HHTMP	92	86	70	54
gut adsorbierbar	DPG	49	86	91	97
	BTA	45	77	89	98
	CBZ	< 0	67	88	98
	SMX	41	64	82	98
	MEL	< 0	47	84	93
	DCF	< 0	42	75	95
	OXP	< 0	13	74	90
	PRI	< 0	8	43	79
	CG	37	< 0	46	70
persistent	ATA	< 0	< 0	6	66
	DZA	< 0	< 0	41	38
	VSA	< 0	< 0	< 0	6
	TFMSA	< 0	11	13	< 0
	MPSA	< 0	0	< 0	< 0
	AAMPS	< 0	< 0	< 0	< 0

2.5.3 Weitergehende Spurenstoffentfernung durch aktivierte Nassoxidationsverfahren

Ein effizienter Abbau organischer Spurenstoffe in einem Verfahrensschritt ist mit einem aktivierten Nassoxidationsverfahren, oder *advanced oxidation process* (AOP) möglich. Es bestehen damit eine Vielfalt von Möglichkeiten der Kombination von Oxidationsmitteln und deren Aktivierung. Für die Auswahl eines für die technische Realisierung zur Aufbereitung von Abwässern optimal geeigneten Verfahrens müssen prinzipiell zwei Dinge berücksichtigt werden:

- Die Technologie sollte die problematischen Stoffe möglichst effektiv in toxikologisch unbedenkliche, biologisch verwertbare Abbauprodukte umwandeln oder im günstigsten Fall vollständig mineralisieren.
- Die Betriebskosten, die in Form von Energie und Oxidationsmittelverbrauch anfallen sowie die notwendigen Investitionskosten sollten so niedrig wie möglich gehalten werden.

Aus rein technologischer Sicht sind die Oxidationsmittel Wasserstoffperoxid und Ozon dem Sauerstoff allein dadurch weit überlegen, dass sie über ein erheblich höheres Oxidationspotenzial verfügen.

Mit Hilfe der Nassoxidation können organische Wasserinhaltstoffe unter Verwendung von starken Oxidationsmitteln, wie Ozon oder Wasserstoffperoxid vollständig bis zu Wasser, Kohlendioxid und ggf. anderen Stoffen, wie HCl oder Nitrat oxidiert werden. Entscheidend für die Wirksamkeit des Verfahrens ist das Oxidationspotenzial des verwendeten Oxidationsmittels, wie in Tabelle 13 aufgeführt.

Tabelle 13: Oxidationspotenziale verschiedener Oxidationsmittel.

Oxidantien	Symbol	El.-chem. Potenzial (V)	Potenzial rel. zu Chlor (%)
Fluor	F_2	3,06	225
Hydroxylradikal	•OH	2,80	205
Sauerstoffradikal	•O	2,42	178
Ozon	O_3	2,08	152
Wasserstoffperoxid	H_2O_2	1,78	130
Chlor	Cl_2	1,36	100
Chlordioxid	ClO_2	1,27	93
Sauerstoff	O_2	1,23	90

Hieraus kann geschlussfolgert werden, dass eine besonders effektive Umsetzung von organischen Stoffen möglichst Hydroxylradikale verwendet werden sollten. Diese können auf sehr verschiedenen Wegen aus Wasserstoffperoxid oder aber auch aus Ozon bzw. sogar aus Wasser erzeugt werden. Eine sehr effektive Methode stellt hier die Spaltung des Wasserstoffperoxid Moleküls mittels UV-Strahlung dar:

$$H_2O_2 + h\nu \rightarrow 2\ \bullet OH$$

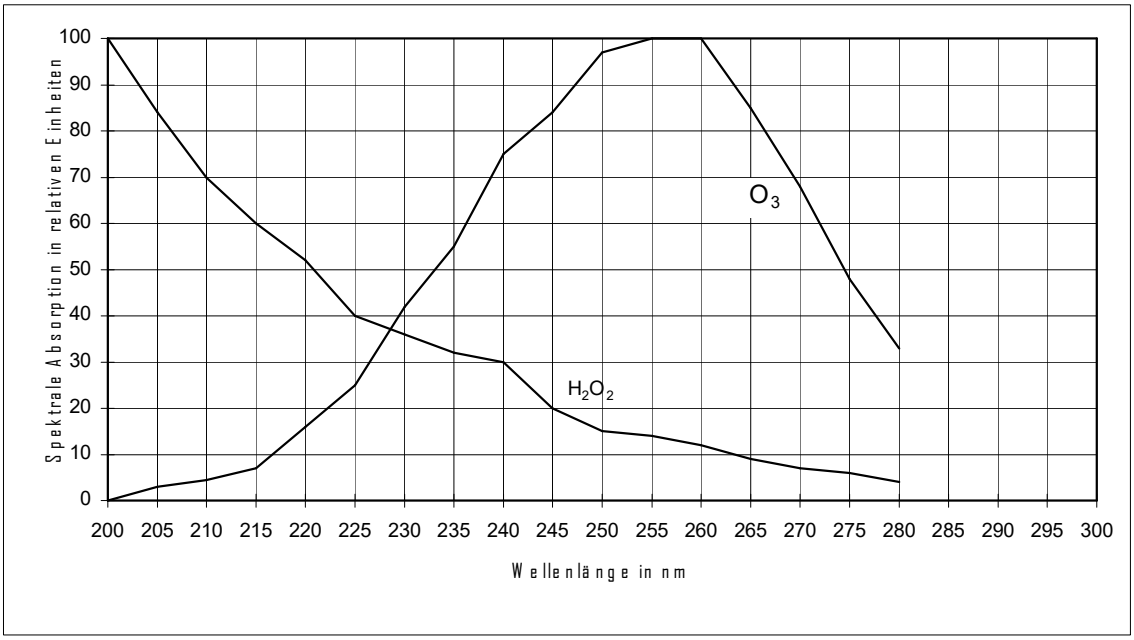
Voraussetzung für den Ablauf dieser Reaktion ist die Absorption eines Lichtquants mit entsprechender Energie, d.h. es muss UV-Strahlung mit einer Strahlungswellenlänge kleiner 280 nm, wie in Abbildung 39 dargestellt, eingestrahlt werden. Auch die Fotolyse des Ozons erfordert ein Spektrum, das das Absorptionsspektrum zwischen 220 und 280 nm abdeckt, mit möglichst

hohen Anteilen um das Absorptionsmaximum bei 260 nm. Auch hier werden Hydroxylradikale gebildet.

$$O_3 + h\nu \rightarrow O_2 + \bullet O$$

$$O\bullet + h\nu + H_2O \rightarrow 2\ \bullet OH$$

Abbildung 39: Normierte Absorptionsspektren von Wasserstoffperoxid und Ozon.



Quelle: eigene Darstellung, UV-EL.

Durch die Absorption des Lichtquants wird dem Wasserstoffperoxid Molekül die für die Zerfallsreaktion notwendige Aktivierungsenergie zugeführt. Parallel dazu sind aber diese Fotonen und Fotonen anderer Wellenlängen in der Lage direkt bestimmte Reaktionen am organischen Molekül auszulösen. Auch hier ist die Absorption der Strahlungsenergie Voraussetzung. Um zu bewerten, ob eine fotochemische Reaktion erfolgen kann, ist es zunächst notwendig, zu klären, durch welche Lichtwellenlänge welche elektrochemischen Anregungszustände möglich sind.

Eine weitere Voraussetzung ist, dass die Energie der UV-Strahlung größer als die Bindungsenergie der zu spaltenden Bindung ist. In einer Lösung verbleiben die entsprechenden Radikale noch eine gewisse Zeit in räumlicher Nähe, so dass durchaus Radikalrekombinationsreaktionen, die dann wieder unter Energieabgabe ablaufen, möglich sind. Eine wichtige Rolle spielen, weil sie zur wesentlichen Verschlechterung des Wirkungsgrades der eingesetzten Oxidationsmittel führen, die Rekombinationsreaktionen der aus den primär eingesetzten Oxidationsmitteln gebildeten Radikale:

$$2 \bullet OH \rightarrow H_2O + \bullet O$$

Das hohe Oxidationspotenzial der Hydroxylradikale kann nicht mehr für die Oxidation des organischen Moleküls genutzt werden. Die Rekombination der relativ stabilen langlebigen Radikale, die erzeugt werden, führt dagegen zu wesentlich größeren und komplizierteren Molekülen, mit deutlich erhöhter Molmasse. Die Wahrscheinlichkeit für eine solche Rekombination ist natürlich stark von der Konzentration, d.h. von der räumlichen Nähe solcher Moleküle und der mehr oder weniger vorhandenen Möglichkeit zur Reaktion mit anderen, kleineren Spezies, wie z.B. mit Hydroxylradikalen abhängig. Bei weiterer Zuführung von Strahlungsenergie werden diese

neugebildeten Strukturen zwangsläufig auch wieder radikalisiert und im günstigsten Falle abgebaut. Es laufen hier aber eine Fülle von weiteren komplizierten Reaktionsmechanismen ab, mit einer großen Anzahl von verschiedenen Metaboliten, mit nicht definierbarer toxikologischer Relevanz.

Besonders bei der Radikalrekombination von aus aromatischen einkernigen Systemen gebildeten Radikalen können z.B. Doppelringstrukturen mit außerordentlich hoher Toxizität entstehen.

Diese theoretischen Aspekte führen zu dem zwingenden Schluss, dass bei der fotochemisch unterstützten Nassoxidation die Bedingungen so gewählt werden müssen, dass Rekombinationsreaktionen jeweils zwischen den kleinen OH-Radikalen untereinander und zwischen den aus den umzusetzenden organischen Verbindungen gebildeten größeren langlebigeren Radikalen so weit wie möglich verhindert werden. Es wird ebenfalls deutlich, dass die Richtung einer fotochemisch initiierten Nassoxidationsreaktion durch die Einflussfaktoren:

- Art und Konzentration des verwendeten Oxidationsmittels,
- Konzentration der zu oxidierenden Verbindung und
- Intensität und Wellenlängenspektrum der eingesetzten UV-Strahlung,

Art und Konzentration der erzeugten Oxidationsradikale, beeinflusst wird.

Es ist keineswegs damit zu rechnen, dass durch die Veränderung der genannten Parameter in eine Richtung, d.h. die Erhöhung der Oxidationsmittelkonzentration oder der Strahlungsintensität in jedem Falle eine Beschleunigung der fotochemischen Abbaureaktion erreicht wird. Es ist vielmehr sicher, dass für jede dieser Einflussfaktoren, die sich auch noch gegenseitig in ihrer Wirkung beeinflussen, ein Optimalwert existiert, so dass zur Erzielung einer maximalen Abbaugeschwindigkeit eines bestimmten Stoffes, ohne die Bildung von toxischen Zwischenprodukten eine spezifische Parameterkombination zu ermitteln ist. Mit diesem Bestreben gehen ökonomische Forderungen nicht immer konform.

So lässt sich dieser Sachverhalt am Beispiel des Einflusses der Oxidationsmittelkonzentration und des Einflusses der Konzentration der zu oxidierenden organischen Verbindung über die entsprechenden Gleichgewichtsreaktionen zwischen Radikalbildung und –rekombination gut erklären und experimentell nachweisen, ist der Einfluss der Strahlungsintensität und Wellenlänge der eingestrahlten UV-Strahlung komplizierter zu überprüfen und zu verstehen.

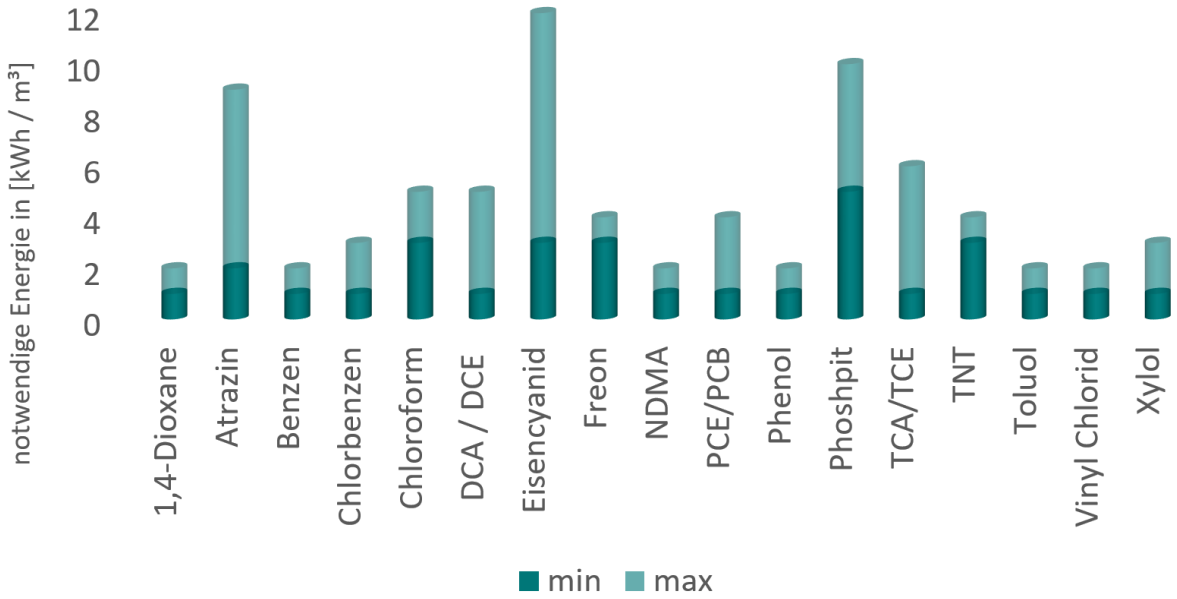
Wenn man davon ausgeht, dass die Strahlungsintensität ein Maß für die je Zeiteinheit auf die Lösung eingestrahlten Fotonen ist, repräsentiert die Wellenlänge die Energie der Fotonen. Es ist daher zu erwarten, dass bei konstant zusammengesetztem Strahlungsspektrum mit steigender Strahlungsintensität zunächst eine Zunahme der Radikalbildung und damit der Abbaugeschwindigkeit erreicht wird. Ebenfalls ist abzusehen, dass bei weiterer Steigerung infolge der sich erhöhenden Wahrscheinlichkeit für Radikalrekombinationsreaktionen keine weitere Zunahme der Reaktionsgeschwindigkeit der Abbaureaktionen bzw. sogar ein Rückgang dieser resultiert. Geht man davon aus, dass zur Spaltung einer Bindung eine bestimmte Mindestenergie erforderlich ist, so ist damit zu rechnen, dass mit sehr kurzwelliger UV-Strahlung (Vakuum-UV) auch neue effektivere Abbauwege realisiert werden können.

Daneben ist die UV-Strahlung im genannten und insbesondere im kurzwelligen Spektralbereich in der Lage, starke Oxidationsmittel, wie z.B. Wasserstoffperoxid oder Ozon so zu aktivieren, dass aus ihnen Hydroxylradikale gebildet werden. Diese Spezies sind infolge ihres extrem hohen Oxidationspotenzials von 2,8 V, welches noch weit über dem von Ozon oder Wasserstoffperoxid liegt, in der Lage alle anderen Stoffe (mit Ausnahme von Fluorverbindungen) vollständig zu

oxidieren. Diese Eigenschaft wird durch AOP dazu benutzt problematische organische Substanzen zu mineralisieren.

Die für die Reduzierung der Konzentration der unterschiedlichen Problemstoffe notwendige elektrische Energie ist abhängig von der Art der Kontaminationen und muss in Labor- bzw. Pilotversuchen ermittelt werden. Abbildung 40 zeigt hierfür Beispiele aus der Industrieabwasserbehandlung.

Abbildung 40: Beispiele für die notwendige elektrische Energie in KWh je m³ für 90 % Reduzierung (abhängig von der Ausgangskonzentration).



Quelle: eigene Darstellung, UV-EL.

Eine qualitative Bewertung des Abbaus der organischen Wasserinhaltstoffe kann in der Regel sehr gut mit einer Abbaukinetik pseudo-erster-Ordnung beschrieben werden:

$$c = c_0 \exp^{(-k*t)}$$

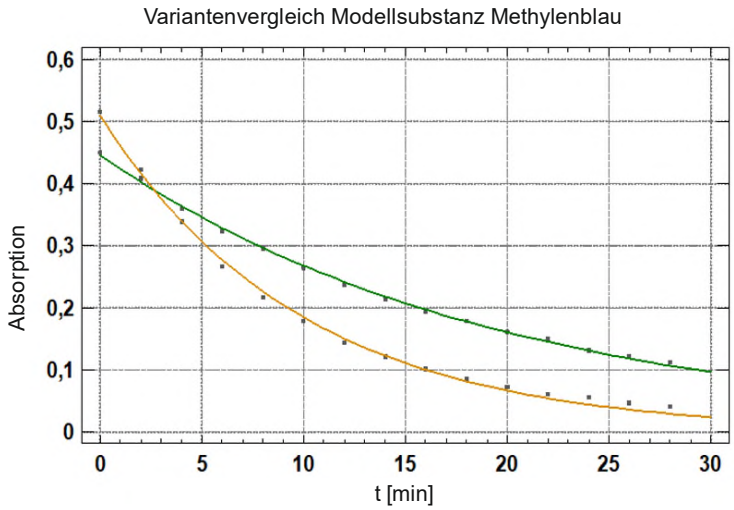
Wie in Abbildung 40 gezeigt, sind auf diese Weise verschiedene Szenarien der Prozessgestaltung direkt miteinander vergleichbar. Für einige umweltrelevante Stoffe wurden auf diese Weise Abbaukurven aufgenommen, die in Abbildung 41 gezeigt werden. Die Zeitachse wurde dabei in Minuten die Konzentration der jeweiligen untersuchten Stoffe in µg/L angegeben.

In einer Vielzahl von Kundenprojekten kann gezeigt werden, dass AOP Prozesse sehr gut mit folgender Gleichung angenähert werden können:

$$c = c_0 e^{(-k*t)}$$

Obwohl die beiden Versuchsvarianten nicht die gleichen Ausgangskonzentrationen aufweisen, kann man damit die Verfahren sehr gut vergleichen:

Abbildung 41: Abbaugeschwindigkeiten zur Prozessbeschreibung am Beispiel der Verwendung eines Photokatalysators (mit Katalysator orange, ohne Katalysator grün).



$C_A = 0{,}45 * exp(-0{,}051 * t\ [min])$

$C_B = 0{,}51 * exp(-0{,}101 * t\ [min])$

Quelle: eigene Darstellung, UV-EL.

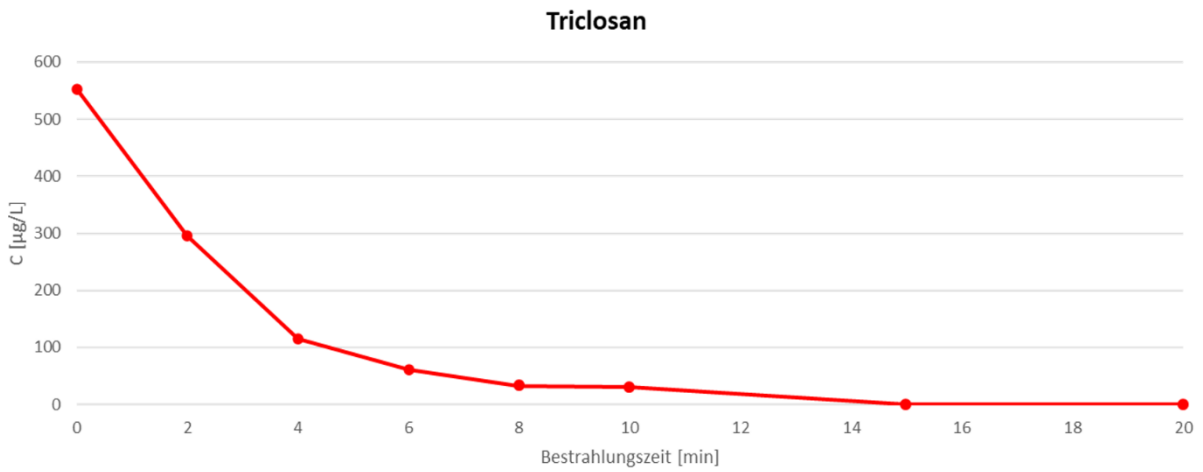
Beispiele zum Abbau von DCF, Triclosan, Benzylparaben und Diethyltuloamid sind in Abbildung 42 bis Abbildung 45 gezeigt.

Abbildung 42: UV-unterstützter Abbau von Diclofenac.



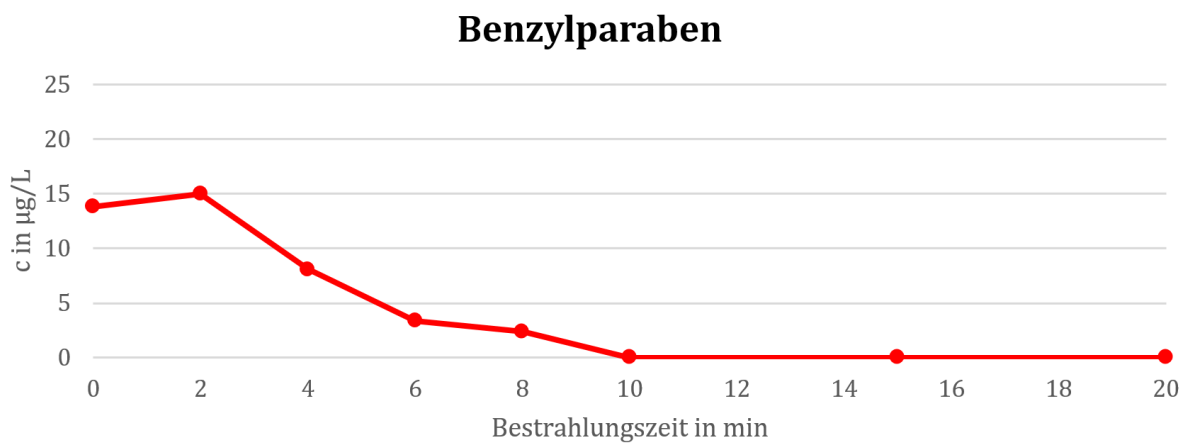
Quelle: eigene Darstellung, UV-EL.

Abbildung 43: UV-unterstützter Abbau von Triclosan.



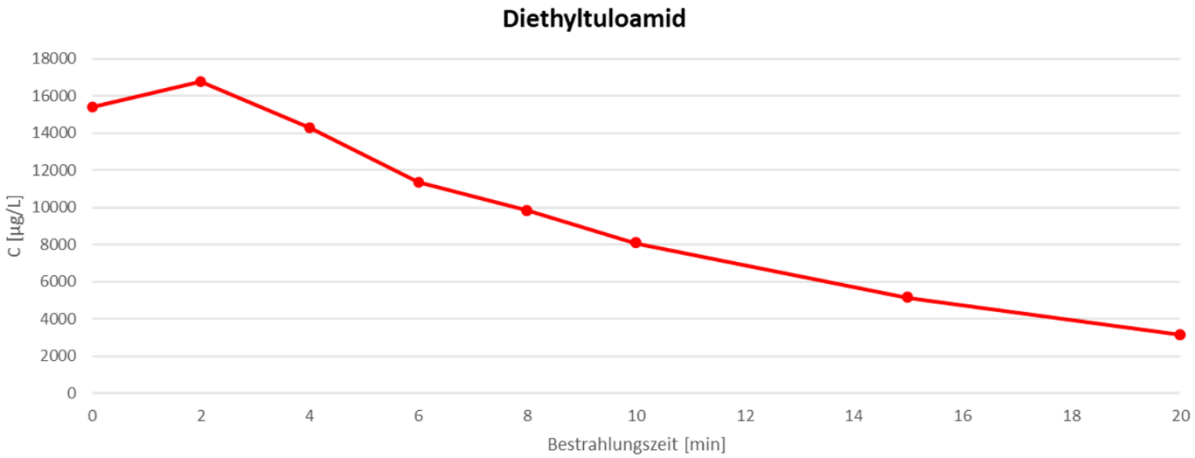
Quelle: eigene Darstellung, UV-EL.

Abbildung 44: UV-unterstützter Abbau von Benzylparaben.



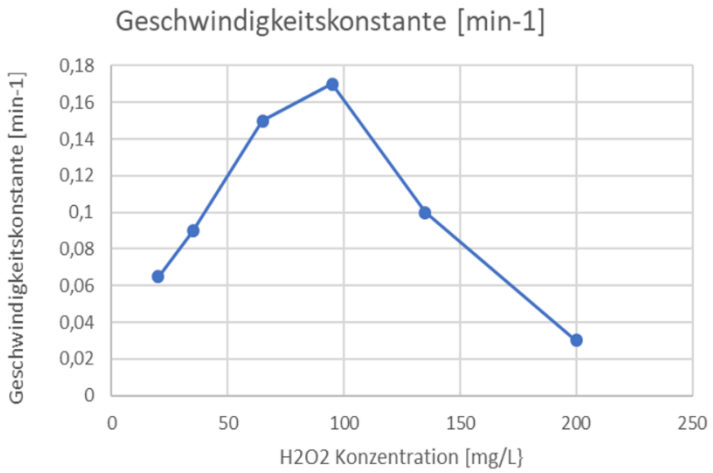
Quelle: eigene Darstellung, UV-EL.

Abbildung 45: UV-unterstützter Abbau von Diethyltuloamid.



Quelle: eigene Darstellung, UV-EL.

Abbildung 46: Abhängigkeit der Geschwindigkeitskonstanten von der Wasserstoffperoxidkonzentration für den Abbau eines Farbstoffs.



Quelle: eigene Darstellung, UV-EL.

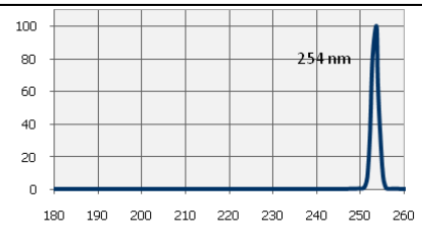
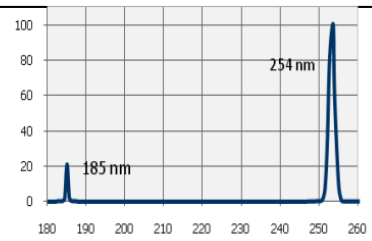
Da in vielen relevanten Anwendungen Wasserstoffperoxid als Oxidationsmittel verwendet wird, wurde in Abbildung 46 der Einfluss der Konzentration auf die Abbaugeschwindigkeit näher untersucht. Wie die Abbildung am Beispiel des Abbaus von Methylenblau zeigt, ist der Einfluss der Wasserstoffperoxidkonzentration auf den Reaktionsverlauf nicht trivial, sondern zeigt bei bestimmten Konzentrationsverhältnissen ein Maximum, welches durch die zuvor beschriebenen Rekombinationen zu Stande kommt.

2.5.3.1 Realisierung und Inbetriebnahme eines Laborsystems

Für die Durchführung von UV-Bestrahlungsversuchen im Labormaßstab wurde zunächst ein Konzept für eine geeignete Versuchsanlage erstellt. Diese sollte vor allem eine hohe Reproduzierbarkeit der Versuchsergebnisse bei möglichst hoher Variabilität der Versuchsbedingungen ermöglichen.

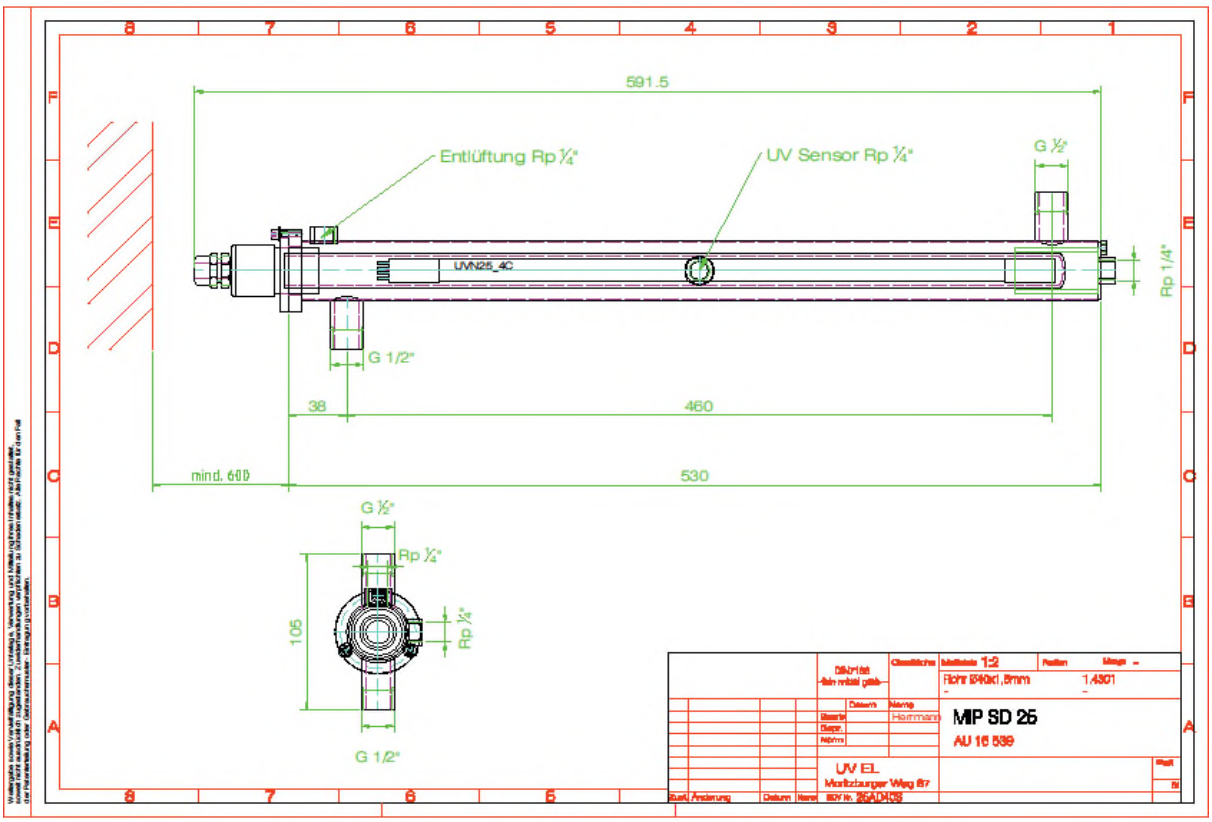
Wie in Abbildung 47 zu erkennen ist kann durch die Wahl der Quarzqualität jeweils ein differenziertes Emissionsspektrum der Strahlungsquellen bereitgestellt werden. Die Gestaltung des UV-Reaktors (Abbildung 48), der an die Projektpartner übergeben wurde, gestattet den Einsatz unterschiedlicher Strahlungsquellen für die geplanten Untersuchungen. Der Versuchsaufbau ist in Abbildung 49 dargestellt.

Abbildung 47: Mögliche Emissionsspektren von UV-Niederdruckstrahlungsquellen.

Standard Desinfektion	**TOC Abbau, incl. 185 nm**
	$H_2O + h\nu^* \rightarrow \bullet H + \bullet OH$ ($\nu^* < 190$ nm)
	
254 nm	**185 + 254 nm**
Strahler: 306.xx.xxx	**Strahler: 307.xx.xxx**

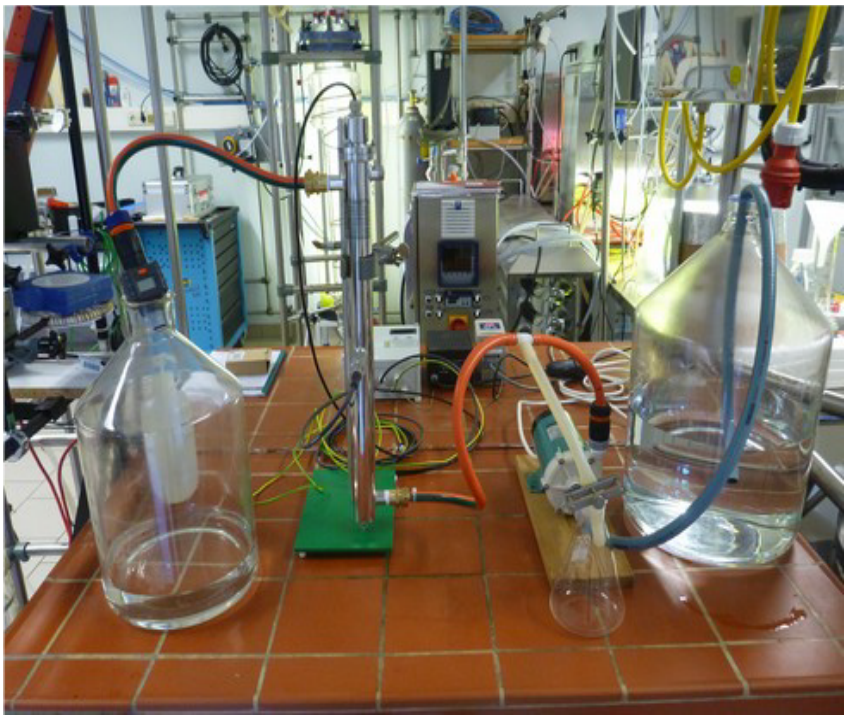
Quelle: eigene Darstellung, UV-EL.

Abbildung 48: Skizze des verwendeten UV-Reaktors für die Laborversuche.



Quelle: eigene Darstellung, UV-EL.

Abbildung 49: Laboraufbau mit Kreislauf zur Untersuchung des UV-unterstützten Abbaus von organischen Problemstoffen und zur biodosimetrischen Untersuchung.



Quelle: eigene Darstellung, UV-EL.

2.5.3.2 Erstellung eines Konzeptes und Realisierung einer halbtechnischen Versuchsanlage für einen Durchsatz von 1-2 m³/h

Für die Realisierung des halbtechnischen Versuchsaufbaus wurde ein entsprechendes Konzept entworfen. Abbildung 50 zeigt den ausgewählten UV-Reaktor. Hinsichtlich des kritischen Durchmessers des Rohrreaktors ist diese Anlage für die Desinfektion von Brauch- und Abwasser auch für sehr niedrige UV-Transmissionen ausgelegt und geeignet. Der für die praktische Anwendung relevante Parameter ist die Desinfektion von 0,75 - 2 m^3/h (abhängig von der UV-Transmission und der jeweiligen UV-Dosis).

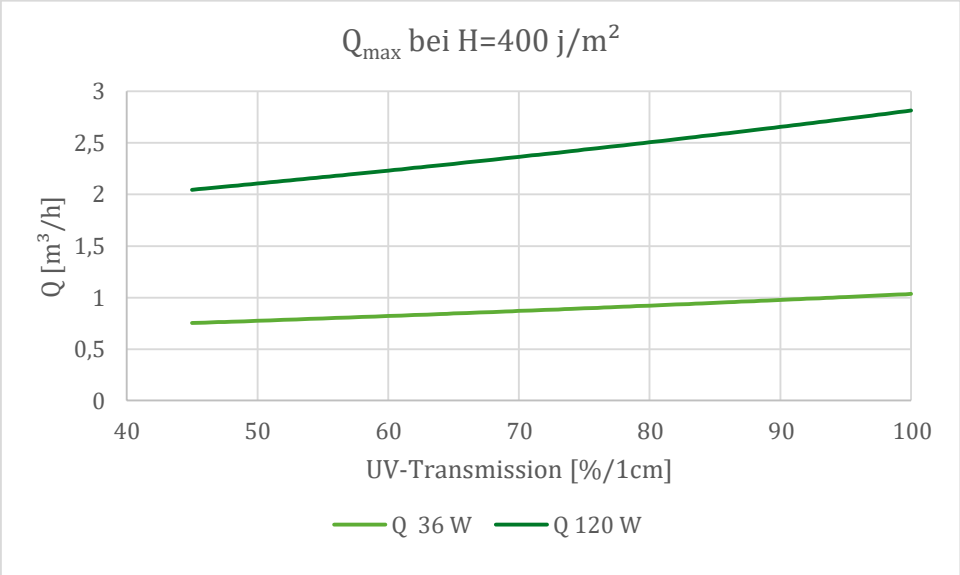
Abbildung 50: UV-Bestrahlungsreaktor als Bestandteil der halbtechnischen Versuchsanlage einschließlich der Steuer- und Energieversorgungseinheit.



Quelle: eigene Darstellung, UV-EL.

Die berechneten möglichen Durchsätze bei unterschiedlichen Transmissionen der zu behandelnden Wässer sind in Abbildung 51 für unterschiedliche Strahlungsquellen dargestellt. So kann der vorhandene Reaktor mit einem Strahler 36, 60 oder 120 W ausgestattet werden. Der Umbau ist durch den Austausch des Vorschaltgerätes und des UV-Strahlers sehr leicht möglich, da die gewählten UV-Strahler nahezu die gleichen äußeren Abmessungen haben.

Abbildung 51: Maximale Volumenströme für unterschiedliche Strahlungsquellen in Abhängigkeit von der Transmission bei einer Keimreduzierung um 4-log-Stufen H=400 J/m².



Quelle: eigene Darstellung, UV-EL.

2.5.3.3 Optimierung der Versuchsanlage

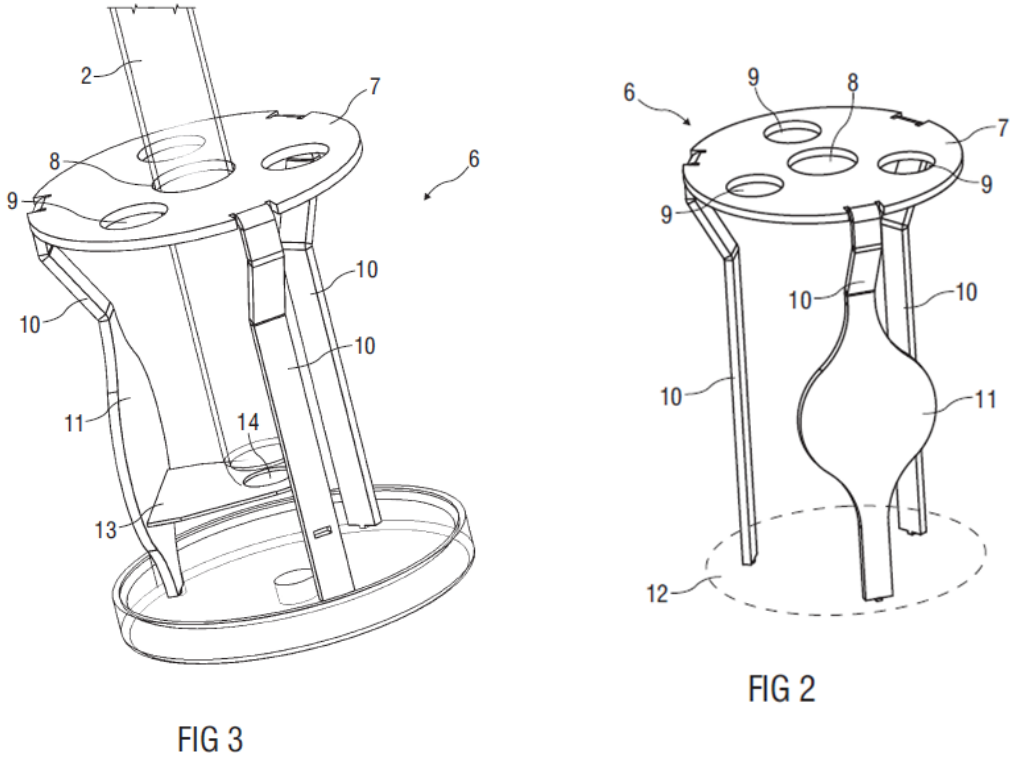
Die bereits beschriebene variable Versuchsanlage wurde im weiteren Fortgang der Arbeiten hinsichtlich ihrer Leistungsparameter und der Einsatzmöglichkeiten weiterer Anlagentypen (unterschiedliche Durchmesser und Strahler) simuliert und optimiert. So kann aus den gemessenen Werten des UV-Sensors bei vorhandener UV-Transmission die aktuelle Strahlerleistung im UVC ermittelt werden.

Mit der Realisierung der halbtechnischen Versuchsanlagen wurden eine Reihe weiterer Verbesserungen und Erweiterungen sowohl am UV-Reaktor als auch an der Steuer- und Energieversorgungseinheit realisiert. Dabei standen folgende Schwerpunkte im Vordergrund:

- Einfache Montage und Reinigung des Systems
- Bessere Fixierung der Gegenfeder durch Selbstpositionierung (Verhindern klapperndes Tauchrohr)
- Integrierte Lichtfalle, direkter Anschluss an Kunststoffleitung
- Eignung auch für größere Volumenströme
- Anmeldung Gebrauchsmuster
- Möglichkeit der Ergänzung eines mechanischen Reinigungssystems (nicht erforderlich in der Versuchsanlage, auf Grund der Möglichkeiten der Chemischen Reinigung des Gesamtsystems)

Dabei wurde für die Neuentwicklung der integrierten Lichtfalle ein Schutzrecht beantragt und auch erteilt. Der Inhalt ist in der Abbildung 52 gezeigt.

Abbildung 52: Gebrauchsmuster DE 20 2023 100 378 zur Gestaltung einer Lichtfalle im UV-Reaktor.



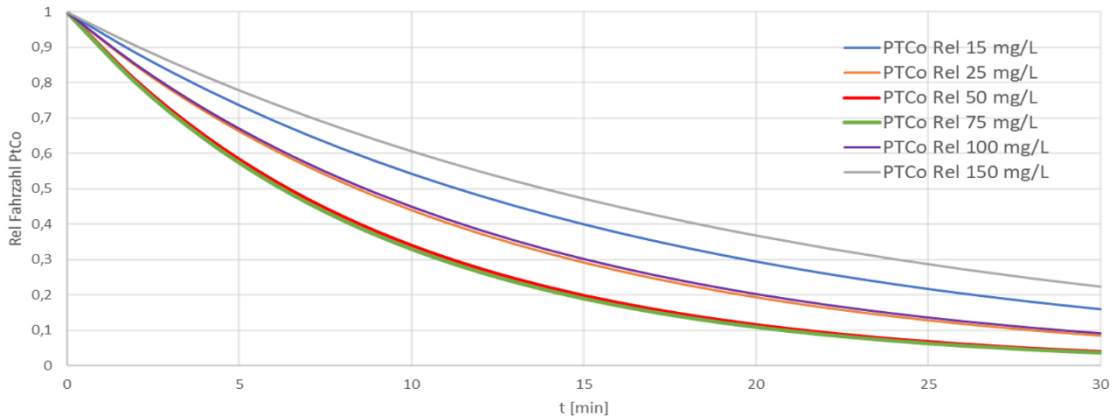
Quelle: eigene Darstellung, UV-EL.

2.5.3.4 Prozessoptimierung

Wie bereits beschrieben, hat neben der Konzentration der abzubauenden organischen Stoffe vor allem die Konzentration des Wasserstoffperoxids einen großen Einfluss auf die Effizienz des Reinigungsprozesses. Am Beispiel der Entfärbung eines gefärbten Abwassers liegen eine Vielzahl von Versuchsdaten vor. Untersuchungen zeigen, dass es für jede AOP-Behandlung eine optimale Wasserstoffperoxidkonzentration gibt. Abbildung 53 und Abbildung 54 zeigen den Einfluss der Wasserstoffperoxidkonzentration auf die Geschwindigkeitskonstante pseudo-erster Ordnung bei der Photooxidation.

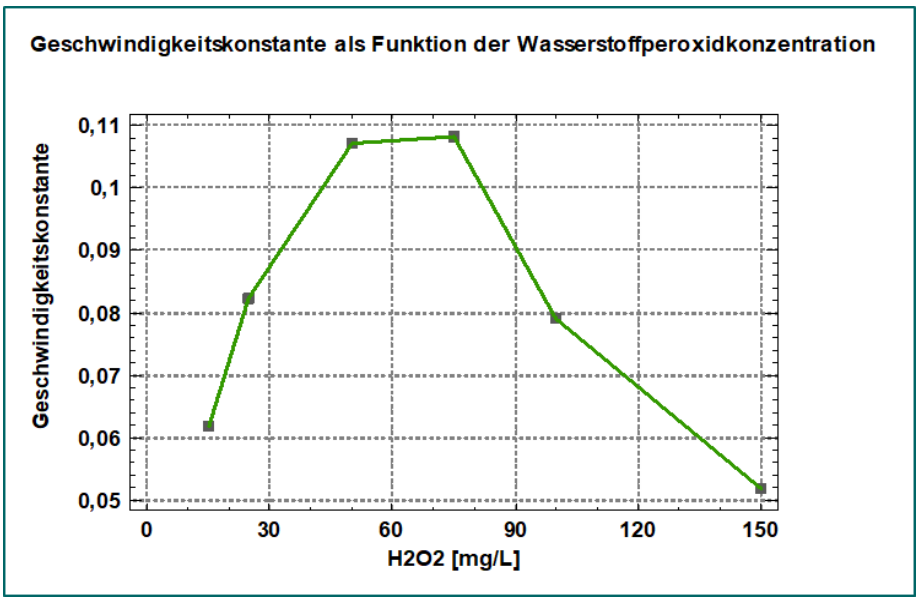
Es ist gut zu erkennen, dass die optimale Wasserstoffperoxidzugabe in diesem Fall bei etwa 60 mg/L liegt. Eine höhere Konzentration würde die Reaktions-geschwindigkeit wegen der Radikalrekombinationsreaktionen und der verstärkten UV-Absorption durch das Wasserstoffperoxid deutlich negativ beeinflussen und darüber hinaus höhere Kosten erzeugen.

Abbildung 53: Vergleich der Reaktionsgeschwindigkeiten für unterschiedliche Wasserstoffperoxidkonzentrationen.



Quelle: eigene Darstellung, UV-EL.

Abbildung 54: Abhängigkeit der Reaktionsgeschwindigkeit von der Wasserstoffperoxidkonzentration.



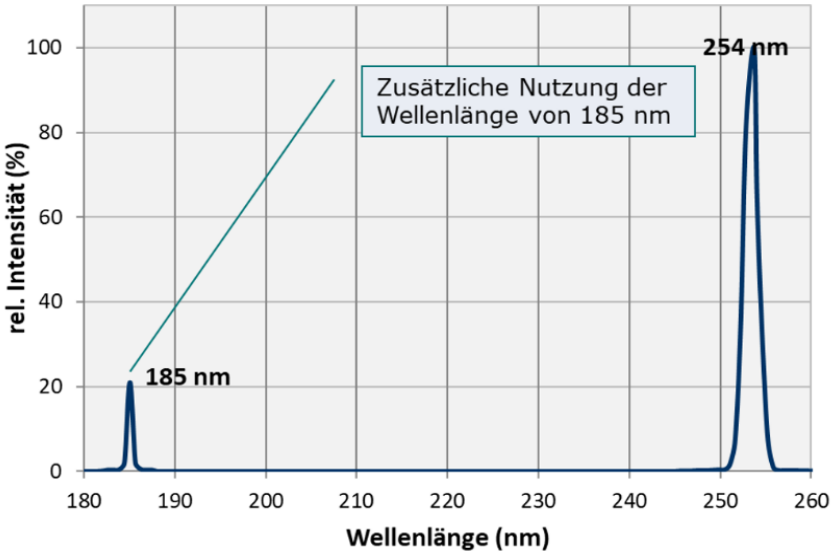
Quelle: eigene Darstellung, UV-EL.

2.5.3.5 Nutzung von UV-Strahlern mit einer Wellenlänge von 185 nm

Üblicherweise werden für die UV-Desinfektion Strahler mit einer Wellenlänge von 254 nm eingesetzt. Bei den Strahlern wird durch die Auswahl des Quarzmaterials die Wellenlänge von 185 nm absorbiert (Abbildung 55). Sowohl bei der UV-Desinfektion von Trinkwasser als auch bei Restozonvernichtung im Reinstwasser darf die Wellenlänge von 185 nm nicht verwendet werden. Wenn Nitrat im Wasser vorhanden ist, besteht die Möglichkeit, dass daraus Nitrit entsteht und Grenzwerte im Trinkwasser überschritten werden.

Bei der Abwasserdesinfektion haben diese Strahler durchaus Vorteile, die eine zusätzliche Nutzung der 285-nm-Linie erlauben, da eine deutlich bessere Desinfektionswirkung (teilweise Langzeitdesinfektion) vorhanden ist.

Abbildung 55: UV-Spektrum des UV-Strahlers mit 185 nm und 254 nm.



Quelle: eigene Darstellung, UV-EL.

2.5.3.6 Abbau der 24 Spurenstoffe durch UV-Bestrahlung und Wasserstoffperoxid

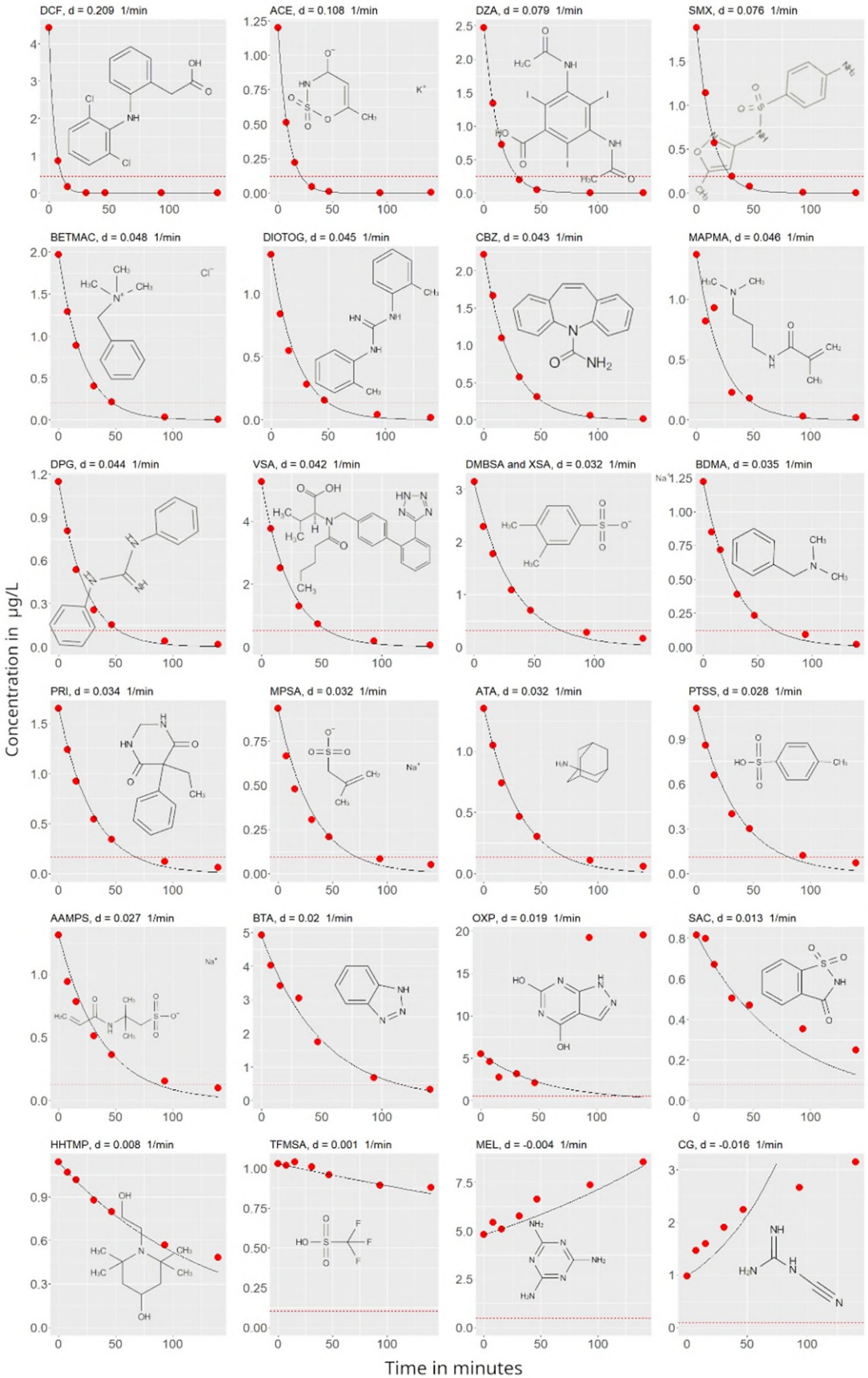
Das Set aus 24 Spurenstoffe (Kapitel 2.2.4.7), welches bereits in den Prozessen des kleinen Pilot-MBR (mit und ohne PAK) evaluiert wurde, wurde auch für verschiedene Betriebszustände am UV-Teststand im Labor untersucht. Ziel war die UV-Desinfektion hinsichtlich ihrer potenziellen Spurenstoffentfernung zu charakterisieren. Dazu wurden einem Design-of-Experiment Ansatz folgend vier Parameter variiert:

- Volumenstrom der Rezirkulation des Kreislaufreaktors
- UV-Strahler (254 nm oder 185 & 254 nm)
- Wasserstoffperoxid-Konzentration (0, 10, 20 mg/L)
- Wassermatrix (UF-Permeat, Kläranlagenablauf, 50:50 Mischung)

Abbildung 56 zeigt beispielhaft den zeitlichen Verlauf der Konzentrationen der 24 Spurenstoffe aus einem Experiment.

Die Dosierung von Wasserstoffperoxid war in der Pilotanlage nicht vorgesehen, wäre aber prinzipiell möglich. Auch kann Wasserstoffperoxid anstatt Natriumhypochlorid zur Reinigung der Membranen eingesetzt werden, was seinen Einsatz aus mehreren Blickpunkten vorteilhaft erscheinen lässt.

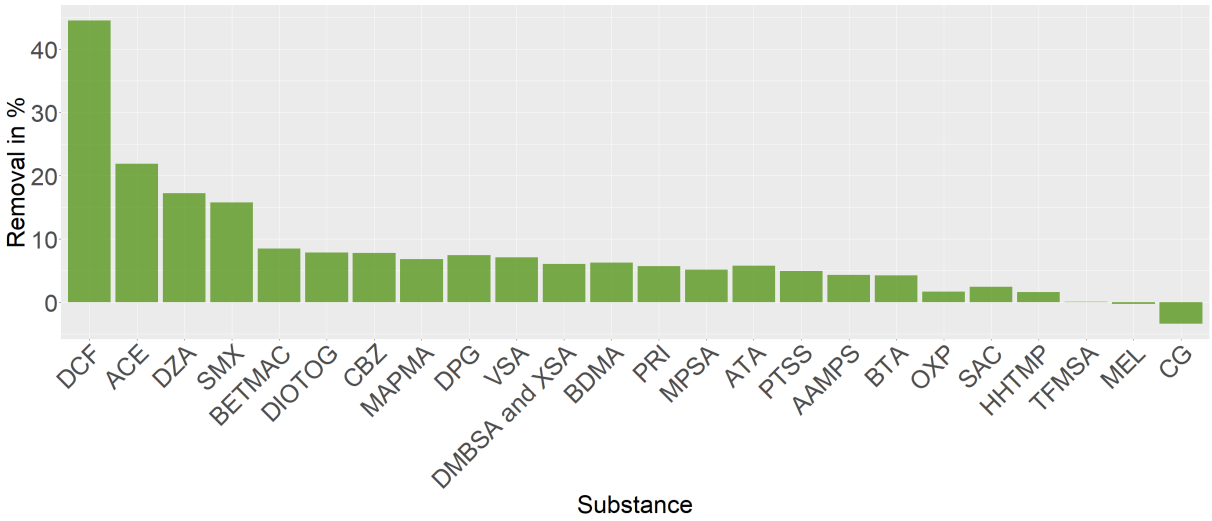
Abbildung 56: Abbaukonstanten für 24 Spurenstoffe mit 100 mL/s Rezirkulation, 20 mg/L H_2O_2, 185 & 254 nm Strahler, in Kläranlagenablauf. Die rote Linie zeigt 10 % von c_0 an.



Quelle: Thor et al. (2024).

Abbildung 57 zeigt die Spurenstoffentfernung die zu erwarten wäre, wenn zur nachgeschalteten UV-Desinfektion im Pilot-MBR Wasserstoffperoxid dosiert würde.

Abbildung 57: Spurenstoffentfernung nach berechnetem einmaligem UV-Reaktor-Durchgang bei 100 mL/s, 20 mg/L Wasserstoffperoxid, 254 nm Strahler, in UF-Permeat.



Quelle: Thor et al. (2024).

Die Entfernungsrate bei einfachem Durchgang durch den UV-Reaktor, mit wenigen Sekunden Bestrahlungsdauer, ist für die meisten der untersuchten Spurenstoffe sehr gering. Um den AOP aus UV und Wasserstoffperoxid als effektive Spurenstoffbarriere nutzen zu können, müsste im Pilot-MBR entweder eine Rezirkulation über den Permeatbehälter installiert oder eine UV-Bestrahlung für einen durchmischten Speichertank selbst vorgesehen werden.

Aus den Versuchen konnten drei Gruppen an Spurenstoffen abgeleitet werden (Thor et al., 2024). Gruppe 1 wird bereits ohne Zugabe von Wasserstoffperoxid transformiert. Dazu gehören DCF, ACE, DZA und SMX. Gruppe 2 wird erst durch die Zugabe von Wasserstoffperoxid substanziell transformiert (BETMAC, MAPMA, DIOTOG, CBZ, DPG, BTA, VSA, BDMA, DMBSA/XSA, MPSA, AAMPS, PRI, ATA PTSS). Gruppe 3 zeigt keine signifikante Transformation durch UV-Strahlung und AOP (HHTMP, SAC, OXP, TFMSA, MEL, CG).

Hervorzuheben ist die UV-sensitivität von DZA, welches in kommunalem Abwasser in verhältnismäßig hohen Konzentrationen detektiert wurde und während des MBR-Prozesses, egal ob mit oder ohne PAK, nicht entfernt werden konnte. Damit könnte die Stufe der UV-Desinfektion auch als Barriere für Spurenstoffe eine Lücke der anderen Aufbereitungsverfahren schließen.

3 Bewässerungsversuche

Aufbereitetes Abwasser, sogenannter Klarlauf, kann je nach Klärtechnik und Herkunft des Abwassers erhebliche Mengen an Mineralstoffen enthalten. Bei Verwendung als Bewässerungswasser in der Landwirtschaft ist der Klarlauf damit eine Quelle für pflanzliche Nährstoffe, wie z.B. Kalium, Magnesium und Schwefel, die Düngernährstoffe substituieren könnten. Der Klarlauf kann aber auch potenziell schädliche Schwermetalle enthalten, wie z.B. Cadmium und Blei, die die Bodenfruchtbarkeit, das Pflanzenwachstum und die Qualität pflanzlicher Erzeugnisse vermindern können.

Bei den an der Humboldt-Universität zu Berlin (HUB) durchzuführenden Gefäßversuchen sollte die Wirkung von Bewässerung mit Klarlauf auf das Pflanzenwachstum und die Mineralstoffgehalte in Pflanzen und Boden untersucht werden.

3.1 Gefäßversuche mit ausgesuchten Nutzpflanzen

In Modellversuchen mit zwei Böden und drei Pflanzenarten wurden der Klarlaufanteil im Bewässerungswasser und die Bewässerungsmethode variiert.

Es wurden drei 3-faktorielle Versuche mit verschiedenen Nutzpflanzenarten (Rucola, Sommergerste, Deutsches Weidelgras) durchgeführt. Alle Versuche wurden mit zwei Böden (Ackerboden, Rasentragschicht), drei Klarwasseranteilen im Bewässerungswasser (0, 50 und 100 % Klarwasser) und zwei Bewässerungsmethoden (Überkopf, Boden) und vier Wiederholungen pro Behandlung durchgeführt. Daraus ergaben sich 48 Versuchsgefäße (2 Böden x 3 Klarwasseranteile x 2 Bewässerungsmethoden x 4 Wiederholungen). In 8 zusätzlichen Gefäßen ohne Pflanzen (2 Böden x 4 Wiederholungen) wurde die Evaporation gemessen.

Die Versuche wurden in einem Gewächshaus der HUB in Dahlem durchgeführt. Bei allen Versuchen wuchsen die Pflanzen in Mitscherlich-Gefäßen (Abbildung 58), die mit 6,5 (Versuche mit Rucola und Sommergerste) bzw. 7,5 kg (Versuch mit Deutschem Weidelgras) trockenem Boden gefüllt waren. Der Boden wurde zu Versuchsbeginn mit 154 ml Osmosewasser/kg auf etwa 80 % Feldkapazität bewässert. Im weiteren Versuchsverlauf wurde der Bodenwassergehalt durch regelmäßiges Wiegen der Gefäße und Wasserzugabe in engen Grenzen konstant gehalten. Um bei allen Varianten Nährstoffmangel auszuschließen, erfolgte zu Versuchsbeginn eine Düngung pro kg Boden mit 400 mg N in Form von $Ca(NO_3)_2$, 60 mg Mg in Form von $MgSO_4$, 119 mg P und 150 mg K in Form von KH_2PO_4. Außerdem wurde zu mehreren Zeitpunkten N in Form von NH_4NO_3 nachgedüngt.

Insgesamt wurden für die Versuche 15 Klarlauf-Chargen vom Klärwerk Ruhleben verwendet. Der pH-Wert und die mittleren Mineralstoffgehalte im Klarlauf sind in Tabelle 14 dargestellt. Der vom Klärwerk Ruhleben stammende Klarlauf wies keine detektierbaren Cd-Konzentrationen auf (Bestimmungsgrenze ICP-OES 0,2 µg Cd/L). Daher wurde die Cd-Konzentration im Klarlauf durch Zugabe von $CdSO_4$ auf 10 µg Cd/L erhöht. Dieser Wert entspricht der nach FAO maximal zulässigen Cd-Konzentration im Bewässerungswasser (Ayers & Westcot, 1985, S. 96).

Abbildung 58: Kultivierung von Deutschem Weidelgras (links) und Sommergerste (rechts) im Forschungsgewächshaus in Berlin-Dahlem.



Quelle: eigene Darstellung, HUB.

Tabelle 14: pH-Wert und Mineralstoffgehalte im Klarlauf; Mittelwerte und Standardabweichungen von 15 Chargen, zwischen Februar 2022 und März 2023.

pH	N	Ca	K	Mg	P	S	Mn	Zn
			mg/L			µg/L		
7,5	7,7 ± 1,5	85 ± 16	29 ± 2	11 ± 1	0,2 ± 0,1	37 ± 3	81 ± 33	14 ± 3

Tabelle 15: Kennwerte der für die Versuche verwendeten Böden; nb nicht bestimmt.

	Ackerboden	Rasentragschicht
Textur nach KA6	Su3 (4 % T, 34 % U, 62 % S)	Su3 (3 % T, 36 % S, 61 % S)
KAK (cmolc/kg)	5,0	2,1
Basensättigung (%)	38	63
pH	4,9	5,7
Gesamt-N (%)	0,052	0,018
Gesamt-C (%)	0,660	0,296
C_{org} (%)	0,568	0,199
K_{CAL} (mg/100 g)	19	nb
P_{CAL} (mg/100 g)	16	nb
Mg_{CaCl2} (mg/100g)	2,7	nb
Cd_{NH4NO3} (µg/kg)	12	< 0,1

3.1.1 Gefäßversuche mit Rucola

Rucola wurde als Modelpflanze für eine gärtnerisch genutzte Kultur ausgewählt, bei der die oberirdischen Pflanzenteile für die menschliche Ernährung genutzt werden. Die Mineralstoffverlagerung innerhalb der Pflanze aus den Wurzeln in die Blätter erfolgt über das Xylem. Bei Überkopfbewässerung können die Mineralstoffe auch direkt über die Blattoberfläche aufgenommen werden. Vor den Ernten wurden die Blätter gründlich mit entsalztem Wasser abgewaschen, um auf der Blattoberfläche anhaftende Mineralstoffe zu entfernen.

Die im gesamten Versuchszeitraum verabreichte Bewässerungsmenge bzw. der Wasserverbrauch durch Transpiration und Evaporation lag zwischen 11 und 13 Liter je Gefäß (Tabelle 16). Die aus der Differenz der Wasserzufuhr in Gefäßen mit und ohne Pflanzen ermittelte Transpiration lag zwischen 5 und 7 Liter je Gefäß. Die Bewässerungsmethode hatte keinen signifikanten Einfluss auf den Wasserverbrauch. Je nach Klärlaufanteil lag die Cd-Zufuhr mit dem Bewässerungswasser zwischen 0 und 115 µg Cd/Gefäß bzw. 0 und 18 µg Cd/kg Boden (Tabelle 16).

Tabelle 16: Einfluss der Bewässerungsmethode und des Klarlaufanteils am Bewässerungswasser auf die Wasserzufuhr, den Wasserverbrauch durch Transpiration und die mit dem Bewässerungswasser erfolgte Cd-Zufuhr bei Rucola; Mittelwerte ± Standardabweichung, n = 4.

Bewässerungsmethode	Klarlaufanteil	Wasserzufuhr	Transpiration	Cd-Zufuhr	
	%	L/Gefäß	L/Gefäß	µg/Gefäß	µg kg^{-1} Boden
Ackerboden					
Bodennah	0	11,8 ± 0,58	6,3 ± 0,58	0	0
	50	11,2 ± 0,50	5,7 ± 0,50	56 ± 3	9 ± 0,4
	100	11,8 ± 0,73	6,3 ± 0,73	118 ± 7	18 ± 1,1
Überkopf	0	12,1 ± 0,51	6,6 ± 0,51	0	0
	50	12,3 ± 0,26	6,8 ± 0,26	61 ± 1	9 ± 0,2
	100	11,5 ± 0,28	6,1 ± 0,28	115 ± 3	18 ± 0,4
Rasentragschicht					
Bodennah	0	12,6 ± 0,39	7,1 ± 0,39	0	0
	50	12,1 ± 0,50	6,6 ± 0,50	61 ± 2	9 ± 0,4
	100	11,1 ± 0,26	5,6 ± 0,26	111 ± 3	17 ± 0,4
Überkopf	0	12,3 ± 0,65	6,7 ± 0,65	0	0
	50	11,5 ± 0,34	6,0 ± 0,34	58 ± 2	9 ± 0,3
	100*	10,6 ± 0,29*	5,1 ± 0,29*	106 ± 3*	16 ± 0,4*

*bei der 4. Ernte bei den Wiederholungen 3 und 4 kein Wachstum mehr, daher n = 2

3.1.1.1 Wachstum

Die Bewässerungsmethode und der Klarlaufanteil im Bewässerungswasser hatten bei beiden Böden keinen signifikanten Einfluss auf das Wachstum der Pflanzen und die Sprosstrockenmasse bei den vier Ernteterminen (Tabelle 17).

Tabelle 17: Einfluss der Bewässerungsmethode und des Klarlaufanteils am Bewässerungswasser auf die Sprosstrockenmasse von Rucola bei den vier Ernten; Mittelwerte ± Standardabweichung, n = 4.

Bewässerungsmethode	Anteil	Ernte 1	Ernte 2	Ernte 3	Ernte 4	Spross-TM Ernte 1-4
	%	g/Gefäß				
Ackerboden						
Bodennah	0	6,2 ± 0,66	10,4 ± 0,65	7,5 ± 0,33	9,8 ± 1,22	34 ± 1,9
	50	7,2 ± 0,70	9,1 ± 0,60	9,9 ± 1,00	9,0 ± 0,93	35 ± 1,3
	100	8,6 ± 1,15	10,8 ± 0,62	8,8 ± 0,75	8,7 ± 1,00	37 ± 1,8
Überkopf	0	8,3 ± 0,65	10,7 ± 0,76	7,8 ± 0,81	9,5 ± 1,65	36 ± 1,5
	50	8,8 ± 0,66	11,6 ± 0,65	8,9 ± 0,43	10,1 ± 1,73	39 ± 1,7
	100	9,0 ± 0,76	10,8 ± 0,50	9,5 ± 0,76	9,4 ± 2,05	39 ± 1,8
Rasentragschicht						
Bodennah	0	8,8 ± 0,99	11,2 ± 0,14	7,4 ± 1,19	7,4 ± 1,42	35 ± 1,3
	50	8,1 ± 0,48	11,3 ± 0,74	8,5 ± 1,09	9,6 ± 0,64	37 ± 2,1
	100	8,4 ± 0,40	11,8 ± 0,55	8,7 ± 0,57	6,6 ± 2,02	36 ± 2,1
Überkopf	0	7,6 ± 0,22	11,8 ± 0,57	7,7 ± 0,71	8,1 ± 2,44	35 ± 2,6
	50	6,9 ± 0,39	11,3 ± 0,58	9,3 ± 0,62	12,2 ± 1,67	40 ± 1,5
	100*	6,8 ± 0,55	10,4 ± 0,92	9,4 ± 0,69	9,3*	37*

*bei der 4. Ernte nur 1 Gefäß

3.1.1.2 Cd-Gehalte in den Pflanzen und Cd-Entzug

Die Gehalte an Cd in der Spross- und Wurzeltrockenmasse waren bei Pflanzenkultur im Ackerboden deutlich höher als bei Kultur in der Rasentragschicht (Tabelle 18). Der Klarlaufanteil im Bewässerungswasser hatte einen signifikanten Effekt (Tabelle 18, unten). In beiden Böden waren die Cd-Gehalte im Spross und in den Wurzeln bei Bewässerung mit Osmosewasser geringer als bei Bewässerung mit Klarlauf. Bei einzelnen Ernten wurde der Spross-Cd-Gehalt auch signifikant von der Bewässerungsmethode beeinflusst (Tabelle 18). Die Cd-Gehalte waren bei Überkopfbewässerung mit hohem Klarlaufanteil häufig höher als bei Bodenbewässerung. Das spricht dafür, dass bei Überkopfbewässerung Cd über die Blattoberfläche aufgenommen werden kann.

Tabelle 18: Einfluss der Bewässerungsmethode und des Klarlaufanteils im Bewässerungswasser auf die Cd-Konzentrationen in Spross und Wurzeln und den über die 4 Ernten summierten Cd-Entzug bei Rucola; Mittelwerte ± Standardabweichung; Tab. unten P-Werte für die 3-faktorielle Varianzanalyse.

Bewässerungsmethode	Anteil	Ernte 1	Ernte 2	Ernte 3	Ernte 4	Wurzeln	Cd-Entzug
	%	mg Cd kg^{-1} Trockenmasse					µg/Gefäß
Ackerboden							
Bodennah	0	3,3 ± 0,4	2,4 ± 0,3	2,8 ± 0,1	1,2 ± 0,3	1,7 ± 0,2	86 ± 8
	50	3,7 ± 0,6	2,9 ± 0,4	3,2 ± 0,4	1,6 ± 0,4	1,7 ± 0,4	110 ± 12
	100	4,0 ± 0,7	3,5 ± 0,9	4,3 ± 0,9	2,0 ± 0,5	2,2 ± 0,7	139 ± 21
Überkopf	0	5,1 ± 1,3	3,2 ± 0,5	3,2 ± 0,7	1,2 ± 0,1	1,6 ± 0,3	100 ± 18
	50	4,6 ± 1,1	3,3 ± 0,5	3,7 ± 0,9	1,7 ± 0,3	2,5 ± 0,4	115 ± 20
	100	4,4 ± 0,7	4,4 ± 0,7	4,8 ± 1,2	2,2 ± 0,1	2,1 ± 0,7	130 ± 24
Rasentragschicht							
Bodennah	0	0,8 ± 0,2	0,7 ± 0,1	0,9 ± 0,1	0,6 ± 0,1	0,5 ± 0,0	35 ± 15
	50	1,0 ± 0,1	0,8 ± 0,1	0,9 ± 0,1	0,8 ± 0,1	0,7 ± 0,2	34 ± 4
	100	1,0 ± 0,1	0,9 ± 0,1	1,5 ± 0,2	0,9 ± 0,2	0,7 ± 0,2	37 ± 8
Überkopf	0	0,7 ± 0,1	0,7 ± 0,2	1,3 ± 0,7	0,8 ± 0,1	0,6 ± 0,1	30 ± 9
	50	0,9 ± 0,1	0,8 ± 0,1	1,1 ± 0,1	0,8 ± 0,1	0,8 ± 0,2	33 ± 3
	100	1,2 ± 0,1	1,1 ± 0,1	2,1 ± 0,3	1,0 ± 0,2	0,7 ± 0,2	47 ± 4

Varianzursache	Ernte 1	Ernte 2	Ernte 3	Ernte 4	Wurzeln	Cd Entzug
	P-Werte					
Boden	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Bewässerungsmethode	0,003	0,644	0,016	0,900	0,220	0,433
Klarlaufanteil	0,395	0,221	< 0,001	0,004	0,008	< 0,001
Bod x Bew	0,001	0,214	0,944	0,462	0,497	0,871
Bod x Klarl	0,375	0,190	0,062	0,150	0,122	0,001
Bew x Klarl	0,169	0,874	0,795	0,481	0,848	0,771
Bod x Bew x Klarl	0,036	0,095	0,831	0,735	0,977	0,037
nur Ackerboden						
Bewässerungsmethode	0,003	0,327	0,160	0,588	0,330	0,608
Klarlaufanteil	0,985	0,150	< 0,001	0,025	0,035	< 0,001
Bmeth x Klarlaufanteil	0,087	0,290	0,979	0,578	0,910	0,197
nur Rasentragschicht						
Bewässerungsmethode	0,437	0,444	0,015	0,115	0,284	0,438
Klarlaufanteil	< 0,001	0,931	0,002	0,013	0,028	0,034
Bmeth x Klarlaufanteil	0,010	0,144	0,610	0,533	0,750	0,030

Der über die vier Ernten summierte Cd-Entzug mit der geernteten Sprossbiomasse war bei Pflanzenkultur im Ackerboden deutlich höher als bei Kultur in der Rasentragschicht (Tabelle 18). Der Cd-Entzug war bei Bewässerung mit Klarlauf höher als bei Bewässerung mit Osmosewasser. Die Bewässerungsmethode hatte keinen signifikanten Effekt auf den Cd-Entzug. Im Ackerboden war der Cd-Entzug durch die Pflanzen auch bei hohem Klarwasseranteil im Bewässerungswasser höher als die Cd-Zufuhr mit dem Bewässerungswasser (vergleiche Werte in Tabelle 16 und Tabelle 18). In der Rasentragschicht war dagegen bei hohem Klarwasseranteil die Cd-Zufuhr über das Bewässerungswasser höher als der Cd-Entzug durch die Pflanzen.

3.1.1.3 Boden-Gehalt an mobilem Cd und Boden-pH

Zu Versuchsbeginn lagen die Gehalte an NH_4NO_3-löslichem („mobilem“) Cd bei 12 µg Cd/kg Boden im Ackerboden bzw. unterhalb der Nachweisgrenze von 0,1 µg Cd/kg Boden in der Rasentragschicht. Am Versuchsende lagen die Cd-Gehalte im Ackerboden bei Bewässerung ohne Klarwasseranteil bei 8,2 (Bodenbewässerung) bzw. 8,6 µg/kg Boden (Überkopfbewässerung) (Tabelle 19). In der Rasentragschicht lag der Cd-Gehalt weiterhin unterhalb der Nachweisgrenze. Im Ackerboden waren die Cd-Gehalte bei einem Klarwasseranteil von 100 % geringer als bei einem Klarwasseranteil von 0 %, obwohl mit dem Bewässerungswasser 18 µg Cd pro kg Boden zugeführt wurden (siehe Tabelle 16). In der Rasentragschicht lag der Bodengehalt an mobilem Cd auch bei einem Klarlaufanteil von 50 und 100 % unterhalb der Nachweisgrenze. Auf beiden Böden spiegelten die Gehalte an mobilem Cd im Boden also die unterschiedliche Zufuhr an Cd mit dem Bewässerungswasser nicht wider. Dies lag vermutlich daran, dass sich der Klarwasseranteil am Bewässerungswasser deutlich auf den Boden-pH auswirkte (Tabelle 19).

Tabelle 19: Einfluss der Bewässerungsmethode und des Klarlaufanteils im Bewässerungswasser auf die Gehalte an NH4NO3-löslichem Cd im Boden und den Boden-pH-Wert im Ackerboden und in der Rasentragschicht (Rasen) bei Rucola; Mittelwerte ± Standardabweichung, n = 4; Tab. unten P-Werte für die 3-faktorielle Varianzanalyse

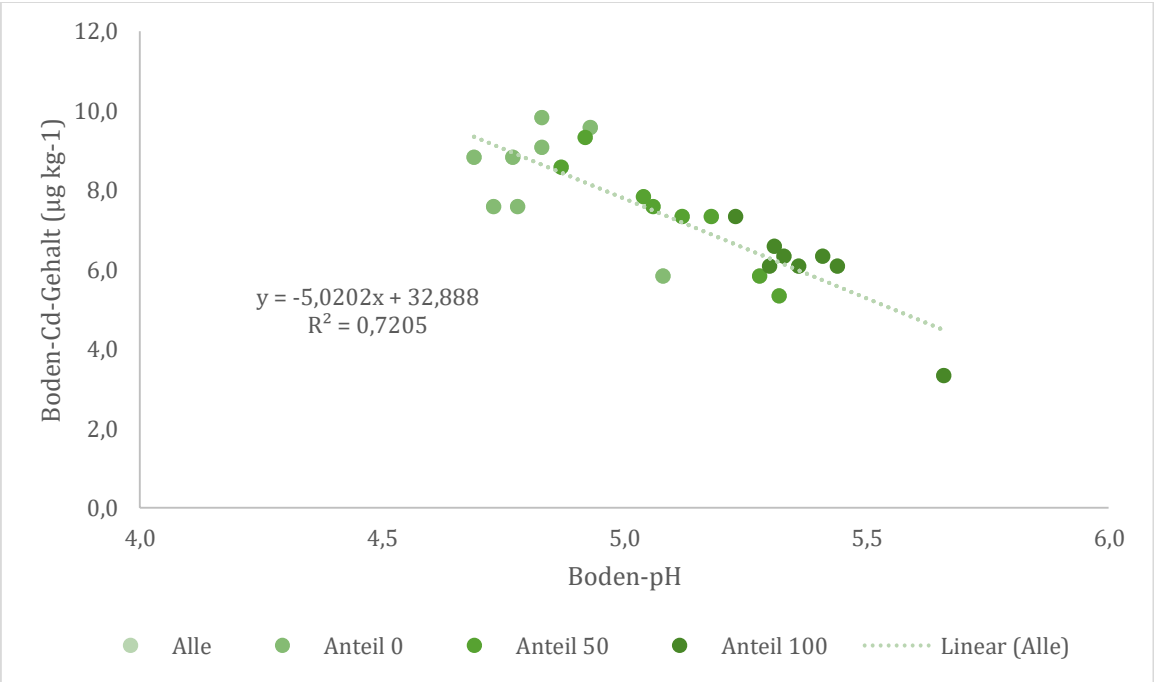
Bewässerungs-methode	Anteil %	Cd µg kg^{-1} Boden		pH	
		Ackerboden	Rasentragschicht	Ackerboden	Rasentragschicht
Bodennah	0	8,2 ± 0,7	n.n.	4,7 ± 0,04	6,1 ± 0,14
	50	8,3 ± 0,8	n.n.	5,0 ± 0,09	6,3 ± 0,04
	100	5,7 ± 1,7	n.n.	5,4 ± 0,19	6,6 ± 0,04
Überkopf	0	8,6 ± 1,9	n.n.	4,9 ± 0,12	6,3 ± 0,08
	50	6,5 ± 1,0	n.n.	5,2 ± 0,09	6,4 ± 0,05
	100	6,3 ± 0,2	n.n.	5,4 ± 0,06	6,7 ± 0,04

Varianzursache	Boden-Cd-Gehalt	pH	pH
	P-Werte		
	Ackerboden		Rasentragschicht
Bewässerungsmethode	0,577	0,008	< 0,001
Klarlaufanteil	0,002	< 0,001	< 0,001
Bew x Anteil	0,849	0,109	0,019

n.n. = nicht nachweisbar

Sowohl im Ackerboden als auch in der Rasentragschicht nahm der pH-Wert mit zunehmendem Klarwasseranteil signifikant zu (Tabelle 19). Im Ackerboden war der Gehalt an mobilem Cd eng mit dem pH-Wert korreliert (Abbildung 59) und nahm mit zunehmendem pH-Wert ab. Eine Zunahme im pH-Wert führt zu einer Immobilisierung von Cd aufgrund von Ausfällung und erhöhter Adsorption an Kationenaustauschplätze im Boden (Houben et al., 2013). Die Bewässerungsmethode hatte keinen signifikanten Einfluss auf die Gehalte an mobilem Cd im Boden (Tabelle 19).

Abbildung 59: Beziehung zwischen dem pH-Wert und dem Gehalt an NH_4NO_3-löslichen Cd im Boden bei Rucola; die Symbole stellen die Messwerte der 24 Gefäße mit Ackerboden (3 Klarwasseranteile x 2 Bewässerungsarten x 4 Wiederholungen) dar.



Quelle: eigene Darstellung, HUB.

3.1.1.4 Nährstoffwirkung von Klarlauf

Der für die Bewässerung verwendete Klarlauf wies erhebliche Konzentrationen an wasserlöslichen Pflanzennährstoffen auf (Tabelle 14). Bei den hier durchgeführten Gefäßversuchen wurden die Pflanzen bei allen Varianten ausreichend mit Düngernährstoffen versorgt, um nährstoffbedingte Wirkungen des Klarlaufs auf das Pflanzenwachstum und die Cd-Gehalte in den Pflanzen auszuschließen. Dennoch können anhand der Nährstoffgehalte im Boden und in den Pflanzen einige Erkenntnisse zur Nährstoffwirkung des Klarlaufs abgeleitet werden.

In beiden Böden wurden die Gehalte an den NH_4NO_3-löslichen Pflanzennährstoffen Ca, Mg und S mit zunehmendem Klarlaufanteil im Bewässerungswasser signifikant erhöht (Tabelle 20). Für P variierte der Einfluss des Klarlaufanteils im Bewässerungswasser auf die Bodengehalte je nach Boden: Mit zunehmendem Klarlaufanteil verringerten sich die Gehalte an NH_4NO_3-löslichem P im Ackerboden, während sich die P-Gehalte in der Rasentragschicht erhöhten. Dies ist vermutlich auf die Wirkungen des Klarlaufanteils im Bewässerungswasser auf die Boden-pH-Werte zu erklären. Die Wirkungen des pH-Wertes auf die Mobilität von P in Böden mit unterschiedlichem Anteil an Ton bzw. Al- und Fe-Oxiden sind gut dokumentiert (z.B. Penn & Camberato, 2019). Die Bewässerungsart hatte keinen Einfluss auf die Gehalte an mobilen Nährstoffen im Boden.

Tabelle 20: Einfluss der Bewässerungsmethode und des Klarlaufanteils im Bewässerungswasser auf die Gehalte an NH_4NO_3-löslichen Mineralstoffen im Boden; Mittelwerte ± Standardabweichung, n=4; Tab. unten P-Werte für die 3-faktorielle Varianzanalyse.

Bewässerungs-methode	Anteil %	S	Ca	Mg	P
		mg kg^{-1} Boden			
Ackerboden					
Boden	0	6 ± 6	433 ± 87	27 ± 11	4,6 ± 2,2
	50	19 ± 8	428 ± 10	31 ± 1	3,8 ± 0,4
	100	38 ± 7	468 ± 10	40 ± 2	2,9 ± 0,3
Überkopf	0	4 ± 4	388 ± 19	22 ± 3	4,1 ± 0,4
	50	14 ± 2	443 ± 3	34 ± 2	3,2 ± 0,2
	100	46 ± 10	483 ± 38	44 ± 4	3,0 ± 0,4
Rasentragschicht					
Boden	0	1 ± 0,4	514 ± 18	17 ± 3	10 ± 1,5
	50	11 ± 4	525 ± 24	24 ± 3	13 ± 2,3
	100	50 ± 8	622 ± 59	38 ± 8	16 ± 4,4
Überkopf	0	0,8 ± 0,1	488 ± 36	17 ± 3	11 ± 0,9
	50	13 ± 4	534 ± 12	26 ± 2	15 ± 2,2
	100	44 ± 7	605 ± 38	37 ± 4	19 ± 1,4

Varianzursache	S	Ca	Mg	P
	P-Werte			
Boden	0,637	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Bewässerungsmethode	0,893	0,518	0,978	0,258
Klarlaufanteil	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Bod x Bew	0,774	0,808	0,935	0,098
Bod x Klarlaufanteil	0,105	0,130	0,288	< 0,001
Bew x Klarlaufanteil	0,705	0,252	0,387	0,324
Bod x Bew x Klarlaufanteil	0,210	0,404	0,319	0,545

Der über die vier Ernten gemittelte S-Gehalt in der Sprosstrockenmasse erhöhte sich mit zunehmendem Klarlaufanteil deutlich. Die Sprossgehalte an Ca, Mg und P wurden nicht signifikant durch den Klarlaufanteil am Bewässerungswasser beeinflusst (Tabelle 21). Die Bewässerungsmethode hatte keinen Einfluss auf die Nährstoffgehalte im Spross.

Die im Klarlauf enthaltenen Nährstoffe sind wasserlöslich und können Düngernährstoffe substituieren. Aus der im Versuch ermittelten Nährstoffzufuhr mit dem Bewässerungswasser (Gießwasserzufuhr x mittlere Nährstoffkonzentration im Bewässerungswasser) und dem über die 4 Ernten kumulierten Nährstoffentzug mit der Sprosstrockenmasse wurde der potenzielle Beitrag der im Klarlauf enthaltenen Makronährstoffe P, K, Ca, S und Mg und Mikronährstoffe Zn und Mn zur Düngung der Pflanzen ermittelt. Die mit dem Klarlauf zugeführte P-Menge lag bei weniger als 1 % des P-Entzuges mit der geernteten Trockenmasse (Tabelle 22). Das heißt, auch wenn die

gesamte Wasserzufuhr über Klarlauf erfolgen würde (Anteil 100 %), könnte praktisch kein Dünger-P substituiert werden. Bei den anderen Makronährstoffen lag der potenzielle Beitrag des Klarlaufs an der Nährstoffakkumulation im Spross je nach Boden und Klarlaufanteil im Bewässerungswasser zwischen 10 und 22 % für K, 35 und 81 % für Ca, 46 und 98 % für S und 42 und 103 % für Mg. Bei den Mikronährstoffen lag der potenzielle Beitrag zwischen 1 und 15 % für Zn und 25 % für Mn (Tabelle 22).

Tabelle 21: Einfluss der Bewässerungsmethode und des Klarlaufanteils im Bewässerungswasser auf die Nährstoffgehalte in der Sprosstrockenmasse von Rucola; Mittelwerte der 4 Ernten ± Standardabweichung.

Bewässerungs-methode	Anteil	S	Ca	Mg	P
	%	g kg^{-1} Sprosstrockenmasse			
Ackerboden					
Boden	0	7,2 ± 0,9	35 ± 2,2	3,5 ± 0,3	7,2 ± 0,9
	50	12,4 ± 0,5	36 ± 2,5	3,6 ± 0,3	6,5 ± 0,7
	100	13,0 ± 1,9	34 ± 2,9	3,7 ± 0,4	7,0 ± 0,6
Überkopf	0	7,0 ± 1,1	35 ± 2,3	4,0 ± 0,5	7,4 ± 0,4
	50	12,6 ± 0,7	37 ± 2,6	4,2 ± 0,3	7,2 ± 0,3
	100	14,4 ± 1,1	35 ± 0,7	3,7 ± 0,1	7,2 ± 0,4
Rasentragschicht					
Boden	0	5,9 ± 0,5	41 ± 1,5	3,6 ± 0,2	8,7 ± 0,5
	50	11,8 ± 1,0	36 ± 2,5	3,3 ± 0,2	7,5 ± 0,6
	100	16,0 ± 2,7	39 ± 4,3	3,0 ± 0,3	7,4 ± 1,0
Überkopf	0	6,1 ± 1,1	35 ± 3,8	3,7 ± 0,6	7,9 ± 0,4
	50	11,7 ± 0,7	36 ± 3,1	3,6 ± 0,1	6,9 ± 0,5
	100	15,9 ± 1,9	39 ± 0,8	3,8 ± 0,2	7,6 ± 0,2

Die Daten zur Wirkung des Klarlaufanteils im Bewässerungswasser auf den Boden-pH-Wert (Tabelle 19) zeigen, dass der Klarlauf auch eine kalkähnliche Wirkung hat, also Düngerkalk substituieren kann.

Tabelle 22: Potenzieller Beitrag der im Klarlauf enthaltenen Nährstoffe zur Mineralstoff-versorgung der Pflanzen; Anteil – Anteil Klarlauf im Bewässerungswasser.

Bewässerungs-methode	Anteil	Beitrag Klarlauf						
	%	% der Nährstoffakkumulation im Spross						
		P	K	Ca	S	Mg	Zn	Mn
Ackerboden								
Bodennah	50	< 1	10 ± 1	38 ± 4	47 ± 3	48 ± 6	1,4 ± 0,3	3,7 ± 0,7
	100	< 1	22 ± 2	81 ± 6	98 ± 9	103 ± 3	3,5 ± 1,1	8,1 ± 1,6
Überkopf	50	< 1	10 ± 1	36 ± 3	46 ± 3	42 ± 4	1,4 ± 0,1	3,6 ± 0,4
	100	<1	17 ± 2	69 ± 8	72 ± 4	84 ± 11	2,7 ± 0,2	6,7 ± 0,5
Rasentragschicht								
Bodennah	50	< 1	11 ± 1	39 ± 4	51 ± 6	55 ± 6	11 ± 1	14 ± 1
	100	< 1	19 ± 1	69 ± 6	74 ± 12	90 ± 6	15 ± 3	25 ± 2
Überkopf	50	< 1	10 ± 1	35 ± 3	46 ± 4	44 ± 3	10 ± 1	14 ± 2
	100	< 1	19 ± 4	67 ± 15	73 ± 12	90 ± 24	15 ± 4	25 ± 6

3.1.2 Gefäßversuche mit Sommergerste

Sommergerste wurde als Modelpflanze für eine Körnerfrucht ausgewählt, bei der die Mineralstoffeinlagerung in das Stroh hauptsächlich über das Xylem und die Mineralstoffeinlagerung in die Körner über das Phloem erfolgt.

Die im gesamten Versuchszeitraum verabreichte Bewässerungsmenge bzw. der Wasserverbrauch durch Transpiration und Evaporation lag zwischen 15 und 19 Liter je Gefäß (Tabelle 23). Die aus der Differenz der Wasserzufuhr in Gefäßen mit und ohne Pflanzen ermittelte Transpiration lag zwischen 8 und 12 Liter je Gefäß. Die Bewässerungsmenge und die Transpiration der Pflanzen waren in den Gefäßen mit Sanddeckschicht etwas höher als in den Gefäßen mit Boden. Die Bewässerungsmethode hatte keinen signifikanten Einfluss auf den Wasserverbrauch. Je nach Klarlaufanteil lag die Cd-Zufuhr mit dem Bewässerungswasser zwischen 0 und 151 µg Cd/Gefäß bzw. 0 und 23 µg Cd/kg Boden (Tabelle 23).

Tabelle 23: Einfluss der Bewässerungsmethode und des Klarlaufanteils im Bewässerungswasser auf die Wasserzufuhr, den Wasserverbrauch durch Transpiration und die mit dem Bewässerungswasser erfolgte Cd-Zufuhr; Mittelwerte ± Standardabweichung, n = 4.

Bewässerungs-methode	Klarlaufanteil	Wasserzufuhr	Transpiration	Cd-Zufuhr	Cd-Zufuhr
	%	L/Gefäß		µg/Gefäß	µg kg^{-1} Boden
Ackerboden					
Bodennah	0	16,4 ± 0,78	9,9	0	0
	50	15,6 ± 0,41	9,1	78 ± 2	12 ± 0,3
	100	14,6 ± 0,46	8,1	146 ± 5	22 ± 0,8
Überkopf	0	16,8 ± 0,33	10,3	0	0
	50	16,1 ± 0,31	9,6	80 ± 2	12 ± 0,3
	100	14,9 ± 0,64	8,3	149 ± 6	23 ± 0,9
Rasentragschicht					
Bodennah	0	18,2 ± 0,57	11,4	0	0
	50	16,5 ± 0,86	9,7	82 ± 4	13 ± 0,6
	100	15,1 ± 0,62	8,3	151 ± 6	23 ± 0,9
Überkopf	0	18,7 ± 0,56	11,9	0	0
	50	16,5 ± 1,31	9,7	82 ± 7	13 ± 1,1
	100	14,9 ± 0,76	8,2	149 ± 8	23 ± 1,2

3.1.2.1 Wachstum

Die Stroh- und Kornbiomasse waren im Ackerboden etwas geringer in der Rasentragschicht (Tabelle 24). Dies lag vermutlich an der schlechteren Bodenstruktur und Bodendurchlüftung in den Gefäßen mit Ackerboden. In beiden Böden war die Strohbiomasse bei Bodenbewässerung etwas geringer als bei der Überkopfbewässerung, während die Kornbiomasse nicht durch die Bewässerungsmethode beeinflusst wurde. Der Klarlaufanteil im Bewässerungswasser wirkte sich nicht auf die Stroh- und Korntrockenmasse aus.

Tabelle 24: Einfluss der Bewässerungsmethode und des Klarlaufanteils im Bewässerungswasser auf die Trockenmassebildung von Sommerweizen in dem Ackerboden und der Rasentragschicht; Mittelwerte ± Standardabweichung, n = 4; Tab. unten P-Werte für die 3-faktorielle Varianzanalyse.

Bewässerungsmethode	Klarlaufanteil	Stroh	Korn
	%	g TM/Gefäß	
Ackerboden			
Bodennah	0	30 ± 4,2	10 ± 1,0
	50	30 ± 4,4	10 ± 0,4
	100	30 ± 2,5	11 ± 0,4
Überkopf	0	34 ± 2,4	11 ± 0,8
	50	33 ± 3,2	11 ± 1,0
	100	34 ± 4,6	11 ± 0,3
Rasentragschicht			
Bodennah	0	39 ± 2,6	11 ± 0,4
	50	36 ± 2,7	12 ± 0,5
	100	37 ± 1,8	12 ± 0,5
Überkopf	0	44 ± 2,0	12 ± 0,6
	50	41 ± 3,1	11 ± 0,7
	100	41 ± 0,5	10 ± 1,1

Varianzursache	Stroh	Korn
	P-Werte	
Boden	< 0,001	0,002
Bewässerungsmethode	< 0,001	0,108
Klarlaufanteil	0,537	0,732
Bodenx Bmeth	0,351	0,008
Boden x Anteil	0,561	0,232
Bmeth x Anteil	0,179	0,028
Boden x Bmeth x Anteil	0,305	0,137

3.1.2.2 Cd-Gehalte in den Pflanzen und Cd-Entzug

In den Wurzeln waren die Cd-Gehalte deutlich höher als im Stroh und im Stroh deutlich höher als in den Körnern (Tabelle 25). Die Cd-Gehalte in den Wurzeln waren bei Klarwasseranteilen von 0 und 50 % bei Pflanzenanzucht im Boden höher als bei Pflanzenanzucht im Sand. Bei Bewässerung mit 100 % Klarwasser waren die Cd-Gehalte in den Wurzeln dagegen in der Rasentragschicht genauso hoch wie im Ackerboden. Die Bewässerungsmethode hatte keinen Einfluss auf die Cd-Gehalte in den Wurzeln.

Die Cd-Gehalte im Stroh waren bei Pflanzenanzucht im Ackerboden deutlich höher als bei Pflanzenanzucht in der Rasentragschicht (Tabelle 25). In beiden Böden nahmen die Cd-Gehalte im

Stroh mit zunehmendem Klarwasseranteil im Bewässerungswasser zu. Bei Bodenbewässerung waren die Cd-Gehalte im Stroh höher als bei Überkopfbewässerung.

Die Cd-Gehalte in den Körnern waren bei Klarwasseranteilen von 50 und 100 % in der Rasentragschicht höher als im Ackerboden, während der Boden bei Bewässerung ohne Klarwasser keinen Effekt auf die Cd-Gehalte in den Körnern hatte (Tabelle 25). Die Cd-Gehalte in den Körnern waren bei Bodenbewässerung überraschenderweise etwas höher als bei Überkopfbewässerung.

Tabelle 25: Einfluss der Bewässerungsmethode und des Klarwasseranteils am Bewässerungswasser auf die Cd-Gehalte in Wurzeln, Stroh und Körnern und den Cd-Entzug durch Stroh und Körner von Sommergerste; Mittelwerte ± Standardab-weichung, n = 4; Tab. unten P-Werte für die 3-faktorielle Varianzanalyse.

Bewässerungs-methode	Klarlaufanteil	Cd-Gehalt mg kg^{-1} Trockenmasse			Cd-Entzug
	%	Wurzeln	Stroh	Körner	µg/Gefäß
Ackerboden					
Bodennah	0	0,51 ± 0,12	0,26 ± 0,07	0,07 ± 0,02	8 ± 1
	50	0,74 ± 0,08	0,41 ± 0,05	0,07 ± 0,01	13 ± 1
	100	0,94 ± 0,36	0,58 ± 0,01	0,10 ± 0,01	17 ± 1
Überkopf	0	0,47 ± 0,18	0,21 ± 0,02	0,06 ± 0,01	8 ± 1
	50	0,55 ± 0,06	0,28 ± 0,05	0,06 ± 0,01	10 ± 2
	100	0,98 ± 0,19	0,35 ± 0,03	0,08 ± 0,01	12 ± 1
Rasentragschicht					
Bodennah	0	0,28 ± 0,07	0,13 ± 0,03	0,07 ± 0,01	6 ± 1
	50	0,65 ± 0,16	0,28 ± 0,02	0,09 ± 0,01	11 ± 1
	100	0,98 ± 0,09	0,37 ± 0,02	0,11 ± 0,01	12 ± 1
Überkopf	0	0,32 ± 0,07	0,12 ± 0,01	0,07 ± 0,01	6 ± 1
	50	0,67 ± 0,08	0,17 ± 0,02	0,08 ± 0,01	8 ± 1
	100	1,03 ± 0,17	0,23 ± 0,04	0,11 ± 0,01	12 ± 5

Varianzursache	Wurzeln	Stroh	Körner
	P-Werte		
Boden	0,324	< 0,001	< 0,001
Bewässerungsmethode	0,719	< 0,001	0,016
Klarlaufanteil	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Bod x Bew	0,298	0,017	0,237
Bod x Anteil	0,040	0,030	0,043
Bew x Anteil	0,716	< 0,001	0,330
Bod x Bew x Anteil	0,764	0,217	0,744

In allen Pflanzenorganen nahmen die Cd-Gehalte mit zunehmendem Klarwasseranteil am Bewässerungswasser zu (Tabelle 25), obwohl die Gehalte an mobilem Cd im Ackerboden abnahmen und im Sandboden nur leicht zunahmen (siehe Tabelle 26). Vermutlich führte die Bewässerung mit dem Cd-haltigen Klarwasser kurzfristig (zumindest in den ersten Stunden nach jeder Bewässerung) zu einer Erhöhung der Cd-Verfügbarkeit und der Cd-Aufnahme der Pflanzen. Längerfristig wurde das mit dem Bewässerungswasser zugeführte Cd im Boden jedoch aufgrund der höheren pH-Werte immobilisiert.

Der Cd-Entzug mit dem geernteten Stroh und Korn lag zwischen 8 und 17 µg/Gefäß (Tabelle 25). Bei Bewässerung mit Klarlauf war der Entzug durch die Pflanzen also deutlich geringer als die Zufuhr mit dem Bewässerungswasser (siehe Tabelle 23).

3.1.2.3 Bodengehalte an mobilem Cd und Boden-pH

Am Versuchsende lagen die Gehalte an NH_4NO_3-löslichem („mobilem“) Cd im Boden bei Bewässerung ohne Klarlauf im Ackerboden bei 13 und im Sand bei 0,3 µg/kg Boden (Tabelle 26). Im Ackerboden waren die Cd-Gehalte bei einem Klarlaufanteil von 50 oder 100 % geringer als bei einem Klarlaufanteil von 0 %, obwohl bei diesen Varianten mit dem Bewässerungswasser zwischen 12 und 23 µg Cd pro kg Boden Cd zugeführt wurden (siehe Tabelle 23). In der Rasentragschicht nahmen die Cd-Gehalte mit zunehmendem Klarlaufanteil im Bewässerungswasser zwar zu, die Zunahme war jedoch deutlich geringer als die Zunahme der Cd-Zufuhr. Auf beiden Böden spiegelten die Gehalte an mobilem Cd im Boden also die unterschiedliche Zufuhr an Cd mit dem Bewässerungswasser nicht wider. Dies lag vermutlich daran, dass sich der Klarlaufanteil am Bewässerungswasser deutlich auf den Boden-pH auswirkte. Sowohl im Ackerboden als auch in der Rasentragschicht nahm der pH-Wert mit zunehmendem Klarlaufanteil signifikant zu (Tabelle 26). Eine Zunahme im pH-Wert führt zu einer Immobilisierung von Cd aufgrund von Ausfällung und erhöhter Adsorption an Kationenaustauschplätze im Boden (Houben et al., 2013). Die Art der Bewässerung hatte keinen Einfluss auf die Gehalte an mobilem Cd im Boden (Tabelle 26).

Tabelle 26: Einfluss der Bewässerungsmethode und des Klarlaufanteils im Bewässerungswasser auf die Gehalte an mobilem Cd und die pH-Werte im Boden zu Versuchsende; Mittelwerte ± Standardabweichung, n = 4; Tab. unten P-Werte für die 3-faktorielle Varianzanalyse.

Bewässerungs-methode	Klarlaufanteil %	Cd-Gehalt µg kg^{-1} Boden	Boden-pH
Ackerboden			
Bodennah	0	13 ± 1,0	4,6 ± 0,08
	50	12 ± 1,1	4,9 ± 0,06
	100	11 ± 0,7	5,2 ± 0,10
Überkopf	0	13 ± 0,8	4,7 ± 0,08
	50	13 ± 0,3	5,0 ± 0,04
	100	10 ± 1,5	5,4 ± 0,27
Rasentragschicht			
Bodennah	0	0,3 ± 0,01	6,4 ± 0,10
	50	0,8 ± 0,01	6,8 ± 0,04
	100	1,5 ± 0,29	7,1 ± 0,05
Überkopf	0	0,3 ± 0,13	6,6 ± 0,11
	50	0,9 ± 0,14	6,9 ± 0,07
	100	1,3 ± 0,24	7,1 ± 0,08

Varianzursache	Cd-Gehalt im Boden	Boden-pH
	P-Werte	
Boden	< 0,001	< 0,001
Bewässerungsmethode	0,842	< 0,001
Klarlaufanteil	0,012	< 0,001
Bod x Bew	0,842	0,967
Bod x Anteil	< 0,001	0,771
Bew x Anteil	0,761	0,242
Bod x Bew x Anteil	0,430	0,011

3.1.2.4 Nährstoffwirkung von Klarlauf

Die Bewässerung mit Klarlauf führte in beiden Böden zu einer deutlichen Erhöhung der Gehalte an Ca, Mg und S im Boden und in der Rasentragschicht des P-Gehaltes im Boden (Tabelle 27).

Tabelle 27: Einfluss der Bewässerungsmethode und des Klarwasseranteils am Bewässerungswasser auf die Gehalte an NH_4NO_3-löslichen Mineralstoffen im Boden; Mittelwerte ± Standardabweichung, n = 4.

Bewässerungs-methode	Anteil	Mineralstoffgehalt im Boden (mg kg^{-1})			
	%	S	Ca	Mg	P
Ackerboden					
Bodennah	0	11 ± 2	307 ± 18	29 ± 1,3	9 ± 1
	50	40 ± 4	382 ± 14	40 ± 1,6	9 ± 1
	100	72 ± 8	465 ± 54	52 ± 8,6	11 ± 2
Überkopf	0	9 ± 1	299 ± 26	27 ± 3,5	10 ± 1
	50	38 ± 3	414 ± 18	41 ± 2,1	9 ± 1
	100	68 ± 7	468 ± 39	51 ± 7,3	10 ± 2
Rasentragschicht					
Boden	0	6 ± 1	470 ± 14	24 ± 0,6	14 ± 1
	50	38 ± 9	530 ± 50	35 ± 4.8	29 ± 2
	100	85 ± 16	663 ± 43	50 ± 5,8	42 ± 7
Überkopf	0	6 ± 3	427 ± 35	20 ± 2,9	18 ± 5
	50	43 ± 6	548 ± 28	36 ± 2,2	32 ± 8
	100	83 ± 7	646 ± 28	47 ± 2,6	37 ± 7

Der Klarlaufanteil im Bewässerungswasser hatte nur einen geringen Einfluss auf die Gehalte an S, Ca, Mg und P in der Stroh- und Korntrockenmasse (Tabelle 28). Im Stroh erhöhten sich auf beiden Böden die S-Gehalte mit zunehmendem Klarlaufanteil, während sich die P-Gehalte verringerten. Die Nährstoffgehalte in der Korntrockenmasse wurden nicht vom Klarlaufanteil beeinflusst. Die Bewässerungsmethode hatte in beiden Böden keinen Einfluss auf die Nährstoffgehalte im Stroh und Korn.

Um den potenziellen Beitrag der im Klarlauf enthaltenen Nährstoffe zur Mineralstoffversorgung der Pflanzen abzuschätzen, wurde zunächst die Mineralstoffakkumulation in Korn und Stroh sowie die durch Bewässerung mit dem Klarlauf zugeführte Mineralstoffmenge ermittelt und daraus dann der potenzielle Beitrag der im Klarlauf enthaltenen Nährstoffe zur Mineralstoffversorgung der Pflanzen errechnet ([mit Klarlauf-Bewässerung zugeführte Mineralstoffmenge] / [Mineralstoffakkumulation] * 100). Der potenzielle Beitrag des Klarlaufs zur Versorgung der Pflanzen mit Phosphor war sehr gering, während bei einem Klarlaufanteil im Bewässerungswasser von 50 bzw. 100 % etwa 15 bzw. 30 % des mit Stroh und Korn dem Boden entzogenen K mit

dem Bewässerungswasser wieder zugeführt wurde (Tabelle 29). Für Mg, Ca und S war die Zufuhr mit dem Bewässerungswasser deutlich höher als der Entzug durch die Pflanzen. Bei den Mikronährstoffen lag der potenzielle Beitrag des Klarlaufs zur Versorgung der Pflanzen zwischen 3 und 17 % für Zn und 3 und 86 % für Mn (Tabelle 29).

Tabelle 28: Einfluss der Bewässerungsmethode und des Klarlaufanteils im Bewässerungswasser auf die Nährstoffgehalte in der Stroh- und Korntrockenmasse von Sommergerste; Mittelwerte der 4 Ernten ± Standardabweichung.

Bewässerungsmethode	Anteil	S	Ca	Mg	P
	%	g kg^{-1} Strohtrockenmasse			
Ackerboden					
Bodennah	0	1,6 ± 0,2	11,6 ± 1,1	1,7 ± 0,2	6,2 ± 0,6
	50	2,4 ± 0,2	12,5 ± 2,0	1,8 ± 0,1	5,5 ± 0,3
	100	2,8 ± 0,2	12,5 ± 1,0	1,8 ± 0,1	4,9 ± 0,1
Überkopf	0	1,5 ± 0,1	12,1 ± 1,4	1,7 ± 0,1	6,6 ± 0,6
	50	2,3 ± 0,1	10,2 ± 1,0	1,7 ± 0,1	5,9 ± 0,2
	100	2,4 ± 0,1	10,7 ± 0,5	1,7 ± 0,1	5,0 ± 0,3
Rasentragschicht					
Bodennah	0	1,7 ± 0,1	15,5 ± 1,8	1,8 ± 0,1	5,4 ± 0,2
	50	2,5 ± 0,1	16,4 ± 2,0	2,0 ± 0,1	4,9 ± 0,4
	100	2,6 ± 0,2	14,8 ± 0,8	1,9 ± 0,1	4,6 ± 0,3
Überkopf	0	1,7 ± 0,1	17,3 ± 1,4	1,9 ± 0,1	5,6 ± 0,5
	50	2,1 ± 0,2	14,2 ± 1,1	1,8 ± 0,2	4,9 ± 0,9
	100	2,4 ± 0,1	15,4 ± 1,5	1,9 ± 0,1	4,4 ± 0,2
		g kg^{-1} Korntrockenmasse			
Ackerboden					
Bodennah	0	0,31 ± 0,18	1,0 ± 0,1	1,8 ± 0,2	7,5 ± 0,5
	50	0,20 ± 0,13	0,9 ± 0,1	1,8 ± 0,1	7,1 ± 0,3
	100	0,30 ± 0,04	1,0 ± 0,1	1,7 ± 0,1	7,0 ± 0,2
Überkopf	0	0,20 ± 0,09	0,9 ± 0,1	1,7 ± 0,1	7,5 ± 0,2
	50	0,17 ± 0,05	0,8 ± 0,1	1,6 ± 0,1	7,0 ± 0,3
	100	0,23 ± 0,02	0,9 ± 0,1	1,7 ± 0,1	6,8 ± 0,2
Rasentragschicht					
Bodennah	0	0,15 ± 0,06	1,3 ± 0,2	1,9 ± 0,1	7,5 ± 0,1
	50	0,15 ± 0,05	1,3 ± 0,3	1,8 ± 0,1	7,1 ± 0,2
	100	0,23 ± 0,13	1,3 ± 0,1	1,8 ± 0,1	7,3 ± 0,3
Überkopf	0	0,19 ± 0,06	1,1 ± 0,1	1,8 ± 0,1	7,4 ± 0,2
	50	0,18 ± 0,02	1,0 ± 0,1	1,7 ± 0,1	7,2 ± 0,2
	100	0,19 ± 0,04	1,1 ± 0,1	1,8 ± 0,1	7,0 ± 0,3

Der Klarlauf enthielt 7 mg Nitrat-N/L. Die N-Zufuhr über das Bewässerungswasser lag zwischen etwa 50 (Klarlaufanteil 50 %) und 100 mg N/Gefäß (Klarlaufanteil 100 %). Daraus kann man ableiten, dass zwischen 4 % (Klarlaufanteil 50 %) und 8 % (Klarlaufanteil 100 %) des N-Bedarfs der Pflanzen mit dem Bewässerungswasser zugeführt wurde. Der potenzielle Beitrag des Klarlaufs zur N-Versorgung der Pflanzen war also gering.

Tabelle 29: Potenzieller Beitrag der im Klarlauf enthaltenen Nährstoffe zur Mineralstoff-versorgung der Pflanzen; Anteil – Anteil Klarlauf am Bewässerungswasser.

Bewässerungsmethode	Anteil	Beitrag Klarlauf (% der Nährstoffakkumulation in Stroh + Korn)						
	%	P	K	Mg	Ca	S	Zn	Mn
Ackerboden								
Bodennah	50	1,0 ± 0,1	17 ± 0,6	143 ± 4	210 ± 21	287 ± 39	3,5 ± 0,3	2,6 ± 0,3
	100	2,0 ± 0,1	34 ± 1,7	284 ± 6	438 ± 28	487 ± 26	7,6 ± 0,2	4,0 ± 1,0
Überkopf	50	0,8 ± 0,1	15 ± 0,7	135 ± 9	234 ± 23	381 ± 140	3,3 ± 0,1	3,3 ± 0,2
	100	1,9 ± 0,1	31 ± 0,5	266 ± 7	451 ± 22	541 ± 119	6,8 ± 0,5	6,3 ± 1,0
Rasentragschicht								
Bodennah	50	0,9 ± 0,1	16 ± 1	116 ± 9	141 ± 16	224 ± 78	9,6 ± 2,0	40 ± 6
	100	1,7 ± 0,1	29 ± 2	224 ± 15	288 ± 24	266 ± 43	17 ± 1,2	86 ± 8
Überkopf	50	0,9 ± 0,2	15 ± 1	113 ± 15	144 ± 12	223 ± 70	8,6 ± 1,8	45 ± 8
	100	1,6 ± 0,3	23 ± 6	190 ± 42	228 ± 67	217 ± 37	17 ± 3,8	71 ± 20

3.1.3 Gefäßversuche mit Deutschem Weidelgras

Deutsches Weidelgras wurde als Modelpflanze für eine mehrjährige Ackerfutterpflanze ausgewählt, die häufig auch auf Sportrasenflächen eine dominierende Grasart ist. Der Mineralstofftransfer aus dem Boden in die oberirdischen Pflanzenteile erfolgt auf dem systemischen Pfad über das Xylem und auf dem Verschmutzungspfad. Da die oberirdischen Pflanzenteile vor der Mineralstoffanalyse gründlich gewaschen wurden, wurde der Transfer über den Verschmutzungspfad nicht berücksichtigt. Bei Überkopfbewässerung kann auch eine Mineralstoffaufnahme aus dem Bewässerungswasser über die Blätter stattfinden. Während der Versuchsdauer von 390 Tagen wurden die Sprosse 15 x geschnitten. Nach dem letzten Schnitt wurden auch die Wurzeln und Stoppeln geerntet und Bodenproben für die Analyse des pH-Wertes und NH_4NO_3-löslicher Mineralstoffe entnommen.

Die im gesamten Versuchszeitraum verabreichte Bewässerungsmenge bzw. der Wasserverbrauch durch Transpiration und Evaporation lag zwischen 29 und 37 Liter je Gefäß (Tabelle 30). Die aus der Differenz der Wasserzufuhr in Gefäßen mit und ohne Pflanzen ermittelte Transpiration lag zwischen 14 und 22 Liter je Gefäß. Die Bewässerungsmethode hatte keinen signifikanten Einfluss auf den Wasserverbrauch. Je nach Klarlaufanteil lag die Cd-Zufuhr mit dem Bewässerungswasser zwischen 0 und 334 µg/Gefäß bzw. 0 und 45 µg Cd/kg Boden (Tabelle 30).

Tabelle 30: Einfluss der Bewässerungsmethode und des Klarlaufanteils im Bewässerungswasser auf die Wasserzufuhr, den Wasserverbrauch durch Transpiration und die mit dem Bewässerungswasser erfolgte Cd-Zufuhr; Mittelwerte ± Standardabweichung, n = 4.

Bewässerungs-methode	Anteil	Wasserzufuhr	Transpiration	Cd-Zufuhr	Cd-Zufuhr
	%	L/Gefäß		µg/Gefäß	µg kg^{-1} Boden
Ackerboden					
Bodennah	0	32 ± 6,4	17 ± 6,4	0	0
	50	32 ± 4,4	17 ± 4,4	161 ± 22	21 ± 3
	100	29 ± 9,2	14 ± 9,2	295 ± 92	39 ± 12
Überkopf	0	37 ± 5,5	22 ± 5,5	0	0
	50	36 ± 7,8	21 ± 7,8	181 ± 39	24 ± 5
	100	33 ± 6,7	18 ± 6,7	334 ± 67	45 ± 9
Rasentragschicht					
Bodennah	0	35 ± 0,7	20 ± 0,7	0	0
	50	36 ± 2,3	21 ± 2,3	181 ± 12	24 ± 2
	100	32 ± 0,5	18 ± 0,5	323 ± 5	43 ± 1
Überkopf	0	35 ± 2,0	20 ± 2,0	0	0
	50	33 ± 1,7	18 ± 1,7	166 ± 8	22 ± 1
	100	29 ± 1,5	14 ± 1,5	291 ± 15	39 ± 2

3.1.3.1 Wachstum

Die Bewässerungsmethode, der Klarlaufanteil und der Versuchsboden hatten keinen signifikanten Einfluss auf die über alle 15 Ernten akkumulierte Spross- und Gesamtpflanzentrockenmasse (Tabelle 31).

Tabelle 31: Einfluss der Bewässerungsmethode und des Klarlaufanteils im Bewässerungswasser auf die über 15 Ernten akkumulierte Sprosstrockenmasse und Gesamtpflanzen-trockenmasse von deutschem Weidelgras in dem Ackerboden und der Rasentragschicht; Mittelwerte ± Standardabweichung, n = 4; nb nicht bestimmt.

Bewässerungs-methode	Anteil %	Spross-TM g/Gefäß	Pflanzen-TM g/Gefäß
Ackerboden			
Boden	0	52 ± 8,8	71 ± 9,7
	50	62 ± 13,6	90 ± 18,0
	100	55 ± 23.8	74 ± 29,5
Überkopf	0	59 ± 7,1	84 ± 10,6
	50	70 ± 19,4	95 ± 24,8
	100	61 ± 18,0	87 ± 28,1
Rasentragschicht			
Boden	0	50 ± 0,9	60 ± 2,3
	50	64 ± 4,1	nb
	100	55 ± 2,1	72 ± 3,1
Überkopf	0	48 ± 2,2	68 ± 8,0
	50	53 ± 4,6	nb
	100	47 ± 4,1	61 ± 5,2

3.1.3.2 Cd-Gehalte in den Pflanzen

Die Cd-Konzentrationen waren im Spross geringer als in den Stoppeln und in den Stoppeln deutlich geringer als in den Wurzeln (Tabelle 32). In den Stoppeln und Wurzeln nahmen die Cd-Konzentrationen mit zunehmendem Klarwasseranteil am Bewässerungswasser zu. Der Einfluss des Klarwasseranteils auf die Cd-Konzentration im Spross war abhängig vom Boden. Bei Pflanzenkultur in der Rasentragschicht nahm die Cd-Konzentration im Spross mit zunehmendem Klarwasseranteil zu. Bei Pflanzenkultur im Ackerboden war die Wirkung des Klarwasseranteils abhängig von der Bewässerungsmethode. Die Bewässerung mit 100 % Klarlauf führte bei Überkopfbewässerung zu den geringsten und Bodenbewässerung zu den höchsten Spross-Cd-Gehalten (Tabelle 32). Überkopfbewässerung führte im Ackerboden zu höheren Cd-Gehalten im Spross als Bodenbewässerung, während in der Rasentragschicht kein signifikanter Effekt der Bewässerungsmethode auftrat.

Tabelle 32: Wirkung der Bewässerungsmethode und des Klarlaufanteils auf die Cd-Konzentrationen in verschiedenen Pflanzenorganen von Weidelgras bei Pflanzenkultur im Ackerboden und in der Rasentragschicht; Probenahme bei der letzten Ernte; Mittelwerte ± Standardabweichung, n = 4; nb nicht bestimmt; Tab. unten P-Werte für die 3-faktorielle Varianzanalyse.

Bewässerungs-methode	Anteil	Pflanzenorgan		
	%	Spross	Stoppeln	Wurzeln
		mg Cd kg^{-1} Trockenmasse		
Ackerboden				
Boden	0	0,3 ± 0,15	0,3 ± 0,16	2,4 ± 1,02
	50	0,3 ± 0,15	1,5 ± 0,36	3,3 ± 1,35
	100	0,5 ± 0,12	3,1 ± 0,38	6,7 ± 4,09
Überkopf	0	0,7 ± 0,35	0,8 ± 0,12	3,1 ± 0,35
	50	0,7 ± 0,26	1,5 ± 0,22	3,5 ± 1,00
	100	0,5 ± 0,07	2,1 ± 0,49	4,5 ± 2,67
Rasentragschicht				
Boden	0	0,04 ± 0,046	0,7 ± 0,36	0,6 ± 0,10
	50	0,22 ± 0,165	nb	nb
	100	0,53 ± 0,048	2,6 ± 0,26	6,3 ± 1,30
Überkopf	0	0,04 ± 0,034	0,5 ± 0,05	0,6 ± 0,05
	50	0,15 ± 0,016	nb	nb
	100	0,54 ± 0,072	2,2 ± 0,33	7,4 ± 1,70

Varianzursache	Cd Spross	Cd Stoppel	Cd Wurzel
	P-Werte		
Boden	< 0,001	0,543	0,732
Bewässerungsmethode	0,008	0,073	0,903
Klarlaufanteil	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Boden x Bewässerungsmethode	0,002	0,504	0,404
Boden x Klarlaufanteil	< 0,001	0,297	< 0,001
Bewässerungsmethode x Klarlaufanteil	0,066	< 0,001	0,478
Boden x Bmeth x Klarlaufanteil	0,051	0,003	0,130
nur Ackerboden			
Bewässerungsmethode	0,003	0,343	0,598
Klarlaufanteil	0,719	< 0,001	0,015
Bewässerungsmethode x Klarlaufanteil	0,044	< 0,001	0,187
nur Rasentragschicht			
Bewässerungsmethode	0,614	0,092	0,353
Klarlaufanteil	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Bewässerungsmethode x Klarlaufanteil	0,883	0,672	0,342

3.1.3.3 Bodengehalt an mobilem Cd und Boden-pH

Die Boden-pH-Werte am Versuchsende waren im Ackerboden signifikant geringer als in der Rasentragschicht (Tabelle 33). Im Ackerboden war der pH-Wert bei Bewässerung mit Osmosewasser geringer als bei Bewässerung mit 50 oder 100 % Klarlauf. Die Bewässerungsmethode hatte keinen signifikanten Effekt auf den pH-Wert. In der Rasentragschicht war die Wirkung des Klarlaufanteils auf den pH-Wert abhängig von der Bewässerungsmethode. Bei Bewässerung mit 100 % Klarlauf war der pH-Wert nur bei Bodenbewässerung aber nicht bei Überkopfbewässerung erhöht (Tabelle 33).

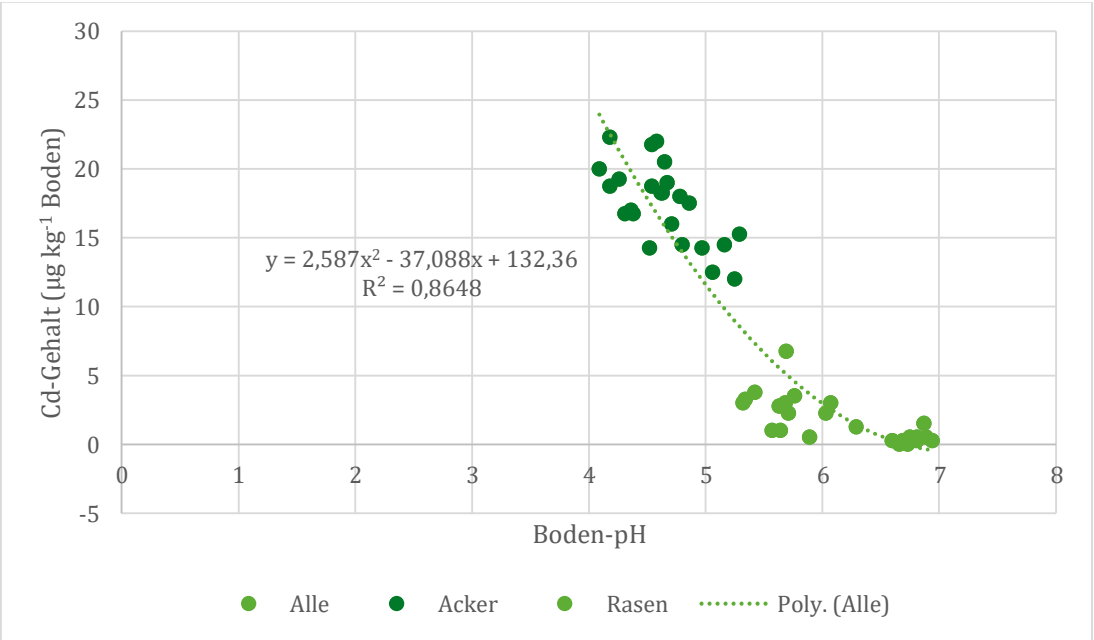
Tabelle 33: Einfluss der Bewässerungsmethode und des Klarlaufanteils im Bewässerungswasser auf den Boden-pH-Wert und den Gehalt an mobilem Cd zu Versuchsende; Mittelwerte ± Standardabweichung, n = 4; Tab. unten P-Werte für die 3-faktorielle Varianzanalyse.

Bewässerungsmethode	Anteil %	Boden-pH-Wert	Boden-Cd-Gehalt µg kg^{-1} Boden
Ackerboden			
Bodennah	0	4,3 ± 0,1	19 ± 3
	50	4,7 ± 0,1	18 ± 1
	100	4,8 ± 0,2	17 ± 3
Überkopf	0	4,3 ± 0,2	18 ± 3
	50	4,8 ± 0,2	16 ± 3
	100	4,9 ± 0,4	18 ± 5
Rasentragschicht			
Bodennah	0	6,0 ± 0,5	1,0 ± 0,5
	50	5,8 ± 0,2	2,0 ± 0,3
	100	6,8 ± 0,1	0,4 ± 0,01
Überkopf	0	6,7 ± 0,1	0,2 ± 0,1
	50	5,4 ± 0,2	3,0 ± 0,1
	100	6,2 ± 0,5	2,0 ± 1,0

Varianzursache	Boden-pH	Boden-Cd-Gehalt
	P-Werte	
Boden	< 0,001	< 0,001
Bewässerungsmethode	0,994	0,784
Klarlaufanteil	0,008	0,942
Bod x Bew	0,588	0,400
Bod x Anteil	0,209	0,297
Bew x Anteil	0,035	0,199
Bod x Bew x Anteil	0,022	0,977

Die Gehalte an NH_4NO_3-löslichem Cd waren im Ackerboden signifikant höher als in der Rasentragschicht (Tabelle 33). Der Klarlaufanteil im Bewässerungswasser und die Bewässerungsmethode hatten keinen signifikanten Effekt auf die Gehalte an mobilem Cd im Boden (Tabelle 33). Die Gehalte an mobilem Cd waren eng korreliert mit dem Boden-pH-Wert und nahmen mit zunehmendem pH-Wert ab (Abbildung 60).

Abbildung 60: Einfluss des Boden-pH-Wertes auf die Gehalte an NH_4NO_3-löslichem Cd im Boden; die Symbole stellen die Messwerte der Gefäße mit Ackerboden (Acker) und Rasentragschicht (Rasen) dar.



Quelle: eigene Darstellung, HUB.

3.1.3.4 Nährstoffwirkung

Im Ackerboden waren die Bodengehalte an NH_4NO_3-löslichem Ca, K, Mg und S bei Bewässerung mit Osmosewasser deutlich geringer als bei Bewässerung mit 50 oder 100 % Klarlauf, während der Klarlaufanteil keinen Einfluss auf die P-Gehalte hatte (Tabelle 34). Die Bewässerungsmethode hatte keinen signifikanten Effekt auf die Nährstoffgehalte im Boden. In der Rasentragschicht waren die Bodengehalte an K, Mg und S bei Bewässerung mit 100 % Klarlauf deutlich höher als bei geringerem Klarlaufanteil, während der Klarlaufanteil auf die Ca- und P-Gehalte im Boden nur einen geringen Effekt hatte (Tabelle 34).

Tabelle 34: Einfluss der Bewässerungsmethode und des Klarlaufanteils im Bewässerungswasser auf die Gehalte an NH_4NO_3-löslichen Mineralstoffen im Ackerboden und in der Rasentragschicht zu Versuchsende;
Mittelwerte von 4 Wiederholungen ± Standardabweichungen.

Bewässerungs-methode	Anteil	Ca	K	Mg	P	S
	%	mg kg^{-1} Boden				
Ackerboden						
Bodennah	0	463 ± 103	45 ± 50	31 ± 20	4 ± 2	5 ± 5
	50	646 ± 52	106 ± 62	60 ± 7	5 ± 1	86 ± 18
	100	687 ± 46	174 ± 99	70 ± 5	5 ± 2	120 ± 45
Überkopf	0	440 ± 141	26 ± 25	26 ± 19	4 ± 1	5 ± 3
	50	688 ± 70	74 ± 70	53 ± 11	4 ± 2	99 ± 31
	100	682 ± 46	99 ± 70	61 ± 6	3 ± 1	138 ± 27
Rasentragschicht						
Bodennah	0	756 ± 111	6 ± 1	17 ± 3	9 ± 1	1 ± 0,2
	50	633 ± 20	7 ± 1	23 ± 2	4 ± 1	37 ± 4
	100	843 ± 102	39 ± 7	53 ± 5	10 ± 3	141 ± 30
Überkopf	0	823 ± 29	7 ± 1	20 ± 2	13 ± 3	2 ± 0,2
	50	621 ± 40	9 ± 3	24 ± 2	5 ± 1	29 ± 3
	100	760 ± 45	44 ± 10	44 ± 3	8 ± 2	87 ± 22

Die S-Gehalte in der Spross- und Stoppeltrockenmasse waren bei Bewässerung mit Osmosewasser deutlich geringer als bei Bewässerung mit Klarlauf, während die P-Gehalte höher waren (Tabelle 35). Der Klarlaufanteil im Bewässerungswasser hatte keine einheitliche Wirkung auf die Gehalte an Ca und Mg in den Pflanzen. Die Bewässerungsmethode hatte keine einheitliche Wirkung auf die Nährstoffgehalte in den Pflanzen.

Tabelle 35: Einfluss der Bewässerungsmethode und des Klarlaufanteils im Bewässerungswasser auf die Nährstoffgehalte in der Spross- und Stoppeltrockenmasse von Weidelgras bei der letzten Ernte; Mittelwerte der 4 Ernten ± Standardabweichung.

Bewässerungs-methode	Anteil	S	Ca	Mg	P
	%	g kg^{-1} Sprosstrockenmasse			
Ackerboden					
Bodennah	0	1,7 ± 0,5	15,0 ± 2,5	2,9 ± 0,4	5,3 ± 0,3
	50	3,0 ± 0,2	11,7 ± 0,9	2,5 ± 0,3	4,4 ± 0,3
	100	3,2 ± 0,3	12,4 ± 0,7	2,4 ± 0,2	4,5 ± 0,9
Überkopf	0	1,6 ± 0,4	18,8 ± 1,3	3,2 ± 0,3	5,4 ± 0,4
	50	3,4 ± 0,2	12,1 ± 0,6	2,8 ± 0,4	4,4 ± 0,4
	100	3,3 ± 0,3	15,5 ± 1,1	2,7 ± 0,2	4,4 ± 0,3
Rasentragschicht					
Bodennah	0	1,8 ± 0,2	31,8 ± 6,5	3,1 ± 0,1	5,4 ± 0,4
	50	3,0 ± 0,1	25,4 ± 1,6	3,3 ± 0,1	4,4 ± 0,4
	100	3,4 ± 0,2	28,6 ± 0,8	2,8 ± 0,2	3,9 ± 0,2
Überkopf	0	1,6 ± 0,2	32,2 ± 1,7	3,1 ± 0,2	5,3 ± 0,3
	50	3,2 ± 0,1	25,4 ± 3,1	3,1 ± 0,3	4,6 ± 0,3
	100	3,5 ± 0,3	25,1 ± 2,2	3,0 ± 0,3	4,6 ± 0,2
		g kg^{-1} Stoppeltrockenmasse			
Ackerboden					
Bodennah	0	1,3 ± 0,4	12,0 ± 1,9	1,7 ± 0,3	3,8 ± 0,5
	50	3,6 ± 1,0	14,3 ± 1,8	1,5 ± 0,1	3,8 ± 0,2
	100	5,7 ± 2,3	17,6 ± 5,2	1,6 ± 0,1	3,8 ± 0,7
Überkopf	0	1,5 ± 0,4	12,7 ± 1,7	2,0 ± 0,3	3,6 ± 0,3
	50	3,1 ± 0,8	13,8 ± 3,4	2,1 ± 0,2	3,5 ± 0,2
	100	6,4 ± 2,0	24,9 ± 8,8	2,8 ± 0,8	3,2 ± 0,2
Rasentragschicht					
Bodennah	0	1,4 ± 0,1	32,2 ± 1,9	1,7 ± 0,1	4,6 ± 0,3
	50	nb	nb	nb	nb
	100	7,9 ± 0,5	30,9 ± 1,5	2,4 ± 0,2	3,0 ± 0,3
Überkopf	0	1,3 ± 0,1	27,3 ± 7,1	1,7 ± 0,4	3,7 ± 0,1
	50	nb	nb	nb	nb
	100	6,5 ± 0,6	28,6 ± 3,5	2,8 ± 0,3	3,5 ± 0,3

3.1.4 Zusammenfassung

In Gefäßversuchen mit Rucola, Sommergerste und Deutschem Weidelgras wurde die Wirkung von Bewässerung mit Klarlauf auf das Pflanzenwachstum und die Mineralstoffgehalte in Pflanzen und Boden untersucht. Die Versuche wurden mit zwei Böden (Ackerboden, Rasentragschicht) durchgeführt. Der Klarwasseranteil am Bewässerungswasser (0, 50 oder 100 %) und die Bewässerungsmethode (Boden- oder Überkopfbewässerung) wurden variiert. Die Cd-Konzentration in dem Klarwasser wurde durch $CdSO_4$-Zugabe auf 10 µg/L eingestellt.

Die Böden wurden wiederholt gedüngt, um Nährstoffmangel bei den Pflanzen zu vermeiden. Daher wirkte sich die erhöhte Nährstoffzufuhr über Klarwasser enthaltendes Bewässerungswasser nicht auf das Pflanzenwachstum aus.

Bewässerung mit Cd-haltigem Klarwasser führte zu einer Erhöhung der Cd-Gehalte in den Pflanzen. Zugleich führte der niedrigere pH-Wert des Ackerbodens zu einer deutlich höheren Cadmium-Aufnahme durch die Pflanzen. Bei im Ackerboden kultiviertem Rucola wurden bei allen Ernten die nach EU-Verordnung (Verordnung (EU) 2023/915, 2023) zulässigen Höchstgehalte von 0,1 mg Cd/kg Frischmasse deutlich überschritten. Bei Sommergerste erhöhten sich vor allem die Cd-Gehalte im Stroh und in den Wurzeln, während die Cd-Gehalte in den Körnern nur wenig beeinflusst wurden. Der in allen Varianten vorgefundene Cd-Gehalt in den Körnern liegt über dem zulässigen Höchstgehalt von 0,05 mg Cd/kg Trockenmasse der EU-Verordnung (Verordnung (EU) 2023/915, 2023) für die Verwendung des Korns als Brotgetreide.

Bei Bewässerung mit Klarlauf war der Cd-Entzug durch die Pflanzen vor allem bei Sommergerste deutlich geringer als die Zufuhr zum Boden mit dem Bewässerungswasser. Dennoch waren die Gehalte an NH_4NO_3-löslichem Cd im Boden auf mit Cd-haltigem Klarwasser bewässertem Boden mit einer Ausnahme (Rasentragschicht nach der Kultur von Sommergerste) geringer als die Gehalte im mit Osmosewasser bewässertem Boden. Das war vermutlich darauf zurückzuführen, dass die Bewässerung mit Klarlauf zu einer Erhöhung des Boden-pH-Wertes führte und die Bewässerung mit Klarlauf damit Düngekalk ersetzen könnte. Die Gehalte an NH_4NO_3-löslichem Cd waren eng mit dem Boden-pH korreliert und nahmen mit zunehmendem pH-Wert ab. Es wird vermutet, dass die Verwendung von Klarlauf mit weniger ausgeprägter Gesamthärte als Bewässerungswasser zu keinen oder geringeren pH-Wert Änderungen führt.

Die Bewässerung mit Klarlauf führte zu einer deutlichen Erhöhung der Bodengehalte an S, Ca und Mg und der Pflanzengehalte an S. Bei einem Klarlaufanteil von 100 % lag die mit dem Klarlauf zugeführte P-Menge bei maximal 2 % des P-Entzuges mit der geernteten Pflanzenbiomasse. Das heißt, auch wenn die gesamte Wasserzufuhr über Klarlauf (nach P-Elimination) erfolgen würde, könnte praktisch kein Dünger-P substituiert werden. Bei den anderen Makronährstoffen lag der potenzielle Beitrag der im Klarlauf enthaltenen Nährstoffe bei einem Klarlaufanteil von 50 % je Pflanzenart für K zwischen 10 und 20 %, und für Ca, Mg und S zwischen 40 (Rucola) und über 100 % (Sommergerste).

3.2 Lysimeterstudien

Lysimeter sind wichtige Instrumente in der Umweltforschung, um den Wasser- und Stofftransport im Boden unter kontrollierten Bedingungen zu untersuchen. Sie ermöglichen eine präzise Untersuchung der Bildung von Sickerwasser, der Auswaschung von Nährstoffen sowie den Wechselwirkungen zwischen Boden und Atmosphäre. Ziel des Experiments ist das Verhalten von PM-Stoffen durch die Bodenschichten auf dem Weg in Richtung Grundwasser zu untersuchen.

Für den Versuch wurden zwölf Handlysimeter (HL 1-12) mit einem Durchmesser von 15,3 cm mit Ackerboden aus Brandenburg befüllt. Der Bodenkörper besteht aus 60 cm Bodenmaterial: 30 cm AP-Horizont, 20 cm B-Horizont und eine 10 cm Drainageschicht aus Kies. Unterhalb des Bodenkörpers befindet sich eine 1-Liter-Probenahmeflasche, die das Sickerwasser sammelt. Das Gesamtgewicht eines Handlysimeters beträgt 20,967 kg.

Sechs der Lysimeter (HL 1-6) wurden mit Weidelgras bepflanzt, während die restlichen sechs (HL 8-12) ohne Bepflanzung blieben. Acht Handlysimeter wurden mit dotiertem Klarlauf (5 µg/L Konzentration vom UFZ) der Kläranlage Stahnsdorf bewässert (HL 1-4, 7-10), während vier als Nullvarianten betrieben und ausschließlich mit Leitungswasser bewässert wurden (HL 5+6, 11+12)

Nach Versuchsende wurden Bodenproben aus verschiedenen Tiefen (0-4 cm, 8-12 cm, 28-32 cm, 46-50 cm) entnommen, um Aussagen über das Sorptionsverhalten treffen zu können.

Neben den Lysimetern ist eine Wetterstation installiert, die täglich die klimatischen Bedingungen erfasst. Diese Daten fließen während des gesamten Versuchs in die Analyse mit ein.

4 Risikoabschätzung

4.1 Spurenstoffanalysen in Wasser, Boden und Pflanzen

Für eine Analyse der Spurenstoffe wurden zunächst bestehende Methoden (Analysemethoden der SFC-MS/MS sowie Extraktionsmethoden für alle Matrices) angepasst und optimiert. Für die Analyse mittels SFC-MS/MS wurden verschiedene Parameter (Säulenmaterial, Gradientenlaufzeit, Pufferzusatz der mobilen Phase sowie Lösungsmittel der Probe), die die Auftrennung des jeweiligen Stoffgemisches beeinflussen, untersucht. Die ausgewählten Methoden wurden unter Beachtung folgender Parameter optimiert: linearer Bereich, Bestimmtheitsmaß, Nachweis- und Bestimmungsgrenzen, Matrixeffekte, Richtigkeit und Präzision. Die Validierungsparameter für Abwasser und Pflanzen sind in zwei Publikationen von Seelig et al. (2024, 2025) veröffentlicht worden.

4.1.1 Pflanzenaufnahme von PM-Stoffen

PM-Stoffe sind oft nur schwer aus dem Abwasser zu entfernen, selbst wenn Technologien der 4. Reinigungsstufe eingesetzt werden (I. J. Neuwald et al., 2023), und müssen daher im Rahmen einer landwirtschaftlichen Abwasserwiederverwertung kritisch betrachtet werden. Um eine Analytik von PM-Stoffen in Pflanzenmaterial zu ermöglichen wurde die Trocknung der Proben untersucht. In letzterem Fall wurde dazu die Trocknung bei 60 °C vor dem Probenversand und die Gefriertrocknung nach dem Probenversand verglichen. Dabei zeigte sich, dass die Konzentrationen an PM-Stoffen mittels Gefriertrocknung signifikant niedriger waren. Vermutet wird, dass durch den Probenversand und das Antauen der Pflanzenproben, Zellen innerhalb der Pflanze platzen und so Xylemsaft austritt, wodurch die Konzentration beeinflusst würde. Da eine partielle Zersetzung der PM-Stoffe bei einer Trocknung von 60 °C nicht ausgeschlossen werden konnte wurde, wurden die Proben schlussendlich bei 30 °C in einem Umluftofen getrocknet.

Rucola Pflanzen (Eruca sativa, var. Speedy) wurden in zwei Experimenten untersucht. Dabei wurden jeweils vier Pflanztöpfe (Replikate) mit einer Lösung der untersuchten PM-Stoffen (10 µg/L) und drei Klarwasseranteilen der Kläranlage Ruhleben im Bewässerungswasser (0, 50 und 100 % Klarwasser) bewässert. Details der Bewässerungsversuche sind in Kapitel 3.1.1 dargestellt.

Wurzeln und Blätter der mit PM-Stoff Lösung (10 µg/L) bewässerten Pflanzen wurden auf 61 PM-Stoffe analysiert, wovon 57 in Konzentrationen von 0,1 bis 1.106 ng/g (Trockengewicht, Blätter) beziehungsweise 0,2 bis 96 ng/g (Trockengewicht, Wurzeln) detektiert wurden (Seelig et al., 2025). Die Aufnahme von Chemikalien in Pflanzen wird stark durch die aufgenommene Wassermenge beeinflusst. Aus diesem Grund wurde während der Experimente die Wasseraufnahme in die bewässerten Pflanzen abgeschätzt (siehe Kap. 3.1.1). Damit konnten die in den Pflanzen detektierten Mengen der PM-Stoffe auf die theoretisch maximal aufgenommene Menge (berechnet aus Wasseraufnahme der Pflanze und Konzentration im Bewässerungswasser) normiert werden.

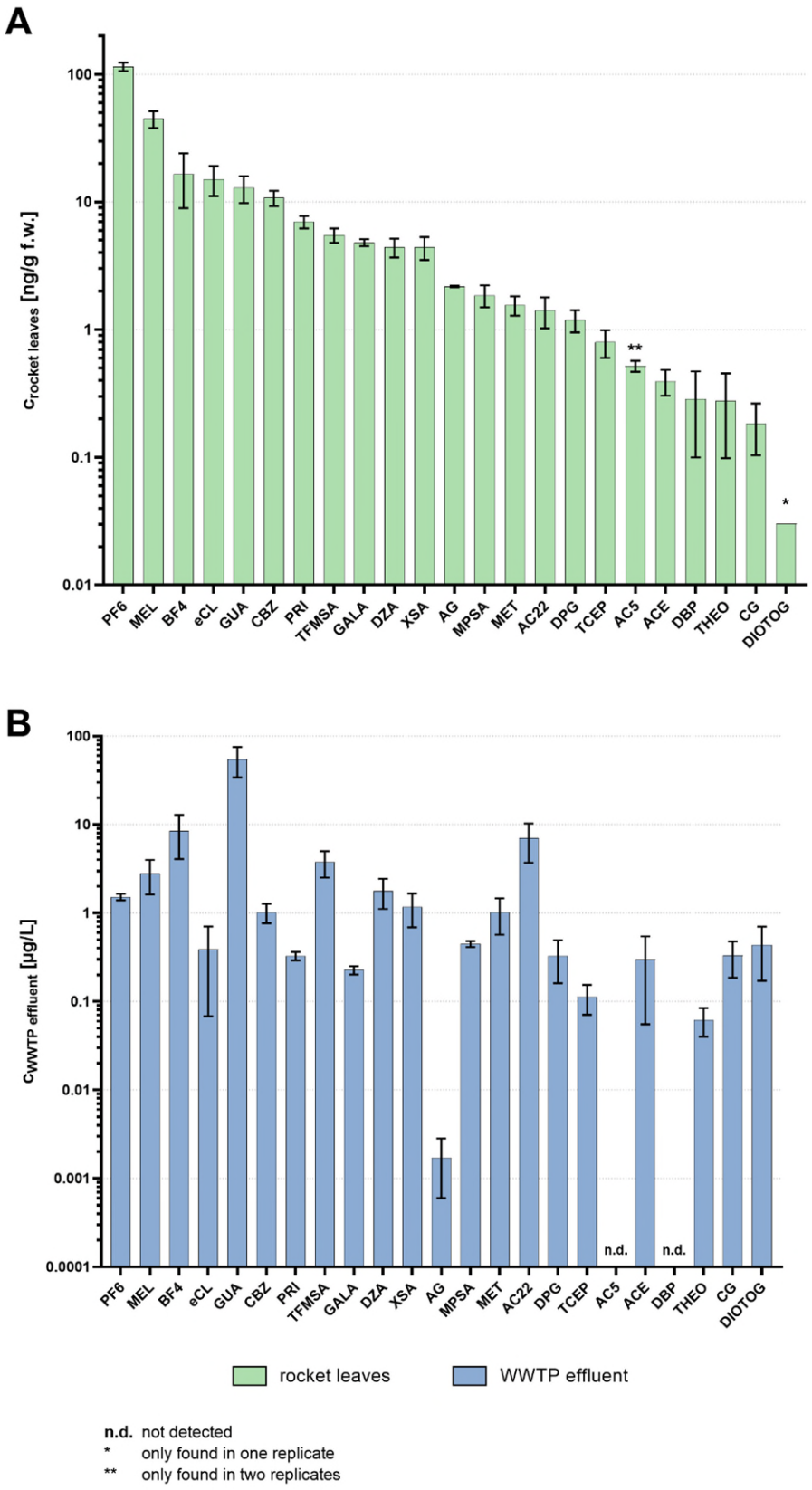
Die hieraus resultierende relative Aufnahme (relative uptake – RU) wird im Folgenden für die Diskussion der Pflanzenaufnahme verwendet. Die RU der untersuchten PM-Stoffe (Abbildung 63) reicht von 0,01 % für Diclofenac (DCF) bis 73 % für Perfluorpropionsäure (PFPrA) und umfasst somit 4 Größenordnungen. Carbamazepin, dessen Pflanzenaufnahme gut untersucht ist, wird oft als sehr gut aufgenommene Substanz betrachtet (Ben Mordechay et al., 2021; Manasfi et al., 2021; Riemenschneider et al., 2016). I In dieser Studie hat Carbamazepin einen RU von 35 %. Im Median der vier Replikate wurden sieben PM-Stoffe besser aufgenommen als Carbamazepin, nämlich PFPrA (median RU 73 %), Oxipurinol (OXI, 70 %), Trifluoressigsäure (TFA, 67 %),

Trifluormethansulfonsäure (TFMSA, 42 %), Bistriflimid (NTf2, 41 %), Tetrafluoroborat (BF4, 40 %) und Hexafluorophosphat (PF6, 38 %, Abbildung 63). Dies unterstreicht das hohe Aufnahmepotenzial einiger PM-Stoffe in bewässerte Pflanzen. Interessanterweise handelt es sich bei 6 dieser 7 Analyte um Anionen, wovon 4 PFAS (PFPrA, TFA, TFMSA, NTf2) und 2 fluorierte anorganische Anionen (BF4, PF6) sind. Ein wichtiger Faktor in der starken Anreicherung in Pflanzen könnte hier neben der Mobilität die sehr hohe Persistenz dieser Analyte sein, die einen schnellen mikrobiellen Abbau bis zum Erreichen der Pflanzenwurzeln oder eine Transformation in der Planze verhindert.

Im Rahmen der Experimente mit der Bewässerung von drei Klarwasseranteilen im Bewässerungswasser (0, 50 und 100 % Klarwasser) konnten im Ablauf der kommunalen Kläranlage Ruhleben (100 % Klarwasser) 39 der 61 PM-Stoffe detektiert werden. Eine Bewässerung von Rucola mit diesem Abwasser führte zur Detektion von 23 PM Chemikalien in den Blättern der Pflanze in Konzentrationen von 0,2 ng/g für 1,3-Di-o-tolylguanidin bis zu 115 ng/g (Frischgewicht) für Hexafluorophosphat. Da die Bewässerung mit Klarlauf aus Ruhleben der Risikoabschätzung dient, wurde hier nur die PM-Stoff Konzentration in den Blättern (essbare Anteile) bestimmt und auf das Frischgewicht bezogen, wie es für Lebensmittel üblich ist (Abbildung 61).

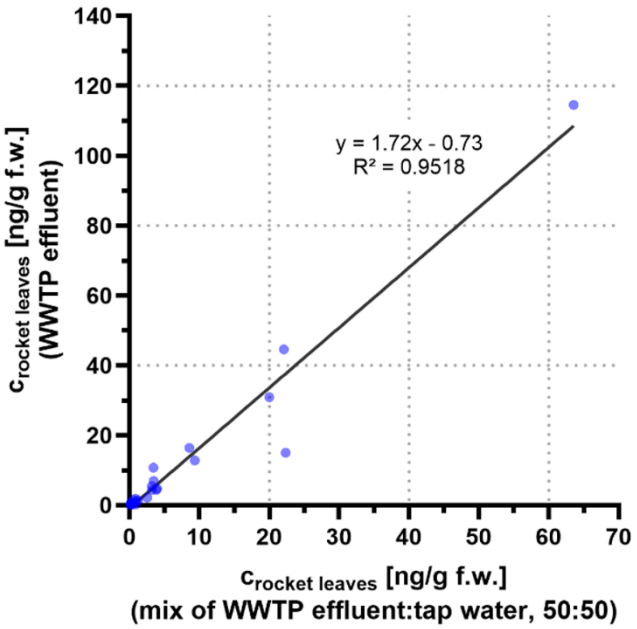
Dieser Vergleich der PM-Stoff Konzentrationen in Rucolablättern zwischen der Bewässerung mit 50 und 100% Klarwasser zeigte ein Konzentrationsverhältnis von 1,6 ± 0,9 (Abbildung 62). Die geringe Abweichung vom erwarteten Verhältnis von 2 kann unteranderem darauf zurückzuführen sein, dass einige der PM-Stoffe im Leitungswasser vorhanden waren (Seelig et al., 2025).

Abbildung 61: Konzentrationen der detektierten PM-Stoffe in a) Rucolablättern in ng/g Frischgewicht und b) Klarwasser der Kläranlage Ruhleben in µg/L.



Quelle: eigene Darstellung, UFZ.

Abbildung 62: Vergleich der Konzentrationen von PM-Stoffen in Rucolablättern bewässert mit 50 und 100 % Klarwasser.



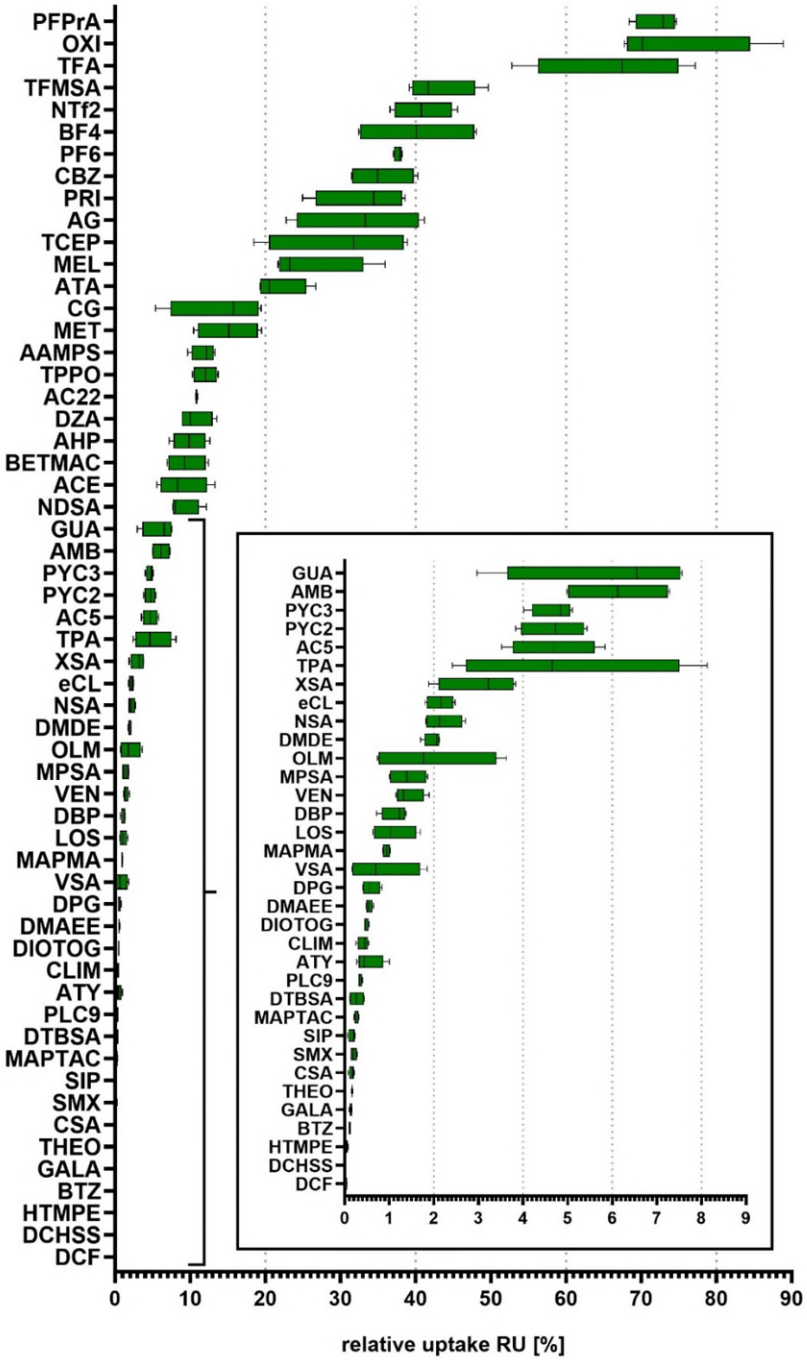
Quelle: eigene Darstellung, UFZ.

Da nur für die Hälfte der 23 in Blättern detektierten PM-Stoffe (Bewässerung mit 100 % Klarwasser) in vivo Toxizitätsdaten verfügbar waren (US EPA, 2016), wurde der Threshold of Toxicological Concern (TTC) Ansatz für die Bewertung verwendet. In diesem Ansatz wird über eine Einteilung der Analyte in sogenannte Cramer Klassen (Cramer et al., 1976) eine Expositions-Dosis (Munro et al., 1996) definiert, unterhalb derer das Gesundheitsrisiko vernachlässigbar ist. Die sich aus den in Rucola gefunden Konzentrationen dieser Stoffe ergebende Exposition wird mit dieser unkritischen Dosis verglichen. Die meisten Analyte fallen in Cramer Klasse III, welche die niedrigste zulässige Dosis von 1,5 µg/kg*d aufweist (Munro et al., 1996).

Basierend auf einem angenommenen Standard-Körpergewicht von 70 kg und den in Rucolablättern ermittelten Konzentrationen, ergibt sich für Melamin die niedrigste zulässige maximale tägliche Verzehrsdosis von 2,3 kg Rucola. Dies liegt weit oberhalb des täglichen von der Deutschen Gesellschaft für Ernährung e.V. empfohlenen Verzehrs für alle Gemüsearten von 400 g/d. Auf dieser Basis geht von der ermittelten PM-Stoff Belastung kein gesundheitliches Risiko aus.

Für eine bessere Abschätzung des humanen Expositionspotenzials mit PM-Stoffen durch landwirtschaftliche Wasserwiederverwendung, wurden Monitoringdaten zu Konzentrationen von PM-Stoffen in behandeltem Kommunalabwasser (C WWTP effl) von Muschket et al. (2024) herangezogen. Hierfür wird das Expositionspotenzial als Produkt aus der relativen Aufnahme (RU) und der Mediankonzentration aus Kläranlagenabläufen (n = 47) definiert und in drei Gruppen eingeteilt (< 1.000, 1.000 – 10.000, und > 10.000; Abbildung 64). Dieses so bestimmte Expositionspotenzial kann Hinweise darauf geben, für welche Stoffe eine toxikologische Beurteilung wichtig erscheint. Dies betrifft insbesondere Analyte, welche der Kategorie mit dem höchsten Expositionspotenzial (> 10.000) zugeordnet wurden, die also sowohl relativ gut in den Pflanzenversuchen aufgenommen wurden (Abbildung 63), als auch in höheren Konzentrationen im Klarwasser auftreten.

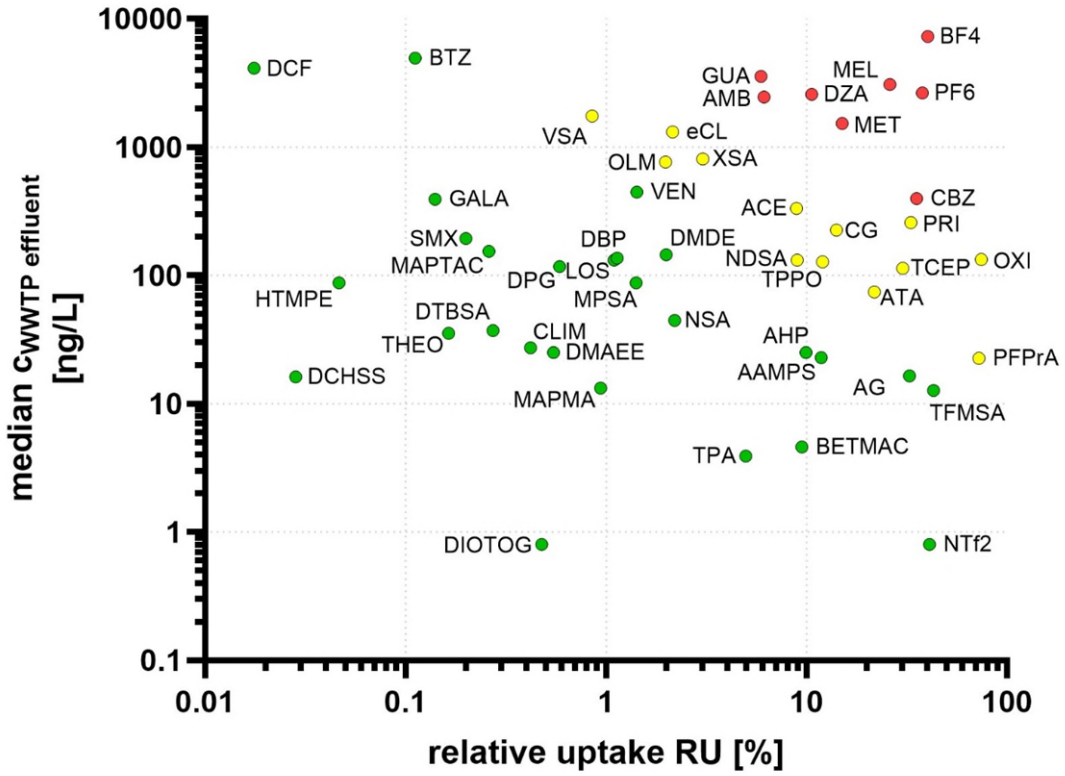
Abbildung 63: Relative Aufnahme in Blättern und Wurzeln (relative uptake - RU) von PM-Stoffen durch Rucola nach Bewässerung mit einer gespikten Modelllösung (Ausgangkonzentration 10 µg/L je Stoff) (Seelig et al., 2025). Die Abkürzungen der PM-Stoffe können dem Abkürzungsverzeichnis entnommen werden.



Quelle: Seelig et al. (2025).

Die Anionen PF6 und BF4, welche das höchste Expositionspotenzial aufweisen (Abbildung 64), konnten jedoch keiner Cramer-Klasse zugeordnet werden. Als anorganische Chemikalien sind sie in den Algorithmen der Cramer-Klassifizierung nicht berücksichtigt.

Abbildung 64: Abschätzung des Humanen Expositionspotenzial im Falle landwirtschaftlicher Abwasser-Wiederverwendung (< 1,000 (grün), 1,000 – 10,000 (gelb) und > 10,000 (rot)).



Quelle: Seelig et al. (2025).

4.1.2 Grundwassergängigkeit von PM-Stoffen

Bei der landwirtschaftlichen Wiederverwendung ist neben der Aufnahme von Mikroschadstoffen in die bewässerten Pflanzen (Humanexposition) deren Durchbruch mit Sickerwasser bis ins Grundwasser zu beachten (Umweltexposition). PM-Stoffe haben hierbei auf Grund ihrer physiko-chemischen Eigenschaften eine besondere Relevanz.

Um das Potential einer großen Anzahl an PM-Stoffen auf einen Durchbruch ins Grundwasser zu untersuchen wurden kleine, nicht-bepflanzte Handlysimeter (Länge 60 cm) mit Klarlauf der Kläranlage Stahnsdorf bewässert, der mit 61 Mikroschadstoffen in einer Konzentration von jeweils 5 µg/L dotiert war. Die Bewässerung erfolgte über einen Zeitraum von 9 Monaten. Der Ablauf der Lysimeter wurde wöchentlich beprobt. Weitere Informationen zur Inbetriebnahme der Lysimeter sind in Kapitel 3.2 aufgeführt.

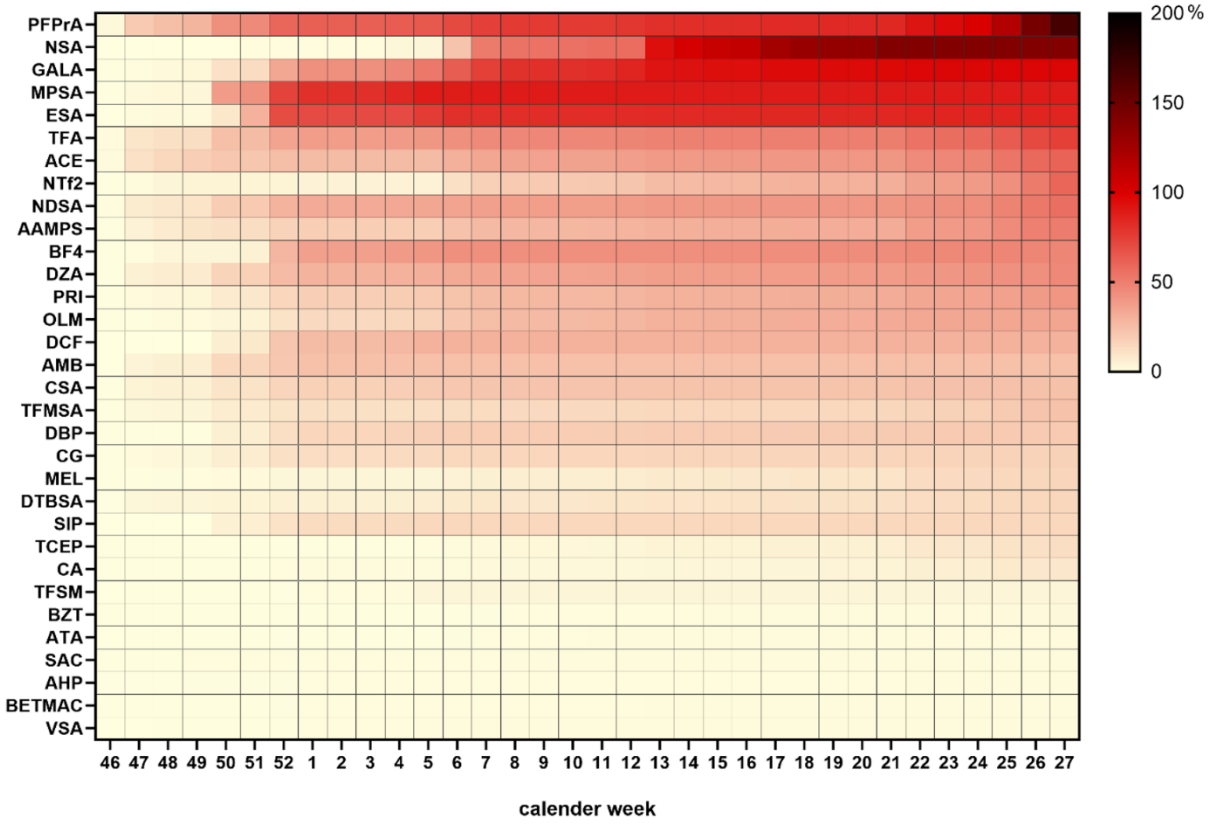
Dabei konnten 53 der 61 PM-Stoffe im Ablauf der Lysimeter oberhalb der Nachweisgrenze detektiert werden. Für eine genauere Bilanzierung wurden zunächst die wöchentlichen Frachten des Zu- und Ablaufs berechnet und dann über die Betriebszeit von 9 Monaten kumuliert. Abbildung 65 zeigt die Fracht der PM-Stoffe im Ablauf normiert auf die Fracht des Zulaufs.

Dabei wurden 0,0003 (Ametryn, ATY) bis 167 % (PFPrA) der kumulierten Gesamtmenge des Zulaufs nach 9 Monaten im Ablauf nachgewiesen. Es zeigte sich, dass 10 PM-Stoffe mit einem Anteil > 50 % im Säulenablauf auftreten und somit besonders mobil zu sein scheinen.

Zu beachten ist, dass es für TFA und PFPrA zu einem zusätzlichen Eintrag über das Niederschlagswasser gekommen sein kann (Berg et al., 2000; Scott et al., 2006), denn die Lysimeter wurden offen betrieben. Dieser Eintrag wurde nicht erfasst und damit auch nicht in die Bilanzierung einbezogen. Naphthalen-1-sulonsäure (NSA) wurde mit 140% im Ablauf detektiert, dass sich durch die Transformation von beispielsweise 1,5-Naphthalendisulfonsäure (NDSA) erklären lassen würde.

Dennoch muss beachtet werden, dass 16 PM-Stoffe (26 %) lediglich einen Austrag < 10 % auf, dass auf eine geringe Mobilität der Substanzen hindeutet.

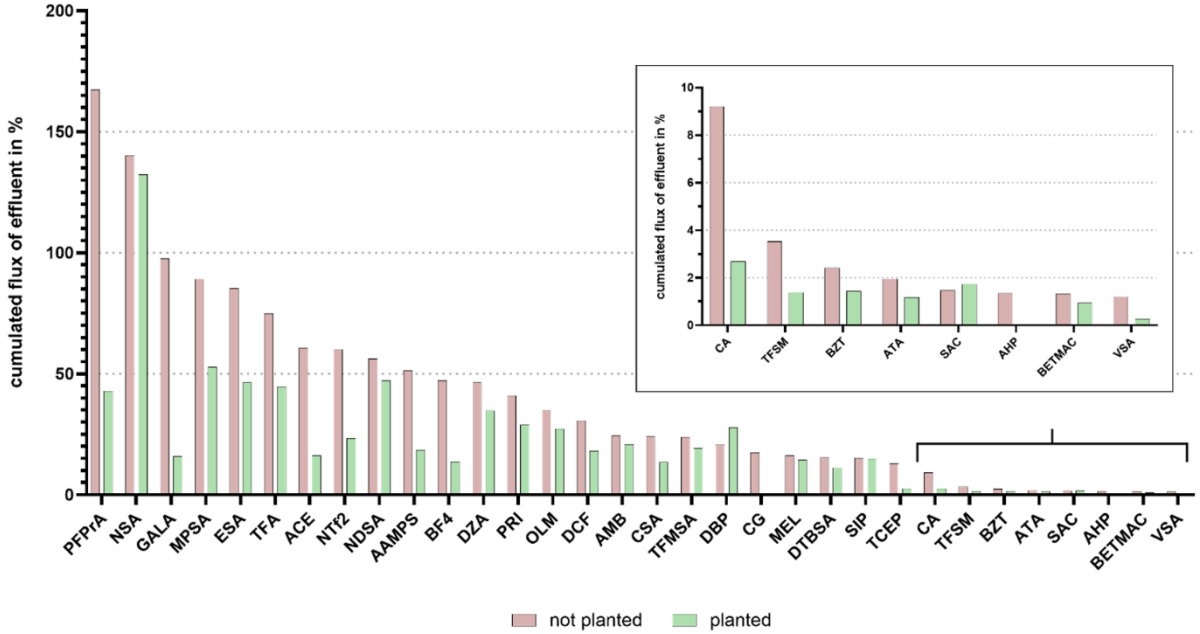
Abbildung 65: Kumulierter Fluss an PM-Stoffen im Ablauf der Testsäulen (60 cm) über den Betriebszeitraum. PM-Stoffe mit einem gesamten prozentualen Anteil von < 1% sind aus der Grafik ausgenommen. Die Abkürzungen der PM-Stoffe können dem Abkürzungsverzeichnis entnommen werden.



Quelle: eigene Darstellung, UFZ.

Zudem wurden mit Weidelgras bepflanzte Lysimeter bewässert, um den Einfluss dieser Bepflanzung im Vergleich mit den nicht-bepflanzten Lysimetern beurteilen zu können (Abbildung 66). Hierbei konnten für die bepflanzten Lysimeter kumulierte Gesamtmengen nach 34 Wochen zwischen 0,002 (ATY) und 132% (NSA) bestimmt werden. Für einen Großteil der im Ablauf, oberhalb der Nachweisgrenze, detektierten PM-Stoffe (82 %) wurden höhere kumulierte Frachten mit einem mittleren Anstieg von 52 %, im Ablauf der nicht-bepflanzten Lysimeter nachgewiesen. Daraus kann geschlossen werden, dass eine potenzielle Verunreinigung des Grundwassers durch die Bewässerung von (Nutz-) Pflanzen und deren Aufnahme von organischen Spurenstoffen reduziert wird. Dieser Effekt ist für viele Stoffe für die eine starke Pflanzenaufnahme beobachtet wurde besonders ausgeprägt (Bsp.: PFPrA, NTf2, BF4). Zusätzlich ist der Wurzelraum von Pflanzen ein Bereich mit stark erhöhter mikrobieller Aktivität, die auch für den mikrobiellen Abbau organischer Spurenstoffe förderlich sein kann.

Abbildung 66: Kumulierte Fracht an PM-Stoffen im Ablauf der Lysimeter (60 cm) über die Betriebszeit von 9 Monaten bezogen auf die kumulierte Fracht im Zulauf in %, für bepflanzte (grün) und nicht-bepflanzte (rot) Lysimeter.

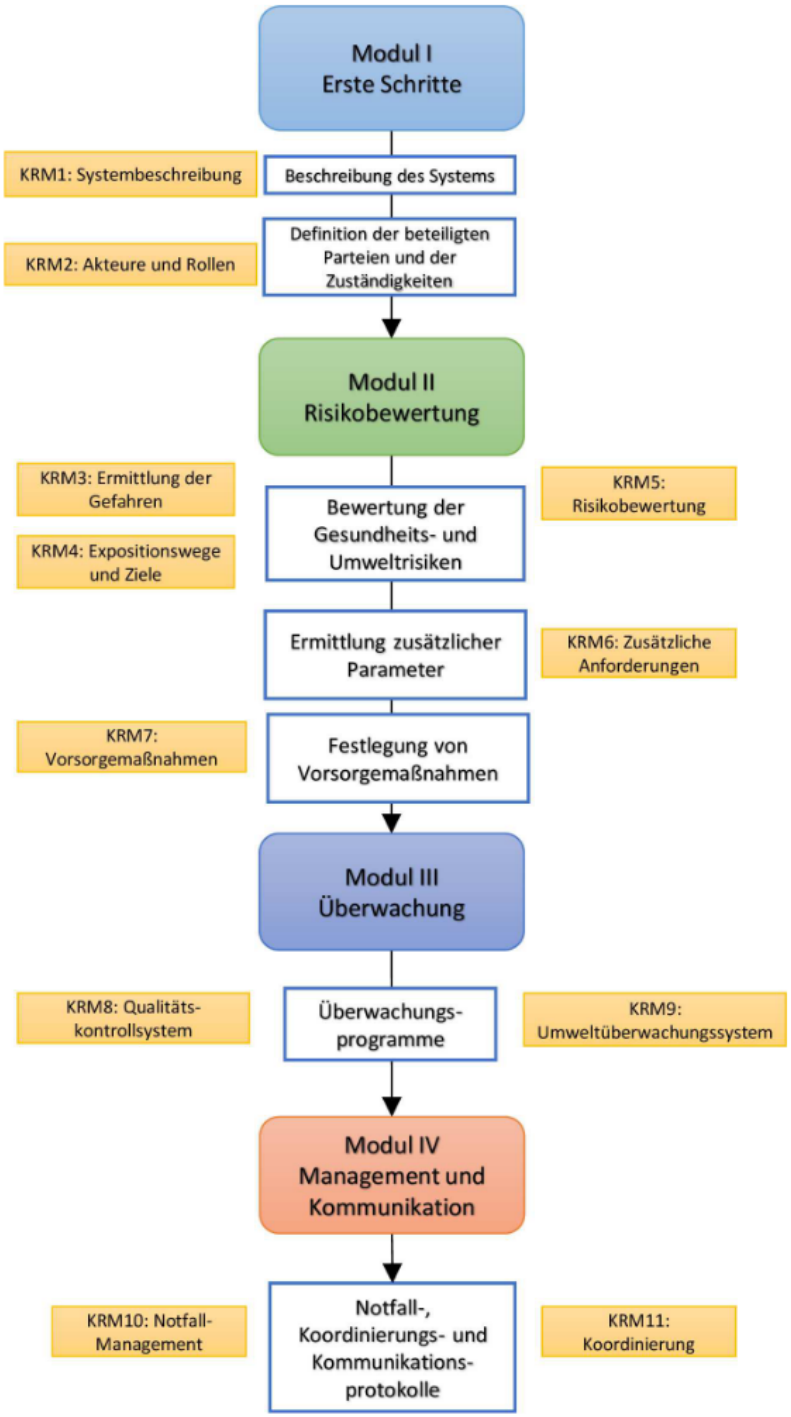


Quelle: eigene Darstellung, UFZ.

4.2 Erstellung eines Risikomanagementplans

Für die Durchführung von Wasserwiederverwendungsprojekten schreibt die EU-Verordnung (REG (EU) 2020/741, 2020) die Erstellung eines Risikomanagementplans (RMP) vor. Abbildung 67 zeigt die Struktur des Risikomanagementplans mit vier Modulen und 11 „key elements of risk management“ (KRM), denen dieses Kapitel folgt und wie sie in den Leitlinien zur Umsetzung der EU-Verordnung vorgeschlagen sind (C 298, 2022).

Abbildung 67: KRM für die Wiederverwendung Wasser, die in vier Module gegliedert sind, um die Ausarbeitung eines Risikomanagementplans zu unterstützen.



Quelle: EU (C 298, 2022).

4.2.1 Modul I: Erste Schritte

Das Modul I „Erste Schritte“ beinhaltet die ersten beiden wesentliche Elemente des Risiko-managements. Die Systembeschreibung (KRM 1) umfasst die Charakterisierung des Wasseraufbereitungssystems. Außerdem sollte die Pump-, Speicher- und Verteilerinfrastruktur beschrieben werden. Auch die Beschreibung des Verwendungszwecks ist Teil des KRM 1. Ebenso muss die Umwelt an dem Ort der Wasserwiederverwendung charakterisiert werden. Teil dessen ist zum Beispiel die Beschreibung des Wetters, des Bodens sowie Grund- und Oberflächenwasser in der Umgebung. Ein weiterer wichtiger Aspekt ist die Charakterisierung des genutzten Abwassers (C 298, 2022).

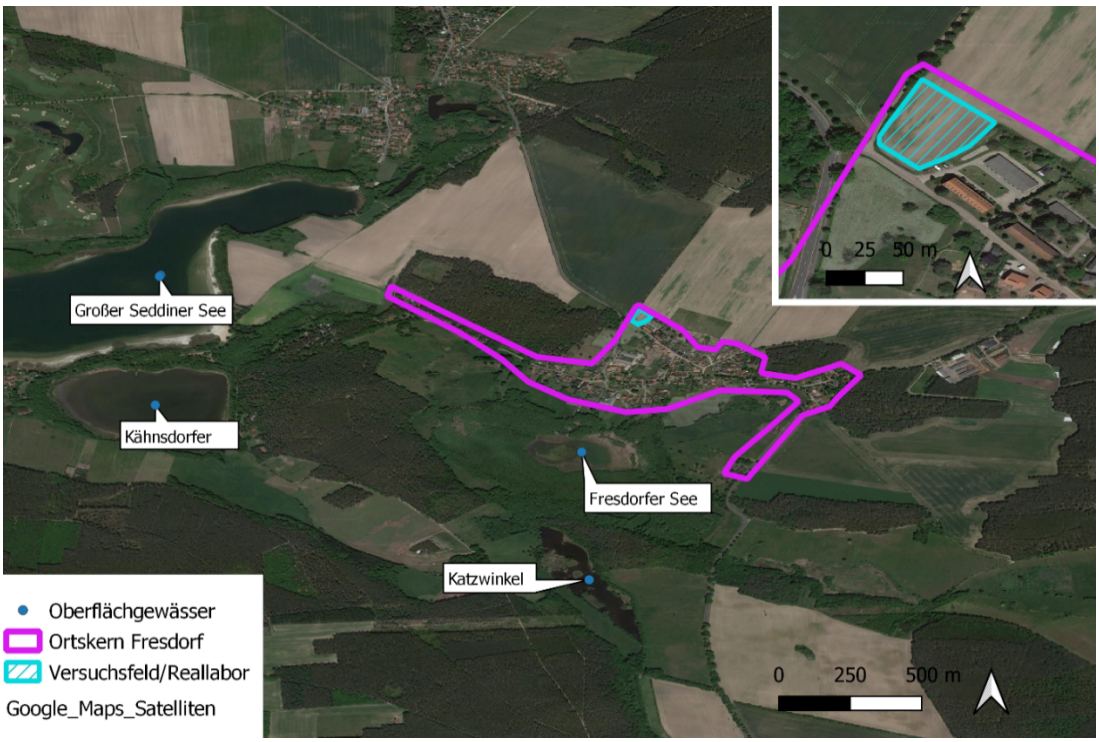
Das zweite KRM „Akteure und Rollen“ umfasst die Festlegung der verschiedenen Akteure und ihre Zuständigkeiten. Wichtig sind dabei zum Beispiel der Betreiber der Anlage, die Akteure, die für die Bewässerung zuständig sind und betreffende Behörden. Aber auch weitere Parteien können je nach Wasserwiederverwendungsvorhaben als Akteure aufgenommen werden, wie beispielsweise Endnutzer oder Betreiber einer möglichen Speicherinfrastruktur (C 298, 2022).

4.2.1.1 Systembeschreibung (KRM 1)

Teil des Projekts ist ein Reallabor, welches etwa 40 km südwestlich von Berlin in Fresdorf, dem kleinsten Ortsteil der brandenburgischen Gemeinde Michendorf, liegt.

Die geographische Begrenzung des Systems ist in Abbildung 68 dargestellt. Das System umfasst das Versuchsfeld des Reallabors, die umgebende Siedlung und die nahegelegenen Oberflächengewässer.

Abbildung 68: Übersichtskarte Fresdorf und Reallabor.



Quelle: eigene Darstellung, FHM.

Auf dem 4000 m² großem Feld soll die Bewässerung mit aufbereitetem Wasser erprobt werden. Das Feld befindet sich am Rand einer Siedlung in Fresdorf direkt an der Fresdorfer Bergstraße. Die Fläche befindet sich in Privateigentum, ist jedoch baulich nicht vom öffentlichen Raum

abgetrennt und prinzipiell durch Menschen und Tiere frei begehbar. In dem Gebiet um das Reallabor gibt es Pararendzina/Regosol/Bänder-Parabraunerde im engräumigen Wechsel aus sandigen bis lehmigen Bildungen der Endmoränen (BfG & BMUV, 2025). Im Projekt durchgeführte Bodenuntersuchungen ergaben für die obersten 100 cm auf dem Testfeld, dass die Bodenart als schluffiger Sand zu kategorisieren ist. Dies passt gut zur regionalen Charakteristik von Brandenburg, da die Region von leichten, sandigen Böden dominiert wird (Grünewald, 2010).

Die Grundwasserflurabstände werden mit >20 bis 30 m über der Geländeoberkante angeben (LfU, 2025). Bei der Betrachtung der Grundwasserisolinien werden für Frühjahr und Herbst Grundwasserstände von 38 m angegeben, in Kombination mit der angegeben Geländehöhe von 53,6 m über Normalhöhennull ergibt sich ein Grundwasserstand von etwa 15 m unter der Geländeoberfläche (LfU, 2025). Dieser Wert stimmt auch mit der Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone zwischen der Geländeoberfläche und der Grundwasserdruckfläche überein, der im Gebiet des Reallabors mit etwa 15 m angeben wird (LfU, 2025). Aus diesen Gründen wird nachfolgend von einem Grundwasserstand von etwa 15 m unter der Geländeoberfläche ausgegangen. Die Grundwasserverhältnisse sind in direkter Umgebung des Feldes gespannt (LfU, 2025). Darüber hinaus wird das Rückhaltevermögen, welches als Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung verstanden wird, als sehr hoch kategorisiert. Dies entspricht einer Verweildauer des Sickerwassers von > 25 Jahren (LBGR, 2025).

Das Gebiet gehört zum unterirdischen Einzugsgebiet der Havel und zum Teileinzugsgebiet Nieplitz I bis Schaaß (LfU, 2025). Oberirdisch gehört die Fläche zum Einzugsgebiet Schafgraben. Das Reallabor befindet sich nicht in einem Wasserschutzgebiet. Das nächstgelegene Wasserschutzgebiet befindet sich etwa 3 km von Fresdorf entfernt in Tremsdorf (LfU, 2025).

Klimatisch ist Brandenburg durch geringe Niederschläge von ca. 600 mm/a gekennzeichnet (Lischeid, 2010). In dem Gebiet um das Reallabor wird im Geoportal ein Wert von 532 mm als mittlere jährliche Niederschlagshöhe angeben, der korrigierte Werte liegt bei 589 mm. Für das Sommerhalbjahr liegt die Niederschlagshöhe bei 289 mm. Die mittlere korrigierte Niederschlagshöhe für das Sommerhalbjahr liegt bei 316 mm. Die mittlere jährliche, tatsächliche Verdunstung wird mit 504 mm angeben. Der Wert für die mittlere jährliche potenzielle Verdunstungshöhe (Gras Referenzverdunstung) liegt bei 606 mm (BfG & BMUV, 2025). Für das Gebiet liegt also eine leicht positive Wasserbilanz vor.

Auf dem Feld wuchsen in der Vegetationsperiode 2023 Sonnenblumen. Zu den Feldfrüchten, die darüber hinaus üblicherweise auf dem Feld angebaut werden, gehören Roggen, Mais und Stärkeerbsen. Die Feldfrüchte werden für die Tierfutterproduktion, Biogasanlagen, Saatkulturen oder auch für Nahrungsmittel genutzt. Im Falle der Nahrungsmittelproduktion dienen die angebauten Pflanzen jedoch nicht dem Rohverzehr, sondern werden vor der Verzehr industriell (weiter-)verarbeitet.

Bewässert wird auf dem Feld bedarfsgerecht mit einer Tröpfchenbewässerung. In dem Bewässerungssystem befindet sich ein Drucksensor, durch den Leckagen im System erkannt werden können. Das verwendete Wasser ist Schmutzwasser aus den Sammelgruben in Fresdorf, welches vor der Verteilung auf dem Feld in einem 10 Fuß Container aufbereitet wird. Die Sammelgruben gehören zu Privathaushalten und nicht zu großen Abwassererzeugern wie beispielsweise Krankenhäusern oder Industriebetrieben. Das Abwasser ist nicht durch Niederschlagswasser verdünnt und das Verhalten in den einzelnen Haushalten kann einen hohen Einfluss auf die Qualität des Schmutzwassers haben. Teil der Systembeschreibung ist auch die Charakterisierung der Abwasserquelle aus Kapitel 2.1.

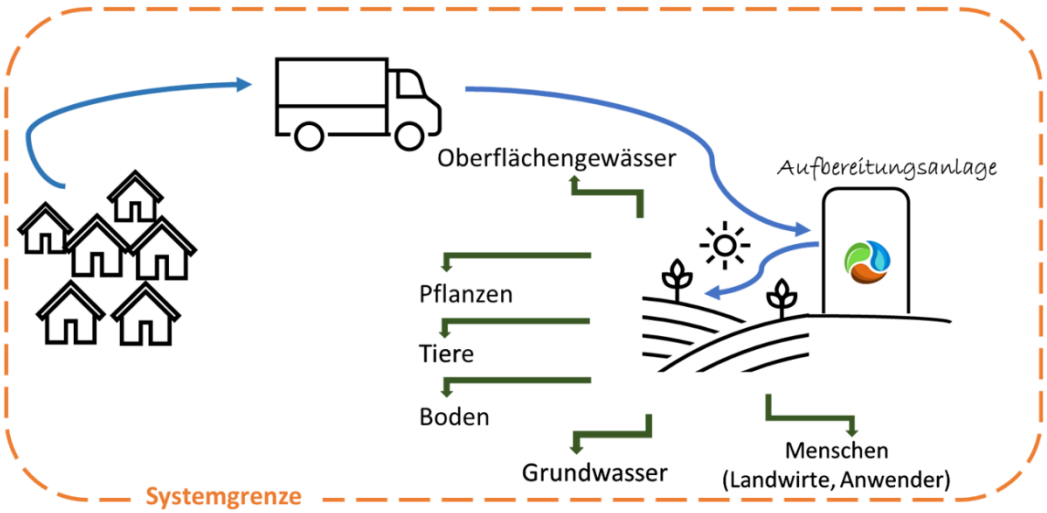
Der Prozess der Aufbereitung erfolgt bedarfsgerecht und umfasst den Einsatz eines MBR, Fällmittel- und Pulveraktivkohledosierung sowie einer UV-Desinfektion. Diese Maßnahmen sollen

sicherstellen, dass das aufbereitete Wasser den Anforderungen der landwirtschaftlichen Bewässerung entspricht.

Die Speicherung des aufbereiteten Wassers soll in einem Wassersilo mit einem Fassungsvermögen von 10 m3 erfolgen. Dieses bestehen aus galvanisierten Stahlplatten ≥ 0,8 mm. Gegebenenfalls soll das aufbereitete Wasser nach der Speicherung und vor der Verteilung auf dem Feld erneut UV-desinfiziert werden. Zum Schutz vor Vandalismus ist sowohl der Bereich, in dem die Aufbereitungsanlage stehen wird, als auch das Speichersilo mit einem Wildschutzzaun von etwa 1,80 m Höhe umzäunt.

Ein Wasserwiederverwendungssystem beginnt laut EU-Verordnung (REG (EU) 2020/741, 2020) bei der Einleitung des Abwassers in die kommunale Abwasserbehandlungsanlage und geht bis zu der Stelle, an der das aufbereitete Wasser für die landwirtschaftliche Bewässerung genutzt wird. Im PU_2R-Projekt ergibt sich die Besonderheit, dass das Abwasser nicht in eine kommunale Kläranlage eingeleitet wird, sondern direkt aus den Sammelgruben zu der Aufbereitungsanlage am Feld gebracht wird. Das Wasserwiederverwendungssystem beginnt daher im Ortskern von Fresdorf, wo das Abwasser aus den Sammelgruben entnommen wird, und endet auf dem Versuchsfeld, das mit dem aufbereiteten Wasser bewässert wird (Abbildung 69).

Abbildung 69: Systemgrenzen des Wasserwiederverwendungsprojekts PU_2R.



Quelle: eigene Darstellung, FHM.

4.2.1.2 Akteure und Rollen (KRM 2)

Die Hauptakteure, die Verantwortung für verschiedene Aufgaben im Wasserwiederverwendungssystem haben, sind in Tabelle 36 dargestellt.

Der wichtigste Akteur im PU_2R-Projekt ist das UBA als Projektleitung. Als solche ist das UBA nicht nur der Betreiber der Aufbereitungsanlage, sondern auch die hauptverantwortliche Partei für die Erstellung des RMP. Es übernimmt die Aufgaben der Koordinierung und Kommunikation mit anderen Projektpartnern. Das UBA tritt in diesem Forschungsprojekt außerdem in die Rolle des Endnutzers, der das aufbereitete Wasser auf das Feld aufbringen wird. Unterstützt wird das UBA dabei durch das Ingenieurbüro und Projektpartner „Irriproject“, welches für die Bewässerungstechnik zuständig ist (Tabelle 36).

Weitere Projektpartner sind die FH Münster, das Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, die Humboldt Universität zu Berlin, MANN+HUMMEL, Water&Fluid Solutions GmbH, die Technische Universität Braunschweig und UV-EL GmbH & Co. KG. Diese Parteien übernehmen zwar wichtige

Aufgaben in der Entwicklung des Wasserwiederverwendungsvorhabens, agieren jedoch hauptsächlich in beratender und forschender Funktion und sind daher nicht als verantwortliche Hauptakteure im Sinne des RMP aufgeführt.

Da es sich bei PU_2R um ein Forschungsprojekt handelt, ist der Landwirt in diesem Fall nicht für die Bewässerung des Feldes zuständig, sondern ausschließlich für die Ernte und die Bepflanzung des Feldes (Tabelle 36).

Die Genehmigung für Wasserwiederverwendungsvorhaben ist nach aktuellem Stand durch die Untere Wasserbehörde auf Grundlage des RMP zu erteilen. Die Unteren Wasserbehörde hat beratend an der Erstellung des RMP mitgewirkt. Durch die Untere Wasserbehörde sollen auch weitere einschlägige Behörden um Stellungnahme gebeten werden. Zu den ergänzend zuständigen Behörden könnten unter anderem folgende zählen: Gesundheits-, Landwirtschafts-, Veterinär-, Lebensmittel- bzw. Futtermittelüberwachungsbehörde, Pflanzenschutzdienst bzw. Pflanzengesundheitsdienst, Verbraucherschutz, sowie Umwelt – und Naturschutz.

Die MWA ist betriebsführender Dienstleister für den WAZV-Mittelgraben und damit für die Entsorgung des Abwassers zuständig. Als verantwortliche Partei für die Abwasserentsorgung obliegt es der MWA das Wasser aus den Sammelgruben zur Verfügung zu stellen. Die Anwohner*innen und Eigentümer*innen der Sammelgruben fungieren hingegen sekundär als Bereitsteller des zu behandelnden Abwassers. Den Transport des Abwassers von den Sammelgruben zu der Aufbereitungsanlage am Feld wird voraussichtlich die Firma „Walter Kullmann Entsorgung“ realisieren. Die Firma ist auch beauftragter Dienstleister der MWA für die reguläre Abholung des Schmutzwassers aus den Sammelgruben in Fresdorf (Tabelle 36).

Eine weitere Akteursgruppe ohne aktive Rolle ist die Öffentlichkeit. Da sie lediglich eine passive Rolle in Bezug auf die Wasserwiederverwendung einnimmt, wurden sie in Tabelle 36 nicht aufgeführt. Allerdings haben diese Personen eine größere Nähe gegenüber dem behandelten Wasser, da einige Wohngebäude der Anwohner*innen direkt neben dem Feld liegen und die Bewohner*innen von Fresdorf täglich am Feld entlanggehen könnten.

Ein besonderes Merkmal dieses Projekts besteht darin, dass die Betreiber der kommunalen Abwasserbehandlung und des Verteilungsnetzes nicht als Akteure erscheinen. Grund hierfür ist, dass das genutzte Abwasser kein Klarlauf darstellt, wie es gemäß EU-Verordnung (REG (EU) 2020/741, 2020) vorgesehen ist, sondern direkt aus den Sammelgruben stammt. Aus diesem Grund werden die Funktionen dieser beiden Akteure durch andere Projektbeteiligte erfüllt und stellen keine einzelnen Akteure dar.

Tabelle 36: Hauptakteure und ihre Aufgaben im PU_2R-Projekt.

Akteur/Institution	Aufgabe/Verantwortungsgebiet	Ansprechpartner
UBA	Betreiber der Aufbereitungsanlage Projektleitung Betreiber der Speicherinfrastruktur	
Irriproject	Bewässerung des Felds	
UBA/Irriproject	Endnutzer →Nutzung des aufbereiteten Wassers für die Bewässerung	
Landwirt	Ernte und Bepflanzung	

Akteur/Institution	Aufgabe/Verantwortungsgebiet	Ansprechpartner
Untere Wasserbehörde	Zuständige Rechtsbehörde Erteilung der Genehmigung aufgrund des RMP Mitwirken am RMP	
WAZV-Mittelgraben/MWA (Anwohner mit Sammelgruben)	Bereitstellung des Abwassers	
Walter Kullmann Entsorgung	Transport des Schmutzwassers aus den Sammelgruben	

4.2.2 Modul II: Risikobewertung

Die KRM 3 bis 7 sind Teil des Modul II „Risikobewertung“. KRM 3 „Ermittlung von Gefahren“ sollte alle mikrobiellen Pathogene und chemischen Schadstoffe aufgreifen, von denen eine Gefahr ausgehen kann. Wichtig ist es dabei Industriebetriebe zu berücksichtigen, die einen Anteil zum zu behandelnden Abwasser beitragen, da hier mit erhöhten Konzentrationen be-stimmter Schadstoffe gerechnet werden muss (C 298, 2022). Ein Vorschlag der EU-Leitlinie ist es, eine Screening-Liste aller relevanten Gefahrenstoffe und Pathogenen zu erstellen. Eine solche Liste sollte relevante EU-, nationale und lokale Rechtsvorschriften berücksichtigen. Des Weiteren müssen in KRM 3 Ereignisse zusammengetragen werden die potenzielle gefährlich sind, wie zum Beispiel das Versagen von Behandlungsschritten (C 298, 2022).

In KRM 4 „Expositionswege und Ziele“ werden Bevölkerungsgruppen und Umweltrezeptoren erfasst, die potenziell von den Gefahren aus KRM 3 betroffen sein könnten.

Für die Risikobewertung (KRM 5) schlägt die Leitlinie verschiedenen Methoden vor, um die zuvor ermittelten Gefahren und Gefahrenereignisse zu beurteilen. Für qualitative und semi-quantitative Methoden wird auf bestehende Leitlinien und Normen hingewiesen. In Anhang 3 der Leitlinie werden verschiedene Methoden erörtert, so zum Beispiel die Bewertung nach ISO 20426 (2018). Diese qualitative Bewertung beruht auf der Kombination der Wahrscheinlichkeit, dass ein Ereignis eintritt und der Schwere beziehungsweise den Folgen des Ausmaßes, wenn das Ereignis eintritt. Über eine Matrix kann das Ereignis unter Anbetracht dieser beiden Kriterien beurteilt werden. Eine quantitative Methode wird nur für Projekte mit besonders hohem Risiko und ausreichendem Datenmaterial empfohlen (C 298, 2022).

Aus der Risikobewertung kann sich ergeben, dass weitere oder strengere Anforderungen an die Wasserqualitäten und ihre Überprüfung gestellt werden müssen. Diese möglichen zusätzlichen Anforderungen sind Inhalt des KRM 6.

Teil des KRM 7 „Vorsorgemaßnahmen“ ist die Festlegung von Barrieren und Maßnahmen, um Risiken zu beseitigen oder zu minimieren. Diese beziehen sich sowohl auf bereits geplante Maßnahmen als auch auf Maßnahmen die zusätzlich ergriffen werden müssen, um die Risiken zu senken. Zu den Vorsorgemaßnahmen zählen alle Aktivitäten, Behandlungen und Verfahren, die die Risiken minimieren (C 298, 2022).

4.2.2.1 Ermittlung der Gefahren (KRM 3) und Expositionswege und Ziele (KRM 4)

Zunächst steht die Ermittlung der Gefahren im Fokus und nicht die Bewertung des tatsächlichen Risikos. Die Gefahren bei der Wasserwiederverwendung lassen sich in zwei Kategorien einteilen. Einerseits gibt es Gefahren, die sich negativ auf die menschliche Gesundheit auswirken, wie

mikrobielle Gefahren. Andererseits gibt es solche, die einen negativen Effekt auf die Umwelt haben, wie Gefahren durch chemische Substanzen (EPHC, 2006).

Mikrobielle Gefahren umfassen insbesondere Krankheiten, die durch im Wasser vorhandene Pathogene verursacht werden. Die Anzahl der potenziell im Rohabwasser vorhandenen mikrobiellen Krankheitserreger ist groß und umfasst unter anderem die in Anhang A.1 aufgeführten Beispielorganismen mit den dazugehörigen Krankheitsbildern (EPHC, 2006).

Da die Anzahl der mikrobiellen Krankheitserreger, die im Rohabwasser vorkommen können, hoch ist, gibt es praktisch keine Möglichkeit für alle Organismen Zielwerte zu definieren oder diese zu überprüfen. Daher wurden die Referenzpathogene E.coli O157:H, Campylobacter, Intestinale Nematoden und Rotavirus ausgewählt (vgl. Tabelle 57 in Anhang A.1), da sie die jeweilige Hauptgruppe der Organismen gut repräsentieren (C 298, 2022). Insbesondere im Abwasser aus abflusslosen Sammelgruben können die mikrobiellen Krankheitserreger stark variieren, da jeder einzelne Haushalt einen hohen individuellen Einfluss hat.

Für mikrobielle Gefahren sind insbesondere Menschen als Expositionsgruppe betroffen. Diese Gruppe kann weiter unterteilt werden und es können bestimmte Expositionswege für die Untergruppen definiert werden. Die Untergruppe der Bauern und Arbeiter, einschließlich der Betreiber der Wasserwiederverwendungsanlagen, kann bei Arbeiten auf dem Feld oder bei der Handhabung der Aufbereitungsanlage direktem Hautkontakt mit Abwasser oder aufbereitetem Wasser ausgesetzt sein. Auch eine Inhalation oder Aufnahme durch den Mund sind denkbare Expositionsszenarien (Alcalde-Sanz et al., 2014). Daher ist es für diese Gruppe der auf dem Feld arbeitenden Personen wichtig zu wissen, dass sie mit aufbereitetem Wasser arbeiten und sie dementsprechende Vorsichtsmaßnahmen treffen können. Auch Passanten und Anwohner könnten dem aufbereiteten Wasser durch Einatmen, Aufnahme (durch den Mund) oder direkten Hautkontakt ausgesetzt sein (Alcalde-Sanz et al., 2014). Obwohl die Anwohner in Fresdorf durch einen Brief über die Bewässerung mit dem aufbereiteten Wasser informiert wurden, kann nicht davon ausgegangen werden, dass alle Passanten ein angepasstes Verhalten zeigen. Eine weitere Expositionsgruppe umfasst die Verkäufer, Händler und andere Beteiligte in der Verkaufskette, die dem Wasser ebenfalls durch direkten Hautkontakt oder einer Aufnahme durch den Mund ausgesetzt sein können (Alcalde-Sanz et al., 2014). Ähnlich wie bei den Passanten kann zwar davon ausgegangen werden, dass zu Beginn Informationen über die Bewässerung mit dem aufbereiteten Wasser weitergegeben werden, jedoch muss damit gerechnet werden, dass diese Informationen entlang der Kette verloren gehen können.

Die **Gefahren durch chemische Substanzen** betreffen insbesondere verschiedene Umweltrezeptoren. Stoffe, die eine potenzielle Umweltgefahr darstellen, umfassen einen erhöhten Salzgehalt beispielsweise durch einen erhöhten Chlorid- oder Natriumgehalt, organische Wasserinhaltsstoffe, Stickstoff, Phosphor, Bor, organische Spurenstoffe inklusive Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) und Schwermetalle (vgl. Anhang A.2). Diese Stoffe sind nicht alle per se schädlich für die Umwelt, viele treten auch natürlicherweise in der Natur auf. Daher ist nicht die alleinige Präsenz der Stoffe ein Problem, sondern nur wenn diese in zu hohen Konzentrationen auftreten. Als Orientierung für die Konzentrationen, bei denen mit einem erhöhten Risiko für die Umwelt zu rechnen ist, dient die Spalte mit Richtwerten in Tabelle 58 (Anhang A.2).

Die zu betrachtenden Umweltrezeptoren, die durch die verschiedenen chemischen Stoffe einer Exposition ausgesetzt werden können, sind Boden, Grundwasser, Oberflächenwasser, Vegetation/Pflanzen (und Tiere) (Alcalde-Sanz et al., 2014). Der Kontakt des Bodens mit dem aufbereiteten Wasser ist durch die Bewässerung unausweichlich. Inhaltsstoffe aus dem aufbereiteten Wasser können sich im Boden anreichern und negative Effekte auf diesen haben. Niederschlag kann dabei zwar einen verdünnenden Effekt haben aber auch zu einer Verlagerung der

Substanzen in der Bodenmatrix beitragen. Durch die bedarfsgerechte Bewässerung und die hohe Qualität des aufbereiteten Wassers werden diese Effekte jedoch minimiert.

Im Boden kann es zu auch zu Verlagerung und Auswaschungen ins Grundwasser kommen. Durch den Grundwasserstand von etwa 15 m unter der Geländeoberkante und das sehr hohe Rückhaltevermögen (Verweildauer des Sickerwassers von >25 Jahren) wird das Risiko dieses Eintragspfades verringert (LBGR, 2025; LfU, 2025).

Oberflächengewässer können durch Oberflächenabfluss beeinflusst werden (Alcalde-Sanz et al., 2014). Zwar könnte der durch Niederschlag entstehende Oberflächenabfluss durch Inhaltsstoffe des aufbereiteten Wassers im und auf dem Boden beeinflusst werden, aber durch die bedarfsgerechte Tröpfchenbewässerung ist nicht mit Oberflächenabfluss durch die Bewässerung zu rechnen. Daher kann dieser Eintragspfad vernachlässigt werden.

Die Vegetation beziehungsweise die Pflanzen auf dem Feld sind ein weiterer Umweltrezeptor, der betroffen sein kann (Alcalde-Sanz et al., 2014). Der direkte Kontakt zwischen dem aufbereiteten Wasser und den Feldfrüchten ist durch die Tröpfchenbewässerung gering. Die Pflanzen werden daher maximal durch Aufnahme des Wassers durch die Wurzel und Anreicherung in den Pflanzen beeinflusst.

Neben den Auswirkungen auf die verschiedenen Umweltrezeptoren können auch Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit durch die chemischen Substanzen nicht ausgeschlossen werden. In jüngster Zeit sind die Spurenstoffe und insbesondere PFAS in den Fokus der Aufmerksamkeit geraten. Mit PFAS assoziierte Krankheiten sind zum Beispiel Fettleibigkeit, Leberschäden, Nierenkrebs, Hypertonie und Immuntoxizität (Jha et al., 2021). Eine mögliche Quelle für PFAS sind Haushaltsprodukte wie zum Beispiel Antihaftbeschichtungen von Kochgeschirr. Es gibt jedoch noch einige Wissenslücken bezüglich des Verbleibs, des Transports und der Aufnahme von PFAS und anderen Spurenstoffen in Pflanzen. Insgesamt wird das Risiko, welches von Spurenstoffen für die menschliche Gesundheit ausgeht, als geringfügig eingeschätzt (Prosser & Sibley, 2015).

Die Beeinflussung der menschlichen Gesundheit durch chemische Substanzen kann indirekt über verschiedene Umweltrezeptoren erfolgen, beispielsweise durch den Konsum möglicherweise kontaminierter Pflanzen. Das Risiko wäre insbesondere bei roh konsumierten Blattgemüse hoch (Christou et al., 2019). Im PU_2R-Projekt ist ein solcher Rohverzehr der Feldfrüchte jedoch nicht vorgesehen. Das Grundwasser würde die Menschen insbesondere dann beeinflussen, wenn kontaminiertes Grundwasser als Trinkwasser genutzt würde. Im PU_2R-Projekt wird das Grundwasser rund um das Versuchsfeld jedoch nicht als Trinkwasserquelle genutzt (LfU, 2025). Der Boden kann die Menschen beeinflussen, wenn es durch Winderosion zu Staubbildung kommt, welche die Atemwege der Menschen belastet. Dies kann jedoch auch durch konventionelle oder nicht bewässerte Felder passieren. Erst wenn der Staub durch Inhaltsstoffe des aufbereiteten Wassers beeinflusst wird, könnte dieser Staub durch die Wasserwiederverwendung einen verstärkt negativen Effekt haben.

Im PU_2R-Projekt können diverse Ereignisse auftreten, durch die die oben genannten Substanzen in zu hohen Konzentrationen in die Umwelt oder zu den Menschen gelangen könnten. Diese Szenarien sind in den nachfolgenden Tabellen aufgeführt. Die Ereignisse in den Tabellen sind also mögliche Szenarien, die noch nicht bezüglich ihrer Wahrscheinlichkeit oder ihres Ausmaßes betrachtet worden sind. Insbesondere bereits im System etablierte Schutzmaßnahmen und der ordnungsgemäße Betrieb mindern die Schwere und Wahrscheinlichkeit der Gefahren.

Beim **Transport und** bei der **Speicherung** des aufbereiteten Wassers beziehungsweise des Schmutzwassers aus den Sammelgruben sind die in Tabelle 37 aufgelisteten Szenarien

potenziell gefährlich. Eine Gefahr wurde dabei im Bereich des Transports identifiziert und weitere fünf bei der Speicherung (Tabelle 37).

Beim Transport kann es zu Fehlern beim Abholen des Abwassers aus den Sammelgruben kommen. Auch bei der Fahrt mit dem Abwasser oder beim Ablassen des Abwassers an der Aufbereitungsanlage kann es dazu kommen, dass das Abwasser in die Umwelt gelangt oder dass es zu direktem Hautkontakt oder Inhalation kommt (ST-1).

Das Gefahrenereignis ST-2 (Undichtigkeiten beim Speichertank für das Rohabwasser) ist eine hypothetische Überlegung, da noch kein Rohabwasserspeicher geplant ist und somit auch keine tatsächliche Gefahr besteht. Jedoch ist es möglich, dass ein solcher Speichertank im Laufe des Projekts notwendig wird, daher wird ST-2 hier dennoch gelistet.

Die restlichen Gefahren in diesem Bereich beziehen sich auf den Speichertank für das aufbereitete Wasser. Mögliche Szenarien, die hier zu Gefahrensituationen führen können, sind Undichtigkeiten oder auch Vandalismus und Sabotage - zum Beispiel durch toxische Kontamination (ST-3, ST-4 und ST-6). Aber auch die Wiederverkeimung des bereits aufbereiteten Wassers in dem Speichertank könnte eine potenzielle Gefahr sein (ST-5).

Tabelle 37: Gefahrenszenarien im Bereich der Speicherung und des Transports (ST).

Nr.	Versorgungsabschnitt/Ort	Auslöser/Ereignis	Art der Gefährdung*
ST-1	Saugwagen	Menschliche oder technische Fehler führen beim Absaugen, Transport oder Ablassen des Rohabwasser, dazu, dass Abwasser in die Umwelt gelangt oder direkter Kontakt zwischen Menschen und dem Rohabwasser besteht	Chemisch und Mikrobiologisch (alle Parameter)
ST-2	Speichertank (Rohabwasser)	Undichtigkeit durch Materialfehler/ Materialermüdung (insbesondere bei Bindungsstücken) oder Vandalismus	Chemisch und Mikrobiologisch (alle Parameter)
ST-3	Speichertank (aufbereitetes Wasser)	Mangelhafte Be- und Entlüftung; Eintrag von Insekte (z.B. Mückenlarven)	Mikrobiologisch
ST-4	Speichertank (aufbereitetes Wasser)	Undichtigkeit durch Materialfehler/ Materialermüdung (insbesondere bei Bindungsstücken) oder Vandalismus	Chemisch und Mikrobiologisch
ST-5	Speichertank (aufbereitetes Wasser)	Wiederverkeimung des aufbereiteten Wassers	Mikrobiologisch: Krankheitserreger
ST-6	Speichertank (aufbereitetes Wasser)	Sabotage – toxische Kontamination des Bewässerungswassers	Chemisch und Mikrobiologisch

*Die Art der Gefährdung ist im Anhang A.1 und A.2 detailliert erklärt.

Eine weitere bedeutende Teilkomponente des Systems, bei der potenzielle Gefahrenszenarien auftreten können, ist die **Aufbereitungsanlage**. Insbesondere besteht die Gefahr von Fehlfunktionen einzelner Anlagenkomponenten, die zu einer Beeinträchtigung der Qualität des aufbereiteten Wassers führen können. Insgesamt wurden in diesem Bereich sieben Gefahrenszenarien identifiziert (Tabelle 38).

Die einzelnen Aufbereitungsschritte können versagen, was jeweils zu den Gefahren mikrobiologischer oder chemischer Art führen kann. Bezüglich des MBR können Beeinträchtigungen in der Biologie auftreten bis hin zum Erliegen der biologischen Reinigungsleistung (AB-1 und AB-2). Diese Szenarien können zum Beispiel durch toxische Substanzen wie Chemikalien oder Schwermetalle auftreten, die die Mikroorganismen im MBR abtöten oder ihr Wachstum hemmen. Auch ein Nährstoffmangel kann dazu führen, dass das Wachstum der Mikroorgansimen eingeschränkt wird und so die biologische Reinigungsleistung beeinträchtigt wird. Ein weiterer Auslöser für die eingeschränkte Reinigungsleistung kann eine zu kurze Verweilzeit des Wassers im MBR sein, sodass den Mikroorgansimen nicht genügend Zeit bleibt die Abwasserinhaltsstoffe abzubauen. Die beeinträchtigte oder erliegende Reinigungsleistung betrifft insbesondere chemische Parameter im Abwasser. Wenn aber die Membran als solche beschädigt wird, kann die Reinigungsleistung bezüglich Bakterien und Viren eingeschränkt werden (AB-3).

Bei der Fällung kann es durch falsche Dosierung (z.B. durch stark schwankende Abwassercharakteristik) zu einer eingeschränkten Wirksamkeit kommen (AB-4). Betroffen von diesem Szenario sind insbesondere die Phosphorkonzentrationen im Wasser, die eigentlich durch die Fällung kontrolliert werden.

Eine Einschränkung der Adsorptionsprozesse kann durch eine falsche Dosierung der Aktivkohle entstehen (AB-5). Das kann insbesondere auf die Spurenstoffe Auswirkungen haben.

Die UV-Desinfektion kann defekt sein oder - zum Beispiel durch Verschmutzung - nicht leistungsstark genug sein (AB-6). Das hätte zur Folge, dass Krankheitserreger nicht oder nicht ausreichend inaktiviert werden.

Eine vollständige Ausfallsituation sämtlicher beschriebener Einzelschritte der Wasseraufbereitungsanlage stellt den größten anzunehmenden Unfall in dieser Kategorie dar (AB-7). Insbesondere wird die Situation problematisch, wenn während des Ausfalls der Gesamtanlage weiterhin Wasser auf das Feld gelangt. In diesem Fall könnten diverse Stoffe in zu hohen Konzentrationen im Bewässerungswasser vorliegen und sowohl für die Umwelt als auch die Menschen eine Gefahr darstellen.

Tabelle 38: Gefahrenszenarien im Bereich der Aufbereitungsanlage (AB).

Nr.	Versorgungsabschnitt/Ort	Auslöser/Ereignis	Art der Gefährdung*
AB-1	MBR (Membranbioreaktor)	Eingeschränkte biologische Reinigungswirkung (z.B. durch toxische Substanzen, Nährstoffmangel, zu kurze Verweilzeit)	Chemisch
AB-2	MBR (Membranbioreaktor)	Biologie kommt zum Erliegen (z.B. durch toxische Substanzen, Nährstoffmangel)	Chemisch

Nr.	Versorgungsabschnitt/Ort	Auslöser/Ereignis	Art der Gefährdung*
AB-3	MBR (Membranbioreaktor)	Unzureichender Feststoffrückhalt (z.B. durch einen Riss in der Membran)	Mikrobiologisch
AB-4	Fällmitteldosierung	Eingeschränkte Wirksamkeit der Fällung (z.B. durch falsche Dosierung bei Schwankenden Charakteristika des Rohabwassers)	Chemisch: insbesondere Phosphor und Schwermetallen
AB-5	Aktivkohledosierung	Eingeschränkte Wirksamkeit der Adsorptionsprozesse (z.B. durch Ausfall/Verstopfung der Dosiervorrichtung)	Chemisch: insbesondere Spurenstoffe und Schwermetalle
AB-6	UV-Desinfektion	UV-Anlage ist defekt oder zu leistungsschwach	Mikrobiologisch: Krankheitserreger werden nicht (ausreichend) deaktiviert und gelangen ins Bewässerungswasser
AB-7	Gesamtanlage	Die gesamte Aufbereitungsanlage versagt (z.B. durch Stromausfall). Gleichzeitig gelangt weiter Wasser aufs Feld.	Mikrobiologisch und chemisch (alle Parameter)

*Die Art der Gefährdung ist im Anhang A.1 und A.2 detailliert erklärt.

Das **Feld**, auf dem die Bewässerung stattfindet, stellt ein weiteres Teilsystem dar, in dem potenzielle Gefahren auftreten können. Diese Gefahren betreffen insbesondere die Bewässerung selbst sowie mögliche menschliche Kontakte mit dem Bewässerungswasser, beispielsweise durch feuchten Boden. Es wurden acht Szenarien ermittelt, die auf dem Feld eine potenzielle Gefahr darstellen können (Tabelle 39).

Grundsätzlich kann nicht ausgeschlossen werden, dass es im Verlauf des PU_2R-Projekts zu Schäden am Bewässerungssystem kommt (F-1-A und F-1-B). Zum Beispiel ist eine Beschädigung durch Tiere möglich. Infolgedessen kann es zu einer lokalen Überwässerung kommen. Das Szenario F-1-B beschreibt den simultanen Eintritt zweier Schadensfälle, nämlich die Beschädigung des Bewässerungssystems und den Ausfall von Anlagenkomponenten, der zu unzureichend aufbereitetem Wasser führt. Im Gegensatz dazu konzentriert sich das Szenario F-1-A ausschließlich auf die Beschädigung des Bewässerungssystems, ohne den Ausfall von Anlagenkomponenten einzubeziehen. Wenn der Bewässerungsbedarf aufgrund von fehlerhaften Wetter- und Bodendaten falsch eingeschätzt wird (F-2), kann dies zu einer allgemeinen Überwässerung führen.

Bei Arbeiten auf dem Feld mit dem Bewässerungsschlauch kann es zu direktem Hautkontakt kommen, wenn noch aufbereitetes Wasser in den Schläuchen ist oder an ihnen haftet (F-3). Bei diesem potenziellen Kontakt sind insbesondere Krankheitserreger eine relevante Gefahr für Personen auf dem Feld. Auch bei Probenahmen von noch nassem Boden oder bei Ernte- und Feldarbeiten könnte es zum direkten Hautkontakt mit dem aufbereiteten Wasser kommen (F-5 und F-6).

Die Öffentlichkeit hat die Möglichkeit auf das Versuchsfeld zu gelangen. In diesem Fall könnte es zu direktem Hautkontakt (F-4) kommen. Insbesondere für Kinder besteht das Risiko der oralen Aufnahme des bewässerten Bodens.

Eine zusätzliche und relevante Gefahr auf landwirtschaftlichen Feldern ist die Auswaschung und Verlagerung von Stoffen (F-7). Beispielsweise können Stickstoff oder Phosphor durch zu starke Bewässerungsmaßnahmen oder Niederschläge ins Grundwasser eingetragen werden.

Zwar birgt die Stromversorgung der Anlage und insbesondere die Photovoltaikanlage eine potenzielle Gefahr eines Stromschlags. Jedoch ist diese Gefahr eher eine allgemeine und nicht direkt in Bezug auf die Wasserwiederverwendung zu sehen (F-8).

Tabelle 39: Gefahrenszenarien im Bereich des Felds (F).

Nr.	Versorgungsabschnitt/Ort	Auslöser/Ereignis	Art der Gefährdung*
F-1-A	Bewässerungssystem	Fehler im Bewässerungssystem (oder Beschädigung durch Unwetter/Tiere), die zu einer Überwässerung führen. Bspw. Platzen eines Schlauchs (herumsprühendes Wasser) mit aufbereitetem Wasser.	Chemisch und mikrobiologisch (alle Parameter)
F-1-B	Bewässerungssystem	Fehler im Bewässerungssystem (oder Beschädigung durch Unwetter/Tiere), die zu einer Überwässerung führen oder zum Beispiel platzen eines Schlauchs (herum-sprühendes Wasser) mit unzureichend aufbereitetem Wasser.	Chemisch und mikrobiologisch (alle Parameter)
F-2	Bewässerungssystem	Fehleinschätzung des Bewässerungsbedarfs (→Überwässerung), z.B. durch falsche Wetterdaten/Datenverarbeitung	Chemisch und mikrobiologisch (alle Parameter)
F-3	Feld	Direkter Hautkontakt bei Arbeiten mit dem Bewässerungsschlauch	Insbesondere mikrobiologisch
F-4	Feld	Missbrauch des aufbereiteten Wassers (z.B. durch widerrechtliches Betreten des Feldes ist direkter Hautkontakt oder sogar Verschlucken möglich)	Mikrobiologisch
F-5	Feld	Probenahme bei noch nassem Boden (oder Pflanzen) kann zu direktem Hautkontakt führen	Mikrobiologisch
F-6	Feld	Kontakt bei der Ernte und/oder Feldarbeiten	Mikrobiologisch
F-7	Feld	Auswaschungen ins Grundwasser (z.B. durch Bewässerung)	Chemisch

Nr.	Versorgungsabschnitt/Ort	Auslöser/Ereignis	Art der Gefährdung*
F-8	Feld	Photovoltaik Stromversorgung: Stromschlag	Physikalisch

*Die Art der Gefährdung ist im Anhang A.1 und A.2 detailliert erklärt.

Gefährliche Situationen können nicht nur auf dem Feld passieren, sondern auch im **Einzugsgebiet** und in der **Umgebung** des Reallabors. Dies bezieht sich zum einen auf Fresdorf und die Sammelgruben, aus denen das Abwasser entnommen wird, und zum anderen auf das Gebiet, das von den Auswirkungen der Bewässerung betroffen sein kann. Die vier Gefahrenszenarien, die in diesem Bereich identifiziert wurden, sind in Tabelle 40 dargestellt.

Krankheitswellen in Fresdorf können Art und Anzahl von Krankheitserregern im Abwasser beeinflussen, wodurch mikrobiologische Gefahren zunehmen würden (EZU-1). Auch eine unsachgemäße Entsorgung von Medikamenten oder Haushaltschemikalien kann die Abwasserqualität negativ beeinflussen. Dies könnte sich auch auf die Qualität des aufbereiteten Wassers auswirken (EZU-2). Hierbei sind insbesondere die chemischen Parameter eine relevante Gefahrenart. Die Abwasserqualität kann aber auch durch die Varianz der abgepumpten Sammelgruben schwanken (EZU-3). Diese Schwankung kann eine Herausforderung bezüglich der Aufbereitung darstellen.

Das Abwasser, welches aufbereitet und dann für die Bewässerung eingesetzte wird, wird nicht mehr der Kläranlage Stahnsdorf zugeführt. Dementsprechend wird dieses Wasser auch nicht mehr in umliegende Oberflächengewässer eingeleitet, wie es sonst in Deutschland üblich ist (Drewes et al., 2018c). Das Fehlen dieses Wassers in den Oberflächengewässern könnte (abhängig von der Menge) negative ökologische Effekte haben (EZU-4). Im PU_2R-Projekt ist die Menge des fehlenden Wassers mit 2,5 bis 20 m3 pro Tag, die in der Aufbereitungsanlage aufbereitet werden können, jedoch gering und für die Kläranlage Stahnsdorf nicht abflussrelevant.

Tabelle 40: Gefahrenszenarien im Bereich des Einzugsgebiets und der Umgebung (EZU).

Nr.	Versorgungsabschnitt/Ort	Auslöser/Ereignis	Art der Gefährdung*
EZU-1	Haushalte/ Sammelgruben	Krankheitswelle in Fresdorf (→mehr/andere Krankheitserreger im Abwasser)	Mikrobiologisch: Krankheiterreger
EZU-2	Haushalte/ Sammelgruben	Unsachgemäße Entsorgung von Medikamenten oder Haushalts-chemikalien	Chemisch: Konkrete Parameter sind vom jeweiligen Fall abhängig
EZU-3	Haushalte/ Sammelgruben Saugwagen	Schwankende Abwasserqualität (z.B. durch Einfluss abgepumpter Sammelgruben (verschieden Abholintervalle) oder zuvor transportiertes Abwasser)	Mikrobiologisch und chemisch (alle Parameter möglich)
	Oberflächengewässer	Verminderter Abfluss aus der Kläranlage in Oberflächengewässer (problematisch insbesondere bei kleineren Gewässern in Trockenperioden)	Hydraulisch

*Die Art der Gefährdung ist im Anhang A.1 und A.2 detailliert erklärt.

4.2.2.2 Risikobewertung (KRM 5)

Die zuvor in Kapitel 4.2.2.1 dargestellten Gefahrenszenarien wurden anschließend hinsichtlich ihres Risikos bewertet. Bei dieser Bewertung wurden sowohl die Eintrittswahrscheinlichkeit der Szenarien als auch das potenzielle Schadensausmaß eingeschätzt. Diese Analyse diente dazu, ein umfassendes Verständnis über die bestehenden Risiken bei dem Wasserwiederverwendungsvorhaben PU_2R zu erlangen.

Die Gefahren, die im Bereich des **Transports** und der **Speicherung** auftreten können, sind in Tabelle 41 hinsichtlich ihrer Risiken bewertet.

Tabelle 41: Risikobewertung der Gefahrenszenarien im Bereich der Speicherung und des Transports (ST).

Nr.	Schadensausmaß		Eintrittswahrscheinlichkeit		Risiko
	Ergebnis	Erwägungsgründe	Ergebnis	Erwägungsgründe	
ST-1: Fehler beim Abwassertransport (Saugwagen)	Moderat	Verunreinigtes Abwasser könnte unkontrolliert in die Umwelt gelangen. Es könnte zu potenziell gefährlichem direktem menschlichem Kontakt mit Rohabwasser kommen	Selten	Professionelle Transportdienstleistungen in Kooperation mit einem erfahrenen Unternehmen Regelmäßige Abholung von den Sammelgruben als routinemäßiger Ablauf im Transportprozess	Niedriges Risiko
ST-2: Undichtigkeiten beim Speichertank (Rohabwasser)	Ernst	Verunreinigtes Abwasser könnte unkontrolliert in die Umwelt gelangen (ohne garantierte Anwesenheit von Personal vor Ort) Menschlicher Kontakt zum Schmutzwasser möglich	Unwahrscheinlich	Materialfehler sind unwahrscheinlich aufgrund der Konstruktion der Behälter Vandalismus bleibt jedoch eine potenzielle Bedrohung, da der Zaun keine unüberwindbare Barriere darstellt	Moderates Risiko
ST-3: Mangelhafte Be- und Entlüftung im Speichertank (aufbereitetes Wasser)	Moderat	Verwendung von Tröpfchenbewässerung und bedarfsgerechter Bewässerung Pflanzen werden nicht direkt nass und nicht roh verzehrt Vergleichbar mit der Gefahr öffentlichen Gewässern	Unwahrscheinlich	Es wird sichergestellt, dass bei Bedarf eine angemessene Be- und Entlüftung vorhanden ist Je nach Art der Silos (offene oder geschlossene) wird entsprechend gehandelt, um die richtige Lüftung zu gewährleisten	Niedriges Risiko
ST-4: Undichtigkeiten beim Speichertank (aufbereitetes Wasser)	Niedrig	Möglichkeit von Freisetzung von aufbereitetem Wasser in die Umwelt Wasserqualität ist ausreichend für Bewässerungszweck	Unwahrscheinlich	Unwahrscheinlichkeit von Materialfehlern aufgrund spezieller Konstruktion der Behälter Möglichkeit von Vandalismus, da der Zaun keine	Niedriges Risiko

Nr.	Schadensausmaß		Eintrittswahrscheinlichkeit		Risiko
	Ergebnis	Erwägungsgründe	Ergebnis	Erwägungsgründe	
				unüberwindbare Barriere darstellt	
ST-5: Wiederverkeimung im Speichertank (aufbereitetes Wasser)	Moderat	Krankheitserreger könnten auf die Pflanzen gelangen, was potenziell negative Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit haben könnte Die Lebensmittel werden jedoch nicht roh verzehrt Durch die Tröpfchenbewässerung werden die Pflanzen nicht direkt nass, was das Risiko von Keimübertragung reduziert	Möglich	Möglichkeit von Wiederverkeimung bei UV-Desinfektion, keine Depotwirkung MBR (Membranbioreaktor) als zusätzliche Desinfektionsfunktion	Moderates Risiko
ST-6: Sabotage am Speichertank (aufbereitetes Wasser)	Ernst	Möglichkeit des Einbringens von stark toxischen Substanzen Schwierige Entfernung solcher Substanzen	Selten	Feld in unmittelbarer Nähe von Anwohnern und leicht zugänglich Das Verhalten von Personen wird voraussichtlich von Vernunft und Respekt gegenüber ihrer eigenen Gesundheit und der Umwelt geprägt sein Aufbereitungsanlage ist abgezäunt, jedoch Möglichkeit von Vandalismus	Niedriges Risiko

Für die sechs Gefahrenszenarien aus dem Bereich Transport und Speicherung ergeben sich vier Szenarien mit niedrigem Risiko und zwei mit moderatem Risiko (Tabelle 41).

Die beiden Gefahrenszenarien, die mit einem moderaten Risiko bewertet wurden, sind ST-2 und ST-5. Das Szenario ST-2 bezieht sich auf Undichtigkeiten im Zusammenhang mit einer möglichen Speicherung des Schmutzwassers am Feld, bevor es aufbereitet wird. Das moderate Risiko ist insbesondere durch das ernsthafte Schadensmaß zu erklären. Für den Fall, dass Abwasser in die Umwelt gelangt, könnten sich die hohen Konzentrationen einiger Stoffe negativ auf die Umwelt auswirken. Insbesondere wenn größere Mengen auslaufen, wären eine Kontamination der Böden und eine Auswaschung ins Grundwasser zu befürchten. Außerdem könnten Passanten in diesem Fall mit dem Schmutzwasser in Kontakt kommen. Die Wahrscheinlichkeit, dass ein solches Szenario eintritt, ist jedoch gering, da die verwendeten Materialien speziell für den Zweck der Wasserspeicherung ausgelegt sind. Zwar sind kleinere Undichtigkeiten zum Beispiel an Verbindungsstücken denkbar, aber größere Undichtigkeiten mit den oben genannten Schadensausmaßen sind unwahrscheinlich. Unter anderem auch, weil bei kritischen Punkten des Systems

(Befüllung des Silos) eine Person anwesend wäre, die den Prozess überwachen und gegebenenfalls stoppen kann. Bei diesem Szenario ist allerdings wichtig zu erwähnen, dass es hypothetisch ist, da zum jetzigen Zeitpunkt noch keine Speicherung des Schmutzwassers am Feld vorgesehen ist.

Das Szenario ST-5, welches ebenfalls mit einem moderaten Risiko bewertet wurde, betrifft die Wiederverkeimung des Bewässerungswassers im Speichersilo. Eine Wiederverkeimung könnte dazu führen, dass Viren und Bakterien auf die Feldfrüchte gelangen, was potenziell negative Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit haben könnte. Andererseits wird das Schadensausmaß dadurch abgeschwächt, dass die Lebensmittel nicht zum Rohverzehr gedacht sind. Durch die Tröpfchenbewässerung werden die Pflanzen auch nicht direkt nass, sondern nur der Boden. Dass das Wasser im Speichersilo wiederverkeimt, ist durchaus möglich, da die UV-Desinfektion keine Depotwirkung hat (Seis et al., 2016). Dieses Risiko könnte verringert werden, indem das Bewässerungswasser direkt vor dem Ausbringen noch einmal UV-desinfiziert würde. Außerdem werden auch durch die Membran des MBR Viren und Bakterien entfernt, sodass auch dadurch eine Desinfektion vorhanden ist.

Die Gefahrenszenarien aus dem Bereich des Transports und der Speicherung wurden zusätzlich auch mit einer 3x3 Matrix bewertet. Die Erwägungsgründe ändern sich gegenüber der Bewertung mit der 5x5 Matrix nicht und entsprechen denen in Tabelle 41. Die daraus resultierende Risikobewertung ergibt jedoch für alle Gefahrenszenarien ein mittleres Risiko. Durch die Begrenzung auf drei Stufen wird das Spektrum der Risikobewertung bei der 3x3 Matrix eingeschränkt. Dies resultierte darin, dass mehr Szenarien in die Kategorie „mittleres Risiko“ fallen, obwohl sie zuvor zu großen Teilen mit einem niedrigeren Risikoniveau bewertet wurden. Im Vergleich dazu bietet die 5x5 Matrix eine differenziertere Bewertung der Risiken. Aufgrund dieser feineren Abstufung des Risikos wurde für alle anderen Gefahren- und Risikobereiche nur die 5x5 Matrix für die Bewertung angewendet.

Die Risikobewertung der Gefahrenszenarien für den Bereich der **Aufbereitungsanlage** ist in

Tabelle 42 dargestellt.

Unter den sieben Gefahrenszenarien im Bereich der Aufbereitungsanlage zeigen sich sechs mit niedrigem Risiko, während nur ein Szenario ein moderates Risiko aufweist (

Tabelle 42).

Grundsätzlich spricht dies für die hohe Qualität der Aufbereitung, die durch das Multibarrierensystem unterstützt wird, sodass einzelne Probleme oder Ausfälle nicht direkt zu schwerwiegenden Folgen führen.

Tabelle 42: Risikobewertung der Gefahrenszenarien im Bereich der Aufbereitungsanlage (AB).

Nr.	Schadensausmaß		Eintrittswahrscheinlichkeit		Risiko
	Ergebnis	Erwägungsgründe	Ergebnis	Erwägungsgründe	
AB-1: Eingeschränkte biologische Reinigungswirkung (MBR)	Niedrig	Ablaufwerte werden regelmäßig überwacht und frühzeitig erkannt Gegenmaßnahmen können ergriffen werden z.B. Bewässerung kann bei Bedarf gestoppt werden	Möglich	Die Flussrate wird angemessen gesteuert und in Vorversuchen auf zu erwartende Betriebsbedingungen angepasst. Erhöhte Salzgehalte im aufbereiteten Wasser können die Biologie	Niedriges Risiko

Nr.	Schadensausmaß		Eintrittswahrscheinlichkeit		Risiko
	Ergebnis	Erwägungsgründe	Ergebnis	Erwägungsgründe	
				schädigen, jedoch in geringem Maße (Bhattacharyya et al., 2022) Fouling der Membran durch aerobe Anwendung ist eher gering	
AB-2: Biologie kommt zum Erliegen (MBR)	Niedrig	Möglichkeit zur Gegensteuerung und rechtzeitigem Stoppen des Prozesses Potenzielle Gefahr von Rohabwasser in die Umwelt beim Entleeren der Behälter B01 und B02	Unwahrscheinlich	Im Vergleich zu AB-1 ist es unwahrscheinlicher, dass die Biologie komplett zum Erliegen kommt Zusätzliche Gefahr durch das Leeren der Behälter ist überschaubar, da es sich um routinierte Vorgänge handelt	Niedriges Risiko
AB-3: Unzureichender Feststoffrückhalt (Membran-MBR)	Niedrig	Mikrobiologische Gefahren könnten erhöht sein→Multibarrierensystem schwächt Effekte ab „Selbstheilungseffekt“ der Membran: Partikel verschließen eine mögliche Fehlstelle in der Membran. Größere Beschädigungen kann z.B. durch Überprüfen der Prozessdaten schneller erkannt und ggf. kann die Anlage abgestellt werden	Unwahrscheinlich	Die Flussrate wird angemessen gesteuert und vorsichtig an die optimalen Werte herangetastet Größerer Beschädigung (die nicht durch den „Selbstheilungseffekt“ verschlossen werden können) treten so gut wie nie auf.	Niedriges Risiko
AB-4: Eingeschränkte Wirksamkeit der Fällung (Fällmitteldosierung)	Niedrig	Keine unmittelbare Gefahr für die Gesundheit und Umwelt Grundsätzlicher Aufbereitungsprozess funktioniert auch ohne Zugabe von Fällmitteln Möglicherweise erhöhte Phosphorkonzentrationen	Möglich	Einzelne Haushalte können einen signifikanten Einfluss auf die Rohwasserqualität haben Dadurch können unvorhersehbare Veränderungen im Rohwasser auftreten, die eine schnelle Anpassung erfordern Automatische Dosierung	Niedriges Risiko
AB-5: Eingeschränkte Wirksamkeit der Adsorptionsprozesse (Aktivkohledosierung)	Niedrig	Keine unmittelbare Gefahr für die Gesundheit und Umwelt Grundsätzlicher Aufbereitungsprozess funktioniert auch ohne Zugabe von Aktivkohle	Möglich	Einzelne Haushalte haben einen signifikanten Einfluss und es kann zu unvorhersehbaren Veränderungen im Rohabwasser kommen	Niedriges Risiko

Nr.	Schadensausmaß		Eintrittswahrscheinlichkeit		Risiko
	Ergebnis	Erwägungsgründe	Ergebnis	Erwägungsgründe	
		Möglicherweise erhöhte Spurenstoffe			
AB-6: UV-Anlage ist defekt oder zu leistungsschwach (UV-Desinfektion)	Moderat	Krankheitserreger können negative Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit haben→ Multibarrierensystem schwächt Effekte ab Es ist zu beachten, dass die kultivierten Pflanzen nicht für den Rohverzehr bestimmt sind.	Möglich	Mögliche Biofilmbildung kann die UV-Desinfektion einschränken	Moderates Risiko
AB-7: Die gesamte Aufbereitungsanlage versagt	Niedrig	Mögliche Auswirkungen auf Mensch und Umwelt Durch Personen vor Ort und Ablaufwerte schnelles Erkennen, wenn das Problem vorliegt.	Unwahrscheinlich	Es ist unwahrscheinlich, dass es zu einem Gesamtausfall der Anlage kommt Falls ein Gesamtausfall dennoch auftritt, wäre es unwahrscheinlich, dass unbehandeltes Wasser auf das Feld gelangt, da die Pumpen nicht funktionieren würden	Niedriges Risiko

Die Gefahr, die mit einem moderaten Risiko bewertet wurde, bezieht sich auf die UV-Desinfektion (AB-6). Das Szenario besteht darin, dass die UV-Desinfektion zu leistungsschwach oder defekt ist. Die UV-Anlage spielt eine entscheidende Rolle bei der Desinfektion des Wassers. Bei Problemen mit der UV-Anlage kann es passieren, dass Krankheitserreger im Bewässerungswasser überleben. Dies kann sich negativ auf die menschliche Gesundheit auswirken. Obwohl auch die Membran des MBR eine gewisse Desinfektionswirkung hat und die Pflanzen nicht zum Rohverzehr gedacht sind, können potenzielle Gesundheitsgefahren bei Problemen mit der UV-Anlage nicht ausgeschlossen werden, da sie die wichtigste Komponente für die Desinfektion ist.

In Tabelle 43 werden die Gefahrenszenarien hinsichtlich ihres Risikos bewertet, die **auf dem Feld** zum Beispiel bei der Bewässerung auftreten können.

Tabelle 43: Risikobewertung der Gefahrenszenarien im Bereich des Feldes (F).

Nr.	Schadensausmaß		Eintrittswahrscheinlichkeit		Risiko
	Ergebnis	Erwägungsgründe	Ergebnis	Erwägungsgründe	
F-1-A: Fehler im Bewässerungssystem (aufbereitetes Wasser)	Niedrig	Bei Überwässerung oder herumspritzendem Wasser gelangt ausschließlich aufbereitetes Wasser in die Umwelt Menschen haben maximal zu dem aufbereiteten Wasser direkten Kontakt Fehler und Unregelmäßigkeiten können durch geschultes Personal und Sensoren zeitnah erkannt werden. Drucksensoren würden ebenfalls Störungen erkennen	Möglich	Anfälligkeit für Beschädigungen durch Nager oder Feldbewirtschaftung. Möglichkeit von Verstopfungen, die zu ungleichmäßiger Bewässerung führen können. Insgesamt jedoch recht wenig fehleranfälliges Bewässerungssystem durch fachgerechte Installation, Wartung und Überwachung.	Niedriges Risiko
F-1-B: Fehler im Bewässerungssystem (unzureichend aufbereitetes Wasser)	Moderat	Möglichkeit, dass unzureichend aufbereitetes Wasser auf das Feld gelangt und menschlicher Kontakt mit dem Wasser entsteht Potenzielles Risiko für das Auftreten von Krankheitserregern im Wasser, insbesondere bei dauerhafter Bewässerung mit nicht ausreichend aufbereitetem Wasser. Drucksensoren würden Störungen erkennen	Möglich	Wahrscheinlichkeit für das Szenario F-1-A, sowie den Ausfall der meisten Anlagenelemente, wird als "möglich" eingestuft. Beschädigung des Bewässerungssystems durch Nager oder Feldarbeiten prinzipiell möglich	Moderates Risiko
F-2: Fehleinschätzung des Bewässerungsbedarfs	Niedrig	Fehleinschätzungen bezüglich des Bewässerungsbedarfs können zu Überwässerung führen und potenziell Auswaschung von Wasser ins Grundwasser verursachen. Hohe Qualität des aufbereiteten Wassers mindert die potenzielle Gefahr.	Unwahrscheinlich	Einsatz von mehreren Sonden mit mehreren Sensoren zur Überwachung des Bodenfeuchte →Unwahrscheinlich, dass alle Sensoren falsche Ergebnisse liefern →Wetterdaten werden auch in der Bewässerung berücksichtigt Auf Grund der Bemessung des Silos (10 m^3) ist eine Überwässerung unrealistisch	Niedriges Risiko

Nr.	Schadensausmaß		Eintrittswahrscheinlichkeit		Risiko
	Ergebnis	Erwägungsgründe	Ergebnis	Erwägungsgründe	
F-3: Direkter Hautkontakt bei Arbeiten mit dem Bewässerungsschlauch	Niedrig	Aufbereitetes Wasser in und an den Schläuchen → Hautkontakt möglich →Aber Schutzausrüstung bzw. Handschuhe und lange Kleidung	Unwahrscheinlich	Geschultes Personal zur korrekten Handhabung des Bewässerungsschlauchs, einschließlich sicherer Arbeitspraktiken. Keine Arbeiten mit dem Bewässerungsschlauch unmittelbar nach der Bewässerung	Niedriges Risiko
F-4: Missbrauch des aufbereiteten Wassers	Niedrig	Durch die Verwendung von aufbereitetem Wasser wird das Risiko von Kontaminationen oder unerwünschten Auswirkungen auf Menschen und Umwelt verringert, da schädliche Substanzen entfernt werden Es ist nicht mit großen Wassermengen zu rechnen	Wahrscheinlich	Das Feld ist nicht abgegrenzt. Einschätzung: Leute gehen auf das Feld (zumindest indirekter Kontakt z.B. durch Hunde wahrscheinlich) Verwendung von Tröpfchenbewässerung stellt sicher, dass das Wasser direkt an den Pflanzenwurzeln abgegeben wird und nicht auf den Feldfrüchten verbleibt →vermindert die Wahrscheinlichkeit für direkten Kontakt	Moderates Risiko
F-5: Probenahme bei noch nassem Boden	Niedrig	s. F-4 Arbeitsschutz	Unwahrscheinlich	Probenahme angepasst auf Bewässerungszeiten Geschulte Personen wissen womit sie es zu tun haben und verhalten sich entsprechend	Niedriges Risiko
F-6: Kontakt bei der Ernte und/oder Feldarbeiten	Niedrig	s. F-4 Arbeitsschutz	Unwahrscheinlich	Feldfrüchte werden hier mit dem Mähdrescher geerntet → daher ist der direkte Kontakt eher unwahrscheinlich	Niedriges Risiko
F-7: Auswaschungen ins Grundwasser	Niedrig	Aufbereitetes Wasser →schädliche Substanzen sind entfernt/ gering konzentriert →Reduzierung der Umweltauswirkungen	Möglich	Bedarfsgerechte Bewässerung mittels Tröpfchenbewässerung →Auswaschungen minimiert Aber Auswaschung von angereicherten Stoffen durch Regen möglich	Niedriges Risiko

Nr.	Schadensausmaß		Eintrittswahrscheinlichkeit		Risiko
	Ergebnis	Erwägungsgründe	Ergebnis	Erwägungsgründe	
F-8: Stromschlag	Ernst	Stromschlag hätte ernste gesundheitliche Folgen	Selten	Nicht konkret durch Wasserwiederverwendung zu befürchten Komponenten sind entsprechend Richtlinien des Verbands Deutscher Elektrotechniker abgesichert	Niedriges Risiko

Bei den insgesamt neun Gefahrenszenarien im Bereich des Feldes ergeben sich sieben mit niedrigem und zwei mit moderatem Risiko (Tabelle 43).

Die beiden Gefahrenszenarien mit einem moderaten Risiko sind F-1-B und F-4. Das Szenario F-1-B beschäftigt sich mit Fehlern im Bewässerungssystem in Kombination mit dem Ausfall von Anlagenkomponenten. Störungen in dem Bewässerungssystem können zu einer lokalen Überwässerung oder zu herumspritzendem Wasser führen. Gleichzeit kann der Ausfall von Anlagenkomponenten zu unzureichend aufbereitetem Wasser führen. Das Schadensausmaß hiervon ist als moderat eingestuft, was insbesondere an der Tatsache liegt, dass unzureichend aufbereitetes Wasser auf dem Feld stehen könnte und bei Hautkontakt die menschliche Gesundheit gefährden könnte. Durch die Drucksensoren würden größere Leckagen allerdings schnell erkannt und die Bewässerung könnte gestoppt werden. Die Wahrscheinlichkeit, dass das Szenario F-1-B eintritt und schadhafte Auswirkungen hat, ist möglich. Zwar sind Beschädigungen durch Nager oder Feldbewirtschaftung, bis hin zum Zertrennen des Bewässerungsschlauches prinzipiell möglich, aber nach den Erfahrungswerten des Ingenieurbüro Irriproject selten. Außerdem besteht die Möglichkeit von Verstopfungen im Bewässerungsschlauch, welche zu ungleichmäßiger Bewässerung führen können. Für das Szenario F-1-B müsste zusätzlich zu einem Fehler im Bewässerungssystem auch das Aufbereitungssystem versagen. Die Wahrscheinlichkeit, dass einzelne Teilsysteme der Aufbereitungsanlage versagen, liegt überwiegend bei „möglich“ (Tabelle 42). Insgesamt ergibt sich daher für den Eintritt des Szenarios F-1-B mit Beschädigung des Bewässerungssystems und gleichzeitigem Ausfall von Anlagenkomponenten eine mögliche Eintrittswahrscheinlichkeit.

Das zweite Gefahrenszenario mit einem moderaten Risiko ist das Szenario F-4 (Missbrauch des aufbereiteten Wassers). Unter Missbrauch wird hier z.B. widerrechtliches Betreten des Feldes verstanden, was zu direktem Hautkontakt, Verschlucken des aufbereiteten Wassers oder von feuchtem Boden führen kann. Das Schadensausmaß dieses Szenarios ist niedrig, da das Wasser in seiner aufbereiteten Form eine hohe Qualität hat. Zudem ist durch die Tröpfchenbewässerung maximal Kontakt mit einer sehr geringen Menge möglich. Missbrauch des aufbereiteten Wassers aus dem Wassersilo ist nicht zu erwarten, da das Silo eingezäunt ist und darauf hingewiesen wird, dass es sich um aufbereitetes Wasser handelt. Die Wahrscheinlichkeit, dass das Szenario F-4 eintritt, ist „wahrscheinlich“. Durch die Verwendung von Tröpfchenbewässerung wird das Wasser direkt an den Boden/die Pflanzenwurzeln abgegeben, was dazu führt, dass die Pflanzen nicht nass werden. Allerdings ist das Feld selbst nicht von der Öffentlichkeit abgegrenzt. Laut der Einschätzung der Unteren Wasserbehörde werden Passanten das Feld betreten, zum Beispiel um Sonnenblumen abzuschneiden oder es kommt zu indirektem Kontakt zum Beispiel durch Hunde, die auf das Feld gehen.

Die Gefahrenszenarien, die im Bereich des **Einzugsgebiets** und der **Umgebung** auftreten können, sind in der Tabelle 44 hinsichtlich ihres Risikos bewertet.

Tabelle 44: Risikobewertung der Gefahrenszenarien im Bereich des Einzugsgebiets und der Umgebung (EZU).

Nr.	Schadensausmaß		Eintrittswahrscheinlichkeit		Risiko
	Ergebnis	Erwägungsgründe	Ergebnis	Erwägungsgründe	
EZU-1: Krankheitswelle in Fresdorf	Nicht signifikant	Erhöhte Konzentration von Krankheitserregern und Medikamentenrückständen (Spurenstoffe) im Schmutzwasser Aufbereitungsanlage kann dem gerecht werden	Wahrscheinlich	Krankheitswellen treten regelmäßig auf	Niedriges Risiko
EZU-2: Unsachgemäße Entsorgung von Medikamenten oder Haushaltschemikalien	Moderat	Abhängig von Menge und Stoff können einige Chemikalien und Medikamente nicht ausreichend durch Aufbereitungsanlagen entfernt werden und verursachen Umweltschäden.	Möglich	Feststoffe und Chemikalien gelangen aufgrund unsachgemäßer Entsorgung vor allem durch ältere Menschen in Sammelgruben, wie vom Saugwagenfahrer berichtet.	Moderates Risiko
EZU-3: Schwankende Abwasserqualität	Niedrig	Einstellbare Anlage, die dank flexibler Aktivkohle- und Fällmitteldosierung auf verschiedene Abwasserqualitäten reagieren kann, aber keine online Messung mit automatischer Dosierung für Aktivkohledosierung vorhanden	Möglich	Die Abwasserqualität kann aufgrund des hohen Einflusses einzelner Sammelgruben stark schwanken; negative Auswirkungen auf die Wasserqualität sind möglich, aber nicht wahrscheinlich	Niedriges Risiko
EZU-4: Verminderter Abfluss aus der Kläranlage in Oberflächengewässer	Nicht signifikant	Nicht abflussrelevanter Anteil an Abwassermenge im Klärwerk Stahnsdorf Maximale täglich aufbereitete Abwassermenge bei PU_2R sind 20 m^3; Reinigungskapazität bei Trockenwetter in Stahnsdorf sind 52.000 m^3/Tag (bwb, 2023) Vernachlässigbarer Einfluss auf Gewässer	Selten	Sehr geringe Wahrscheinlichkeit für negative Effekte aufgrund der geringen Wassermenge Kontrollierte Entnahme aus einzelnen Sammelgruben (es wird nicht versehentlich mehr entnommen)	Sehr niedriges Risiko

Von den vier Gefahrenszenarien im Bereich des Einzugsgebiets und der Umgebung weist ein Szenario ein sehr geringes Risiko auf, zwei ein niedriges Risiko und ein Gefahrenszenario weist ein moderates Risiko auf.

Das moderate Risiko besteht bei dem Szenario EZU-2 (Unsachgemäße Entsorgung von Medikamenten oder Haushaltschemikalien). Das Schadensausmaß hierfür wird als moderat bewertet. Zwar können die potenziellen Auswirkungen mit der Menge und Art des Stoffs stark schwanken, jedoch ist es durchaus denkbar, dass unsachgemäß entsorgte Chemikalien und Medikamente nicht ausreichend durch die Aufbereitungsanlagen entfernt werden und Umweltschäden verursachen. Allerdings ist grundsätzlich maximal mit haushaltüblichen Mengen zu rechnen, welche keine signifikanten Auswirkungen hätten. Die Wahrscheinlichkeit, dass ein solches Szenario eintritt, ist möglich. Laut Einschätzung des Saugwagenfahrers gelangen regelmäßig Feststoffe und Chemikalien aufgrund unsachgemäßer Entsorgung (vor allem durch ältere Menschen) in Sammelgruben. Beispielsweise kann die vereinzelt deutlich erhöhte Konzentration von DCF in dem Schmutzwasser der Sammelgruben darauf hindeuten, dass Schmerzmittel in einzelnen Haushalten unsachgemäß verwendet oder entsorgt wurden (siehe Kapitel 392.1).

Insgesamt wurden in allen Bereichen 26 Gefahrenszenarien ermittelt und bewertet. Von diesen Szenarien stellt der überwiegende Teil ein niedriges Risiko dar (19 Szenarien). Ein weiteres Szenario wird mit der geringsten Risikostufe eingeschätzt und die restlichen sechs mit einem moderaten Risiko. Demzufolge gibt es keine Szenarien, die ein hohes oder sehr hohes Risiko darstellen. Die Risikobewertung ist demnach insgesamt als positiv zu bewerten und deutet darauf hin, dass das Wasserwiederverwendungsvorhaben mit effektiven Maßnahmen zur Risikominimierung prinzipiell implementiert werden kann.

4.2.2.3 Zusätzliche Anforderungen (KRM 6)

In der EU-Verordnung (REG (EU) 2020/741, 2020) werden Anforderungen an die Qualität und die Mindesthäufigkeit der Routineüberwachung des aufbereiteten Bewässerungswassers vorgegeben. Diese Anforderungen beziehen sich auf E.coli, den BSB5, die gesamten suspendierten Feststoffe (TSS; total suspended solids), die Trübung und bei dem Risiko der Aerosolbildung auf Legionella spp.. Das Risiko der Aerosolbildung ist bei der Tröpfchenbewässerung jedoch geringer als bei anderen Bewässerungsarten, weshalb die Qualitätsanforderung für Legionella ssp. im PU_2R-Projekt nicht so relevant ist wie in anderen Wasserwiederverwendungsvorhaben mit Beregnung. Wenn Weideflächen oder Futterpflanzen bewässert werden, gehören auch Intestinale Nematoden zu den Qualitätsanforderungen. Im Anbaujahr 2023 sollen die angebauten Sonnenblumen auf dem Feld des PU_2R-Projekts nicht als Futterpflanzen verwendet werden. Aus diesem Grund müssen die Intestinale Nematoden in diesem Jahr nicht für die Qualität des aufbereiteten Wassers berücksichtigt werden. Der Landwirt gibt jedoch an, dass andere Feldfrüchte, die regelmäßig auf dem Feld angebaut werden, als Tierfutter genutzt werden. Demnach kann es in anderen Jahren erforderlich werden Intestinale Nematoden zu berücksichtigen. Die Qualitätsanforderungen für die vorgeschriebenen Parameter sind entsprechend der Güteklasse des aufbereiteten Wassers verschieden. Die Güteklassen umfassen Kategorien von A bis D, wobei A die höchsten Anforderungen hat und D die geringsten. Das aufbereitete Wasser im PU_2R-Projekt muss den Anforderungen der Kategorie C entsprechen. In diese Kategorie fallen unter anderem Nahrungsmittelpflanzen und Non-Food-Kulturen, wie zum Beispiel Futterpflanzen. Bei dieser Art von Kulturpflanzen in Kombination mit einer Tröpfchenbewässerung ist die Kategorie C die Mindestgüteklasse des aufbereiteten Wassers (REG (EU) 2020/741, 2020). Damit ergeben sich folgende vorgeschriebenen Qualitätsanforderungen für das Bewässerungswasser im PU_2R-Projekt.

- *E.coli* ≤ 1000 Anzahl/100 mL
- BSB_5 gemäß Richtlinie 91/271/EWG (Anhang 1 Abschnitt D)
- TSS gemäß Richtlinie 91/271/EWG (Anhang 1 Abschnitt D)

Die Qualitätsanforderung für die Trübung entfällt, da sie nur für die Kategorie A vorgesehen ist. Die Intestinale Nematoden müssen für zukünftige Bewässerung von Tierfutterpflanzen unter 1 Ei/L liegen (REG (EU) 2020/741, 2020). Außerdem wird als Zielvorgabe für die Technik eine Zweitbehandlung und Desinfektion des Wassers vorgeschrieben. Im PU_2R-Projekt werden diese Zielvorgaben übertroffen, da die Aufbereitungsmethoden der weitergehenden Abwasserbehandlung zuzurechnen sind. Durch den MBR gibt es außerdem eine Filtration, die nur für die Güteklasse A gefordert wird. Auch eine Desinfektion, welche für alle Güteklassen vorgeschrieben ist, wird im PU_2R-Projekt als Teil des Aufbereitungsprozesses durchgeführt.

Die Anforderungen bezüglich der Richtlinie 91/271/EWG (Anhang 1 Abschnitt D) sind für die Bewässerung im PU_2R-Projekt nicht ganz eindeutig, da sich diese Richtlinie auf die Behandlung von kommunalem Abwasser bezieht (Richtlinie 91/271/EWG, 2008). Die Anforderungen richten sich dabei entsprechend der Einwohnerwerte, die an die Kläranlage angeschlossen sind. Im PU_2R-Projekt wird jedoch nicht der Klarlauf aus kommunalen Kläranlagen aufbereitet, sondern Schmutzwasser aus Sammelgruben. Um dennoch plausible Mindestanforderungen für das aufbereitete Wasser zu bekommen, kann allenfalls die geringste Größenklasse mit 2000 bis 10000 Einwohnerwerten angenommen werden. Unter der Einschränkung, dass die Richtlinie sich nicht unmittelbar auf das PU_2R-Projekt anwenden lässt, ergeben sich folgende Qualitätsanforderungen, die als Maßstab dienen können:

- BSB_5 25 mg/L; 40 % Mindestverringerung
- TSS 60 mg/L; 70% Mindestverringerung

Für die Trübung ist laut EU-Verordnung (REG (EU) 2020/741, 2020) nur in der Güteklasse A ein Wert von ≤ 5 NTU vorgeschrieben. Der MBR erzielt stabile Trübungswerte deutlich darunter, dass auch eine Vorgabe von ≤ 2 NTU sicher eingehalten werden könnte.

Die Mindesthäufigkeit der Routineüberwachung wird ebenfalls in der EU- Verordnung (REG (EU) 2020/741, 2020) vorgeschrieben. Auch diese ist je nach Güteklasse des aufbereiteten Wassers unterschiedlich. Das Schmutzwasser aus den Sammelgruben im PU_2R-Projekt wird chargenweise mit einem Saugwagen geliefert und das aufbereitete Wasser wird vor der Bewässerung im Speichersilo zwischengespeichert. Daher ist es sinnvoll, von den vorgeschriebenen Routinen in der Verordnung abzuweichen und die Überwachung ebenfalls chargenweise durchzuführen. Die daraus resultierende Überwachung wäre umfassender als von der EU- Verordnung (REG (EU) 2020/741, 2020) vorgeschrieben, da die Beprobung jeder Charge eine Überwachung des gesamten Wassers ermöglichen würde, anstatt nur Stichproben in bestimmten Zeitabständen zu nehmen.

Sinnvoll ist neben der Überwachung des aufbereiteten Wassers auch die Beprobung des Schmutzwassers vor der Aufbereitung, um ein umfassenderes Bild über die Wasserqualität zu erhalten. Zudem ermöglicht dies eine Bewertung der Effektivität der Reinigungsleistung und es können gegebenenfalls Anpassungen entsprechend der Rohwasserqualität vorgenommen werden. Auch diese Überprüfung ist in der EU-Verordnung (REG (EU) 2020/741, 2020) nicht vorgesehen und übersteigt die Anforderungen.

Über die vorgeschriebenen Parameter hinaus ist es im PU_2R-Projekt sinnvoll zusätzliche Anforderungen festzulegen. Beispielsweise können Spurenstoffe über das häusliche Schmutzwasser in

das Bewässerungswasser gelangen. Trotz der hochwertigen Aufbereitung, die mit Aktivkohledosierung und Ultrafiltration auch Spurenstoffe entfernen kann (Helmecke et al., 2020), gilt es die Spurenstoffe zu kontrollieren und Gewissheit über die Effektivität der Reinigungsleistung hinsichtlich der Spurenstoffe zu erlangen. Aufgrund der Vielzahl von Stoffen ist es nicht möglich alle Spurenstoffe zu überprüfen, daher ist es sinnvoll Indikatorstoffe zu benennen. Als Indikatorstoffe können folgende von der LAWA empfohlene Substanzen verwendet werden (LAWA, 2022):

- Carbamazepin (CBZ)
- Clarithromycin
- Diclofenac (DCF)
- Gabapentin
- Hydrochlorothiazid
- Irbesartan
- Metoprolol
- Sulfamethoxazol (SMX)
- Benzotriazol (BTA)
- Σ 4- und 5-Methylbenzotriazol

Vier dieser Stoffe wurden bereits bei der Charakterisierung des Schmutzwassers aus den Sammelgruben analysiert (CBZ, DCF, BTA und SMX). BTA gehört dabei zu den vier Stoffen, von denen die höchsten Konzentrationen detektiert wurden. Auch DCF wurde in einzelnen Sammelgruben in erhöhten Konzentrationen nachgewiesen (siehe Kapitel 2.1).

Neben diesen Stoffen sind auch PFAS bei der Wasserwiederverwendung zu beachten. Aufgrund ihrer breiten Anwendung kommen sie auch im häuslichen Abwasser vor. Auch im Bereich der PFAS können nicht alle Stoffe kontrolliert werden. Um einen Grenzwert für diese Stoffe zu bestimmen, kann sich vorsorglich an der novellierten EU-Trinkwasserrichtlinie orientiert werden. Diese schreibt einen Grenzwert von 0,1 µg/L für die Summe von 20 ausgewählten PFAS vor. Die Liste dieser 20 Stoffe ist in Anhang 3 Teil B der Trinkwasserrichtlinie (EU) 2020/2184 zu finden.

Auch mikrobiologische Überwachungsparameter sollten ergänzt werden. Hier bietet es sich an, dem von der DWA diskutierten Vorschlag zu folgen und die Anforderungen um Salmonellen und Fäkalstreptokokken zu ergänzen. Für die Güteklasse C sind die zusätzlichen Anforderungen im DWA-Merkblatt wie folgt definiert:

- Salmonellen nicht nachweisbar
- Fäkalstreptokokken ≤ 400 Anzahl/100 mL

Eine weitere zusätzliche Anforderung im Bereich der mikrobiologischen Parameter ist das Erreichen von Leistungszielen für die log-Reduktionen (E. coli ≥ 5,0; Coliphagen insgesamt ≥ 6,0; Sporenbildner ≥ 5,0). Diese Anforderung ist für die Güteklassen A bis C sinnvoll und somit auch für das PU_2R-Projekt.

Auch die Etablierung einer Filtrationsstufe für die Güteklassen A bis C ist eine geeignete zusätzliche Anforderung. Diese wird im PU_2R-Projekt durch den MBR erfüllt.

Des Weiteren werden in der EU-Verordnung (REG (EU) 2020/741, 2020) auch Schwermetalle, Pestizide und Desinfektionsnebenprodukte als zusätzliche Parameter vorgeschlagen. Im PU_2R-Projekt sind diese jedoch von untergeordneter Relevanz und müssen nicht in die Auswahl der zu überwachenden Parameter aufgenommen werden. Schwermetalle sind in dem unbehandelten Schmutzwasser aus den Sammelgruben gering konzentriert, sodass nicht mit einer Beeinträchtigung des Bewässerungswassers zu rechnen ist (siehe Kapitel 2.1). Auch Pestizide sind nicht in größeren Mengen zu erwarten, da es sich um Abwasser häuslichen Ursprungs handelt. Desinfektionsnebenprodukte sind aufgrund der Art der Desinfektion im Bewässerungswasser nicht zu erwarten. Sowohl bei der UV-Desinfektion als auch bei der Desinfektion durch die Membranfiltration im MBR entstehen keine Nebenprodukte, wie es zum Beispiel bei einer Chlorung der Fall wäre (Seis et al., 2016).

Zusammenfassend können die folgenden Anforderungen an das aufbereitete Wasser in PU_2R als geeignet betrachten werden:

- *E.coli* ≤ 1000 Anzahl/100 mL, log-Reduktion ≥ 5,0
- Coliphagen, insgesamt log-Reduktion ≥ 6,0
- Sporenbildner log-Reduktion ≥ 5,0
- Salmonellen nicht nachweisbar
- Fäkalstreptokokken ≤ 400 Anzahl/100 mL
- BSB_5 25 mg/L; 40 % Mindestverringerung
- TSS 60 mg/L; 70 % Mindestverringerung
- Trübung ≤ 2 NTU
- Spurenstoffe Indikatorstoffe (s. oben)
- $PFAS_{\Sigma 20}$ 0,1 µg/L
- Zielvorgaben Technik Zweitbehandlung, Desinfektion, Filtration

Eine sinnvolle Häufigkeit für die Überwachung im PU_2R-Projekt ist die Beprobung jeder Charge vor und nach der Aufbereitung. Die Anforderungen, die an das PU_2R-Projekt gestellt werden, übersteigen damit die Anforderungen der EU-Verordnung (REG (EU) 2020/741, 2020) und bieten eine gute Kontrolle des Bewässerungswassers.

4.2.2.4 Vorsorgemaßnahmen (KRM 7)

Die Vorsorgemaßnahmen gemäß des RMP umfassen neben bereits im Wasserwiederverwendungssystem etablierten Maßnahmen, Aktivitäten und Barrieren auch solche, deren Notwendigkeit erst bei der Erstellung des RMP deutlich geworden sind (C 298, 2022). Die Vorsorgemaßnahmen im PU_2R-Projekt lassen sich in vier Kategorien gliedern: technologische Maßnahmen, Wassermanagement und Bewässerung, Kommunikation und Sicherheit sowie zeitliche Planung und Durchführung.

Die technologischen Maßnahmen umfassen alle Behandlungsprozesse, die eine gute Qualität des Bewässerungswassers sicherstellen sollen. Das sind insbesondere die Aufbereitung mit MBR, Fällmittel- und Pulveraktivkohledosierung und UV-Desinfektion. Wichtig ist, dass es sich bei der Aufbereitung in PU_2R um ein Multibarrierenkonzept handelt. Beispielsweise erfolgt die Desinfektion zwar primär über die UV-Desinfektion, aber auch durch den MBR kann eine weitgehende

Desinfektion erreicht werden (DWA-M 227, 2014). Durch diese redundanten Sicherheitsstrukturen bietet der Aufbereitungsprozess im PU_2R-Projekt einen besonders zuverlässigen Schutz und ist weniger anfällig für Störungen.

Zusätzlich zu den verschiedenen Aufbereitungsschritten spielen auch Messungen und Kontrollen eine wichtige Rolle für die Qualitätsüberprüfungen des Bewässerungswassers. Obwohl diese Überprüfungen nicht direkt zur Wasserbehandlung beitragen, ermöglichen sie das Erkennen von Abweichungen von den vorgesehenen Aufbereitungsplänen. Dadurch können entsprechende Gegenmaßnahmen ergriffen werden, um sicherzustellen, dass die Aufbereitung effektiv funktioniert und die gewünschte Wasserqualität erreicht wird. Im PU_2R-Projekt sind dies eine Trübungsmessung, eine Online-Phosphatmessung und die Aufzeichnung der Prozessdaten des MBR. Die Dosierung des Fällmittels wird im Laufe des Projekts an die Phosphatmessung gekoppelt, sodass die Dosierung des Fällmittels automatisch an die vorliegende Konzentration angepasst wird.

Die Vorsorgemaßnahmen im Bereich des Wassermanagements und der Bewässerung sind vor allem die bedarfsgerechte Bewässerung und die Tröpfchenbewässerung. Durch die bedarfsgerechte Bewässerung werden Auswaschungen ins Grundwasser minimiert. Die Tröpfchenbewässerung verhindert, dass die gesamte Pflanze nass wird. Somit ist das Risiko für die Kontamination des oberirdischen Teils der Pflanze mit Pathogenen durch die Bewässerung geringer als bei anderen Bewässerungsarten (C 298, 2022). Auch die Bildung von Aerosolen ist bei der Tröpfchenbewässerung geringer. Dies verringert die potenziellen Auswirkungen auf Menschen am und auf dem Feld.

Unterstützend wirken, neben der bedarfsgerechten Bewässerung mit Tröpfchenbewässerung, Drucksensoren und Bodenfeuchtesensoren als Kontrollsystem. Die Drucksensoren ermöglichen eine permanente Überprüfung der Dichtheit des Systems. Im Falle größerer Leckagen würde das Steuergerät automatisch das Ventil schließen und die Bewässerung stoppen. Geringere Druckveränderungen aufgrund von Temperaturschwankungen oder kleinen Leckagen lösen jedoch keine Fehlermeldung aus. Zusätzlich zu den Drucksensoren gibt es auch Bodenfeuchtesensoren auf dem Feld. Diese helfen dabei, den Wasserbedarf richtig einzuschätzen und tragen somit zur bedarfsgerechten Bewässerung bei. Darüber hinaus können die Sensoren auch eine Überwässerung, beispielsweise durch Leckagen, erkennen. Ähnlich wie bei den technologischen Maßnahmen gibt es somit auch im Bereich des Wassermanagements und der Bewässerung ein redundantes Sicherheitssystem.

Auch die hochwachsenden Kulturen, die auf dem Feld angebaut werden, können als Vorsorgemaßnahmen im Rahmen der Bewässerung bewertet werden (Maffettone & Gawlik, 2022). Bei hochwachsenden Kulturen ist es unwahrscheinlicher, dass die essbaren Teile der Pflanze direkt mit dem aufbereiteten Wasser in Kontakt kommen.

Zu den Vorsorgemaßnahmen aus dem Bereich Kommunikation und Sicherheit gehört die Information der Anwohner über die Bewässerung mit aufbereitetem Wasser. Im PU_2R-Projekt wurden die Anwohner in Form von Briefen über das geplante Vorhaben informiert. Durch die bereitgestellten Informationen wird erwartet, dass die Einwohner Fresdorfs ihr Verhalten anpassen, beispielsweise indem sie weniger dazu neigen, das Feld zu betreten. Auch eine Beschilderung des Feldes kann als eine Vorsorgemaßnahme gewertet werden (C 298, 2022). Eine Beschilderung für das Versuchsfeld in PU_2R ist sinnvoll, sobald die Bewässerung mit dem aufbereiteten Wasser beginnt.

Zudem sind die Aufbereitungsanlage und das Speichersilo im PU_2R-Projekt abgezäunt. Diese Zaunstruktur kann zwar keinen absoluten Schutz gegen Vandalismus bieten, jedoch trägt sie

durch Implementierung einer erhöhten physischen und optischen Barriere dazu bei, unbefugtes Betreten und Sabotage zu verhindern.

Zum Schutz von Personen, die das Feld Zwecks ihrer Arbeit betreten müssen, bietet persönliche Schutzausrüstung eine geeignete Vorsorgemaßnahme (C 298, 2022). Geeignete Schutzausrüstung ist daher auch im PU_2R-Projekt bei Probennahmen oder anderen Aktivitäten zu tragen, bei denen Kontakt zu dem aufbereiteten Wasser möglich ist.

Die Vorsorgemaßnahmen aus dem Bereich zeitliche Planung und Durchführung umfasst die Festlegung von Zeiten für die Bewässerung und Arbeiten auf dem Feld. Eine ausreichend zeitliche Trennung zwischen Bewässerung und Ernte führt zum Absterben von Pathogenen (Maffettone & Gawlik, 2022). Es besteht aktuell noch keine zeitliche Planung der Bewässerung und Ernte, beziehungsweise der Arbeiten auf dem Feld. Durch die Tatsache, dass das Projekt in enger Zusammenarbeit verschiedener Akteure stattfindet, ist eine flexible Abstimmung dieser Prozesse möglich und nötig.

Insgesamt sind im PU_2R-Projekt bereits diverse Vorsorgemaßnahmen Teil des Wiederverwendungssystems. Beispiele hierfür sind die hochwertige Aufbereitung nach dem Multibarrierenprinzip und die bedarfsgerechte Bewässerung mittels Tröpfchenbewässerung. Aber auch Beschilderungen, Schutzkleidung und eine zeitliche Abstimmung der Bewässerung stellen wirkungsvolle Maßnahmen dar, welche beim Beginn der Bewässerung mit dem aufbereiteten Wasser implementiert werden sollten.

4.2.3 Modul III: Überwachung

Das Modul III „Überwachung“ setzt sich aus den KRM 8 und 9 zusammen. Die Qualitätskon-trollsysteme (KRM 8) beziehen sich auf die Überwachung des aufbereiteten Wassers und sollen die Effektivität des Aufbereitungsprozess und der Vorsorgemaßnahmen garantieren. In KRM 9 „Umweltüberwachsungssystem“ geht es um die Überprüfung der Emission von Schadstoffen in verschiedene Umweltkompartimente. Betroffene Umweltrezeptoren können zum Beispiel Boden, Grundwasser oder Oberflächengewässer sein (C 298, 2022).

4.2.3.1 Qualitätskontrollsystem (KRM 8)

Ein elementarer Bestandteil der Qualitätskontrolle ist die Durchführung der Analyse des aufbereiteten Wassers. Für diese Analysen und weitere Kontrollen gibt es in dem Wasserwiederverwendungsprojekt PU_2R ein Qualitätskontrollsystem.

Die bereits genannten Messungen der Trübung und der Phosphatkonzentration sind wichtige Komponenten der Qualitätskontrolle. Außerdem werden die Prozessdaten des MBR online aufgezeichnet. Dies ermöglicht, dass Probleme mit dem MBR schnell erkannt werden können.

Auch die Wartung der Aufbereitungsanlage, beziehungsweise der Anlagenbestandteile, sind ein wichtiger Bestandteil der Qualitätskontrolle. Im PU_2R-Projekt ist der Wartungs- und Reinigungsbedarfs der Anlagenbestandteile schwierig vorherzusagen. Ein finales Protokoll wird erst nach ersten Erfahrungen mit der Anlage möglich sein. Durch die hohe Fachkompetenz der im PU_2R-Projekt beteiligten Projektpartner ist allerdings sichergestellt, dass Wartungs- und Reinigungsbedarf rechtzeitig erkannt wird. Die Wartung und Reinigung richten sich demnach vorerst nach der der Einschätzung der Projektpartner. MANN+HUMMEL verfügt über Erfahrung im Betrieb von Anlagen mit MBR-Verfahren in Kombination mit Pulveraktivkohledosierung.

Bezüglich der UV-Desinfektion ist die UV-EL GmbH & Co. KG der Projektpartner mit hoher Fachkompetenz und Erfahrung. Generell ist es möglich, dass der UV-Reaktor mit den gleichen Chemikalien (Zitronensäure und/oder Natriumhypochlorid) wie der MBR gereinigt wird.

Grundsätzlich kann zusammengefasst werden, dass im PU_2R-Projekt die Qualität des Wassers gewissenhaft kontrolliert wird und die Funktionsfähigkeit der Anlage sichergestellt wird.

4.2.3.2 Umweltüberwachungssystem (KRM 9)

Die Umweltüberwachung beinhaltet das Monitoring von Umweltrezeptoren, die durch das aufbereitete Wasser beeinflusst werden könnten. Betroffene Umweltrezeptoren können zum Beispiel das Grundwasser, Süßwasservorkommen, der Boden oder auch Pflanzen und Tiere sein (C 298, 2022).

Im PU_2R-Projekt ist ein Monitoring des Bodens vorgesehen. Die Bodenfeuchte wird kontinuierlich durch die Bodenfeuchtesensoren aufgezeichnet. Des Weiteren werden durch den Charakter des Vorhabens als Forschungsprojekt regelmäßig Bodenproben entnommen. Diese Proben sollten zum Beispiel auf ihren Salzgehalt überprüft werden, da der Salzgehalt von aufbereitetem Wasser häufig erhöht ist. Trotz der hochwertigen Aufbereitung, die auch zur Spurenstoffelimination geeignet ist, sollten auch Spurenstoffe und Schwermetalle im Boden überprüft werden. Obwohl im aufbereiteten Wasser nicht mit erhöhten Schwermetallkonzentrationen zu rechnen ist, kann ein Monitoring sicherstellen, dass es keine negativen Effekte auf den Boden gibt.

Auch von den angebauten Pflanzen werden im Zuge des Forschungsprojekt regelmäßig Proben genommen. In den Pflanzen sollten insbesondere Spurenstoffe inklusive PFAS überprüft werden. Diese Stoffe sind von besonderer Relevanz, da sie mitunter negative Wirkungen auf die menschliche Gesundheit haben können. Mit PFAS werden beispielsweise Krankheiten wie Fettleibigkeit, Leberschäden, Nierenkrebs, Hypertonie und Immuntoxizität assoziiert (Jha et al., 2021). Auch wenn das Risiko welches von Spurenstoffen ausgeht grundsätzlich als geringfügig eingestuft wird (Prosser & Sibley, 2015), kann ein Monitoring Gewissheit geben, dass die Pflanzen bedenkenlos konsumierbar sind.

Die Aspekte Grundwasser und Oberflächengewässer sind bisher nicht im Monitoring von PU_2R vorgesehen. Hinsichtlich des Grundwassers wird die Einrichtung einer Grundwassermessstelle als unverhältnismäßig für das Projekt eingeschätzt. Die bedarfsgerechte Bewässerung minimiert Auswaschungen ins Grundwasser. Auch der Grundwasserstand von etwa 15 m unter der Geländeoberfläche (Kapitel 4.2.1.1) spricht gegen die Notwendigkeit einer Grundwassermessstelle. Da Fresdorf zum unterirdischen Teileinzugsgebiet Nieplitz I bis Schaaß gehört und keine Messstelle zur Grundwasserbeschaffenheit zwischen Fresdorf und der Nieplitz existiert, ist es nicht möglich, auf Daten des offiziellen Messnetzes zurückzugreifen (LfU, 2025). Allerdings kann das Grundwasser indirekt über das Bodenmonitoring überwacht werden, da der Expositionsweg zum Grundwasser über den Boden verläuft. Es wäre sinnvoll, zusätzlich Nitrate im Boden zu erfassen, da Nitrate für das Grundwasser eine relevante Größe darstellen und Teil der Grundwasserqualitätsnormen sind. Erhöhte Konzentrationen im Boden könnten langfristig Auswirkungen auf das Grundwasser haben. Durch das sehr hohe Rückhaltevermögen mit einer Verweildauer des Sickerwassers von > 25 Jahren (LBGR, 2025) ist es wahrscheinlich, dass mögliche Schadstoffe bis zum Ende der Projektlaufzeit nicht im Grundwasser ankommen.

Aufgrund der Anwendung der Tröpfchenbewässerung in Kombination mit der bedarfsgerechten Bewässerung wird kein Oberflächenabfluss erwartet, der in umliegende Gewässer gelangen könnte. Daher wird eine Überwachung der Oberflächengewässer ebenfalls als verzichtbar angesehen. Aufgrund der geringen Wassermengen, die in PU_2R verwendet werden (2,5 bis 20 m^3/Tag), besteht auch keine Besorgnis hinsichtlich einer negativen ökologischen Auswirkung aufgrund des fehlenden Anteils an Klarwasser in Oberflächengewässern.

Auch eine spezifische Überwachung der potenziellen Rezeptoren Tiere und Luft ist nicht vorgesehen, da anzunehmen ist, dass keine negativen Auswirkungen auftreten, solange die anderen

Umweltrezeptoren (Pflanzen, Boden) keine negativen Effekte zeigen. Darüber hinaus trägt die Tröpfchenbewässerung zur Minimierung der Aerosolbildung bei, wodurch auch hier keine negativen Auswirkungen auf die Luft zu erwarten sind.

Auch eine visuelle Beurteilung des Standorts kann ein wichtiger Bestandteil des Monitorings sein. Beispielsweise können die Überprüfung auf Vergilbung oder Braunfärbung von Blättern oder Pfützenbildung ein wichtiger Faktor für die Überwachung sein (EPHC, 2006). Im PU_2R-Projekt werden regelmäßig verschiedene beteiligte Fachexperten am Feld sein und dies kontrollieren.

Obwohl das Umweltmonitoring nicht alle potenziellen Umweltrezeptoren einzeln abdeckt, kann es in Verbindung mit den effektiven Vorsorgemaßnahmen und einer gründlichen Qualitätskontrolle eine solide Grundlage für eine sichere Wasserwiederverwendung bieten.

4.2.4 Modul IV: Management und Kommunikation

KRM 10 (Notfallmanagement) und KRM 11 (Koordinierung) sollen ein geeignetes Störfallmanagement inklusive der erforderlichen Kommunikationsstrategien beinhalten (C 298, 2022). Eine kontrollierte Reaktion auf Vorfälle oder Notfälle ist notwendig, um die menschliche Gesundheit und die Umwelt zu schützen. Es ist nicht möglich Zwischenfälle gänzlich auszuschließen, aber eine kontrollierte und effiziente Reaktion kann die Auswirkungen minimieren und Schäden begrenzen (EPHC, 2006).

Bei einem Vor- oder Notfall ist der erste elementare Schritt das Erkennen und Melden des Problems. Die Meldung kann je nach Schwere und Dringlichkeit der Situation an die Feuerwehr oder an Projektbeteiligte am UBA erfolgen. Damit dies möglich ist, muss es eine durchgängig besetzte, telefonisch erreichbare Stelle geben. Um die telefonische Meldung zu ermöglichen, sollte auf der Beschilderung am Feld die entsprechende Telefonnummer vermerkt sein.

Als zweiter Schritt muss der Gefahrenbereich abgesichert werden, damit keine (weiteren) Personen zu Schaden kommen. Anschließend sollten sofern möglich Sofortmaßnahmen ergriffen werden. Im PU_2R-Projekt sind die sichersten und effektivsten Maßnahmen, das Abstellen der Aufbereitungsanlage und das Einstellen der Bewässerung, bis ein möglicher Fehler im System gefunden wurde.

Auch die Kommunikation und Information sind wichtige Bestandteil des Notfallmanagements. Der Betreiber der Aufbereitungsanlage (hier: UBA) muss unverzüglich die zuständige Behörde (hier: Untere Wasserbehörde Potsdam Mittelmark) informieren. Des Weiteren sollten auch andere betroffene Parteien über den Vorfall unterrichtet werden. Im Fall des PU_2R-Projekts könnten dies sowohl die Gesundheitsbehörde als auch die Umweltbehörden sein, abhängig von der möglichen Gefährdung. Zusätzlich ist es von großer Bedeutung die Öffentlichkeit umfassend zu informieren. Denn eine offene Kommunikation von Zwischenfällen trägt dazu bei, das Vertrauen in wiederaufbereitetes Wasser aufrechtzuerhalten (EPHC, 2006).

Wichtig in der Handhabung von Vorfällen ist auch die ausführliche Nachbereitung dieser. Jeder Vorfall sollte schriftlich dokumentiert werden. Diese Dokumentation sollte mindestens die folgenden Punkte enthalten:

- Grund des Vorfalls
- Ereignisprotokoll über das Geschehen
- Auswirkungen des Vorfalls (auf Umwelt und Gesundheit)
- Ableitung von Folgemaßnahmen

Die Folgemaßnahmen sollen sicherstellen, dass sich der Vorfall nicht wiederholt.

Eine solche Dokumentation muss mit den entsprechenden Behörden geteilt werde. Die Folgemaßnahmen, welche dabei helfen sollen Vorfälle zukünftig zu vermeiden und den Ablauf zu optimieren, können auch in Zusammenarbeit mit den entsprechenden Behörden erarbeitet werden.

Darüber hinaus gilt es grundlegende Verhaltensweisen im Falle eines Notfalls einzuhalten, die nicht direkt mit dem PU_2R-Projekt in Verbindung stehen und zu den allgemeinen Verhaltensweisen in Gefahrensituationen gehören. Grundsätzlich gilt, dass der akute Schutz der menschlichen Gesundheit an oberster Stelle steht. Des Weiteren sind gefährdete Personen zu warnen. Außerdem muss Ruhe bewahrt werden, um ein strukturiertes Vorgehen zu sichern und unüberlegtes überstürztes Handeln zu vermeiden.

4.2.5 Zusammenfassung und Bewertung der Risiken im PU_2R-Projekt

Insgesamt werden die Risiken auf Grundlage des Risikomanagementplans als gut beherrschbar eingeschätzt, was eine positive Perspektive für die Wasserwiederverwendung im PU_2R-Projekt eröffnet. Ein wichtiger Aspekt, der für das Projekt spricht, ist die Tatsache, dass nur häusliches Schmutzwasser behandelt wird und keine Industrieabwässer einbezogen werden. Dies bedeutet, dass potenziell schädliche Substanzen wie Schwermetalle und einige Spurenstoffe lediglich in geringen Konzentrationen vorkommen, was es erleichtert das Schmutzwasser so aufzubereiten, dass es die benötigte Qualität zur Bewässerung erreicht.

Ein weiterer positiver Faktor ist die hochwertige Aufbereitung des Wassers. Durch den Einsatz von Aufbereitungsverfahren der vierten Reinigungsstufe, wie die Nutzung eines MBR und Aktivkohledosierung wird das Wasser bedarfsgerecht aufbereitet und weitgehend von Verunreinigungen befreit. Dies gewährleistet, dass das aufbereitete Wasser hohe Qualitätsstandards erfüllt und somit für die Bewässerung verwendet werden kann.

Darüber hinaus spielt die Menge des aufbereiteten Wassers eine entscheidende Rolle bei der Risikobewertung. Da im PU_2R-Projekt nur geringe Wassermengen wiederverwendet werden, ist das potenzielle Risiko für die Umwelt minimal.

Besonders vorteilhaft ist auch die Verwendung der Tröpfchenbewässerungstechnik, um das aufbereitete Wasser auf dem Feld zu verteilen. Dieses Bewässerungssystem ermöglicht eine gezielte und effiziente Wasserverteilung, wodurch das Risiko von Kontaminationen der Pflanzen minimiert wird, da das Wasser direkt an die Wurzelzone der Pflanzen gelangt und die Pflanzen selbst nicht nass werden. Zudem wird durch die bedarfsgerechte Bewässerung das Risiko minimiert, dass Schadstoffe durch die Bewässerung ins Grundwasser ausgewaschen werden.

Um den Erfolg des Projekts sicherzustellen, ist es allerdings unerlässlich, den RMP kontinuierlich weiterzuentwickeln und anzupassen. Insbesondere müssen im Verlauf des Projekts Erkenntnisse über die Qualität des aufbereiteten Wassers gewonnen werden, um die Risiken genauer abschätzen zu können. Außerdem sollten auch Daten zu den mikrobiologischen Parametern des aufbereiteten Wassers berücksichtigt werden. Erkenntnisse über diese Parameter ermöglichen eine umfassendere Bewertung der Risiken, insbesondere für jene, die die menschliche Gesundheit betreffen. Dies ist ein wichtiger Schritt, um sicherzustellen, dass das aufbereitete Wasser den erforderlichen Standards entspricht und für die geplante Verwendung geeignet ist. Dies ist außerdem Teil der Qualitätsanforderungen für die Wasserwiederverwendung.

Eine abschließende Bewertung der Risiken des PU_2R-Projekts ist zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht möglich, wie vom Bundesinstitut für Risikobewertung festgestellt wurde (BfR, 2022). Dies bedeutet jedoch nicht, dass das Projekt nicht umgesetzt werden sollte. Es ist notwendig Erfahrungen zu sammeln und Risiken genauer zu analysieren, um eine sichere

Wasserwiederverwendung zu ermöglichen. Das PU_2R-Projekt dient als wertvolles Forschungsprojekt, welches dazu beitragen kann, langfristig eine nachhaltige Wasserwiederverwendung zu ermöglichen und den Herausforderungen des Klimawandels und anderen Umweltproblemen zu begegnen.

Im Fokus des Projekts steht nicht der wirtschaftliche Anspruch, sondern vielmehr das Sammeln von Forschungserfahrungen und Erkenntnissen. Daher besteht kein Risiko, dass Gefahren aufgrund von wirtschaftlichen Ambitionen ignoriert werden. Das Hauptaugenmerk liegt darauf, ein fundiertes Verständnis über die Risiken bei der Wasserwiederverwendung zu entwickeln und wertvolle Erkenntnisse zu gewinnen, um die Wasserwiederverwendung sicher und nachhaltig zu gestalten.

Insgesamt kann festgehalten werden, dass die Risiken im Zusammenhang mit dem PU_2R-Projekt grundsätzlich gut beherrschbar sind. Die Fokussierung auf häusliches Abwasser, die hochwertige Aufbereitung, die geringe Menge des wiederverwendeten Wassers und die Verwendung der Tröpfchenbewässerungstechnik sind Faktoren, die für die Umsetzung des Projekts sprechen. Durch eine kontinuierliche Weiterentwicklung des RMP und die Erfassung von relevanten Daten können potenzielle Risiken minimiert und eine sichere Wasserwiederverwendung gewährleistet werden.

5 Prozessidentifikation und Modellierung

Ziel es die Mobilität und den Verbleib ausgewählter organischer Mikroschadstoffe im Ackerboden des Reallabors Fresdorf zu untersuchen. Insbesondere wurde das Risiko einer Grundwasserkontamination durch die landwirtschaftliche Wiederverwendung von aufbereitetem Abwasser bewertet.

Hierzu wurden zunächst im Labor Maßstab Batch- und Säulenversuche durchgeführt, um die zentralen Prozesse zum Verbleib und Transport – insbesondere Sorption und mikrobieller Abbau – zu identifizieren und ihre Parameter mithilfe inverser Modellierung zu bestimmen. Parallel dazu fanden über die gesamte Projektlaufzeit Lysimeterversuche unter kontrollierten, feldnahen Bedingungen statt, um die Schadstoffdynamik unter realistischen Umweltbedingungen zu erfassen.

Auf Grundlage der experimentell ermittelten Prozessparameter wurden anschließend numerische Simulationen der Lysimeterzustände durchgeführt. Diese dienten dazu, die Übertragbarkeit der Laborergebnisse auf Feldbedingungen zu prüfen und die Vorhersagekraft der Simulationen zu bewerten. Darüber hinaus wurde ein Prognosetool entwickelt, das auf langfristigen (50 Jahre) numerischen Simulationen basiert. In Form einer benutzerfreundlichen Excel-Anwendung ermöglicht es eine Einschätzung des Grundwasserkontaminationsrisikos durch Bewässerung mit aufbereitetem Abwasser unter verschiedenen standortspezifischen Bedingungen.

5.1 Batchversuche I: Einfluss der Lösungsmatrix

Ziel dieser Untersuchung war, herauszufinden wie stark 10 relevante PM-Stoffe an den Ackerboden des Reallabors sorbieren, und welchen Einfluss die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung auf die Sorption dieser Stoffe hat. Dazu wurden Batchversuche mit Substrat des Ober- und einem Unterbodens unter Variation der Ionenstärke, der Kationenvalenz und des pH-Werts durchgeführt (Thalmann, Neubert, et al., 2025).

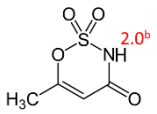
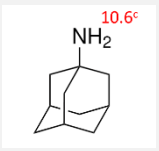
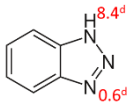
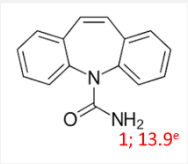
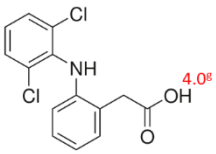
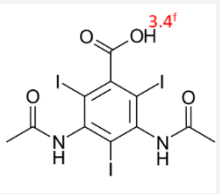
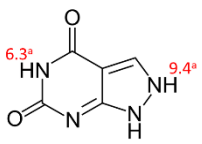
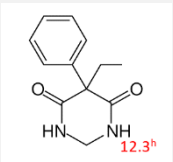
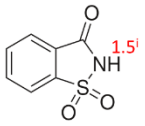
5.1.1 Material und Methoden

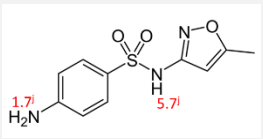
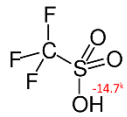
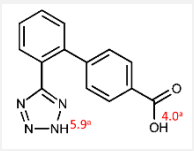
5.1.1.1 Untersuchte Stoffe

Wichtige Informationen und chemische Eigenschaften der in den Batchversuchen untersuchenten PM-Stoffe sind in Tabelle 45 zusammengetragen. Aufgrund zu starker analytischer Unsicherheiten in den Daten von OXP, konnte keine abschließende Auswertung der Ergebnisse für diesen Stoff gemacht werden. Da TFMSA in den Lysimeterversuchen (Kapitel 0) ebenfalls untersucht wurde, wird es an dieser Stelle mit in Tabelle 45 aufgenommen, um eine gebündelte Übersicht für alle in Kapitel 5 untersuchten PM-Stoffe zu geben.

Die Konzentrationen der 11 PM-Stoffe wurden anhand einer Flüssigchromatografie („reverse phase“ HPLC) in Kombination mit einem Tandem Massenspektrometer bestimmt. Die verwendete Analysemethode wurde bereits in Kapitel 2.2.4.7 und von Zeeshan et al. (2023) beschrieben.

Tabelle 45: Liste der untersuchten PM-Stoffe mit ihren chemischen Spezifikationen.

PM-Stoff	CAS-Nr.	Verwendung	Molekular-Gewicht (g/mol)	LogD[a] pH 7,5	Dominante Ionenladung pH 7,5	Molekulare Struktur mit entsprechenden pK_a-Werten	LoQ (µg/L)
ACE	55589-62-3	Künstliches Süßungsmittel[b]	201,24	−3,06	negativ		0,005
ATA	768-94-5	Medikament zur Influenza-A-Virus und Parkinson Behandlung[c]	151,25	−1,35	positiv		0,005
BTA	95-14-7	Frostschutzmittel, Korrosionsinhibitor, UV-Absorber[d]	119,12	1,27	neutral		0,010
CBZ	298-46-4	Antiepileptikum[e]	236,27	2,95	neutral		0,005
DCF	15307-86-5	Schmerzmittel[g]	296,1	1,05	negativ		0,005
DZA	117-96-4	Röntgenkontrastmittel[f]	613,91	−0,63	negativ		0,010
OXP	2465-59-0	Hauptmetabolit von Allopurinol (Substanz zur Behandlung chronischer Gicht)[a]	152,11	−2,18	negativ		0,050
PRI	125-33-7	Antiepileptikum[h]	218,25	1,12	neutral		0,005
SAC	81-07-2	Künstliches Süßungsmittel[i]	183,18	−0,49	negativ		0,010

PM-Stoff	CAS-Nr.	Verwendung	Molekular-Gewicht (g/mol)	LogD[a] pH 7,5	Dominante Ionenladung pH 7,5	Molekulare Struktur mit entsprechenden pK_a-Werten	LoQ (µg/L)
SMX	723-46-6	Antibiotikum[j]	253,28	−0,08	negativ		0,010
TFMSA	1493-13-6	PFAS mit vielseitiger Anwendung[k]	150,08	−1,23	negative		0,001
VSA	164265-78-5	Hauptmetabolit des Bluthochdruckmittels Valsartan[l]	266,25	−1,35	2x negativ		0,005

[a](Chemaxon, 2024), [b](Belton et al., 2020), [c](Ghosh et al., 2010), [d](Samadov et al., 2023), [e](Schmidtová et al., 2020), [f](Lerner, 1975), [g](Lara-Pérez et al., 2020), [h](Schaffer et al., 2012), [j](B. Xu et al., 2018), [k](Ali et al., 2022), [l](Huntscha et al., 2012)

LogD ist ein Maß der Hydrophobizität der Stoffe unter Berücksichtigung der pK_a abhängigen Stoffverteilung bei pH 7.5.
LoQ ist die Bestimmungsgrenze der analytischen Methode.

5.1.1.2 Untersuchte Bodenmaterialen

Bei den Bodenmaterialien handelt es sich um den Ober- und Unterboden des Acker-Standorts bei Fresdorf. Dieser Standort ist auch das Reallabor des PU_2R-Projekts. Bodenmaterial A stammt aus einem Pflughorizont und Bodenmaterial B aus einem tieferen Horizont, welcher eine besonders bindige Textur aufweist. Letzterer wurde gewählt, da bei höherem Feinkornanteil mit einer höheren Sorption zu rechnen ist. Nach der Entnahme wurden beide Materialien luftgetrocknet und < 2 mm gesiebt. Die physikalisch-chemischen Eigenschaften der beiden Boden-Horizonte wurden mit standardisierten Methoden gemessen und sind in Tabelle 46 zusammengetragen.

Tabelle 46: Eigenschaften der untersuchten Bodenmaterialen.

Bodenmaterial	**A**	**B**
Tiefe der Probennahme (cm)	17 - 22	85 - 90
C_{ORG}[1] (Masse-%)	0,95	0,07
pH[2] (0,01 M CaCl2)	5,2	5,8
KAK (mmol/kg)	25,38	32,20
Textur[3] (Masse-%)		
Ton (< 2 µm)	4,8	7,8
Schluff (2,0 - 63 µm)	10,7	19,4
Sand (63 – 2000 µm)	84,5	72,8

[1] durch Verbrennung bei 1350 °C unter Zufuhr von O_2 und anschließender Absorption in einer Bariumperchloratlösung bestimmt und durch Titration von $Ba(OH)_2$ auf den ursprünglichen pH-Wert gemessen.
[2] gemessen in 0,01 M $CaCl_2$-Lösung bei einem Bodenlösungsverhältnis von 1:2,5.
[3] Nach der PARIO-Methode analysiert (Durner & Iden, 2021).

Bodenmaterial A entspricht dem Oberboden (Pflughorizont) und Bodenmaterial B dem Unterboden des Ackerstandorts bei Fresdorf. C_{ORG} ist der organische Kohlenstoffgehalt und KAK die Kationenaustauschkapazität.

5.1.1.3 Lösungsvariationen

Zur Untersuchung des Einflusses der ausgewählten Faktoren der Bodenlösung auf die Sorption kamen sechs Lösungen zum Einsatz. Als Standardlösung wurde 0,01 M $CaCl_2$ gewählt. Zur Variation der Ionenstärke kam eine Ionenfreie (0 M) Lösung aus Reinstwasser, und 0,1 M $CaCl_2$ Lösung zum Einsatz. Als Variation der Kationenwertigkeit zum bivalenten Ca^{2+} wurde das monovalente Na^+ gewählt und entsprechend NaCl Lösungen zu gleicher Ionenstärke angesetzt (0,03 M und 0,3 M NaCl).

In der 0.01 M $CaCl_2$ Lösung stellt sich nach 24 Stunden schütteln ein Gleichgewichts-pH (pH_{EQ}) von 5,25 in Boden A und 6,24 in Boden B ein. Zur Variation des pH-Werts wurde für beide Bodenmaterialien mit Hilfe von $Ca(OH)_2$ Lösung ein pH von 7,5 eingestellt. Dabei wurde eine 0,01 M CaCl2 Konzentration eingestellt, um den Einfluss der Ionenstärke ausschließen zu können. Bei Variation der Ionenstärke und der Kationenart wurde der pH-Wert für die entsprechenden Lösungen auf den Gleichgewichts-pH von 0,01 M $CaCl_2$ eingestellt um einen pH-Einfluss auszuschließen. Die pH-Werte wurden mit Hilfe von NaOH bei der 0,3 M NaCl-Lösung, $Ca(OH)_2$ bei der 0,1 M $CaCl_2$-Lösung und HCl für die Reinstwasser-Variante (0 M) angepasst. In jeder Lösung wurde eine Natriumazid (NaN_3) Konzentration von 100 mg/L eingestellt, um den mikrobiellen Abbau der PM-Stoffe auszuschließen (Lees et al., 2018). Die NaN_3 Konzentration wurde in Anlehnung an andere Studien zur PM-Stoff Sorption in Böden gewählt (z.B. Chefetz et al., 2008; Duan & Naidu, 2013).

5.1.1.4 Versuchsdurchführung

Die Batch-Versuche wurden in Anlehnung an die OECD 106 Leitlinien durchgeführt (OECD, 2000). Anhand von Literaturwerten wurden die Größenordnung der zur erwartenden Sorption abgeschätzt und daraus resultierend ein Fest zu Flüssig-Verhältnis von 1:2 gewählt.

Entsprechend wurde je Ansatz 25 g Boden und 50 mL Lösung in eine 100 mL Glasflasche gefüllt. Insgesamt wurden sechs Konzentrationsstufen der PM-Stoffe (0,5; 1; 5; 20; 100; 200 µg/L) untersucht, und für jede Konzentrationsstufe drei Wiederholungen gemessen. Dabei wurden alle untersuchten PM-Stoffe als Mix hinzugegeben. Zusätzlich wurden je Konzentrationsstufe Kontrollen als Duplikate ohne Boden angesetzt, welche Rückschluss auf Gefäßadsorption der Stoffe während der Versuche geben. Blindproben (0 µg/L PM-Stoffkonzentration) mit Boden und Wasser aber ohne Stoffe wurden in dreifacher Wiederholung durchgeführt, um eine mögliche Hintergrundkontamination durch den Boden auszuschließen. Vor der Stoffzugabe wurden alle Ansätze ca. 12 Stunden vor-equilibriert um ein Gleichgewicht zwischen Lösung und Boden einzustellen. Anschließend wurden die Schadstoffe hinzugefügt und alle Ansätze wurden für 48 h auf einem horizontal-Schüttler mit 200 U/min geschüttelt. Anschließend wurden 25 mL der Suspension bei 9000 U/min für 10 min für Boden A, und 40 min für Boden B zentrifugiert. 20 mL des Überstands wurden durch einen 0,45 µm regenerierten Cellulose Filter filtriert. Schließlich wurden alle Proben auf die PM-Konzentration analysiert.

5.1.1.5 Datenaufbereitung und Isothermen Fitting

Die Konzentrationsabnahme in der Flüssigphase wurde als Differenz der Konzentrationen in der Kontrolle und der Konzentration in der Flüssigphase berechnet. Die sorbierte Konzentration s [$\mu g/kg$] errechnet sich durch Berücksichtigung des Fest- zu Flüssig-Verhältnisses nach:

$$s = c_{sorbed} \times \frac{V_{Lösung}}{m_{Boden}} = c_{sorbed} \times 2 \quad (1)$$

Dabei sind $V_{Lösung}$ [L] das Lösungsvolumen, m_{Boden} [kg] die trockene Bodenmasse und c_{sorbed} [$\mu g/L$] die Konzentrationsabnahme in der Flüssigphase.

An die Sorptionsdaten wurden anschließend die Henry, Freundlich und Langmuir Isotherme angepasst. Für alle Varianten mit quantifizierbarer Sorption wurde das beste Modell Mithilfe des korrigierten Akaike-Informationskriteriums (AICc) (Hurvich & Tsai, 1993) identifiziert. Eine quantifizierbare Sorption lag dann vor, wenn der lineare Verteilungskoeffizient eines vorangepassten gewichteten Henry Models K_d > 0.2 kg/L war, da dieser Wert dem analytischen Messfehler von 10 % entspricht. Die verschiedenen Isothermen Modelle wurde anhand der Methode der Minimierung der Abstandsquadrate angepasst wobei hierfür eine Gewichtung reziprok zur Varianz in den Triplikaten je Konzentrationsstufe vorgenommen wurde. In Anlehnung an (Marković et al., 2014) wurde die Gewichtung entsprechend den individuellen Schätzungen der Messfehler gemäß (2) ermittelt:

$$w_i = \frac{1}{sdy_i} \quad (2)$$

Dabei ist sdy_i [µg/kg] die Standardabweichung des i-ten Wertes für die Festphasenkonzentration s jedes Triplikats. Somit wird Triplikaten mit geringer Varianz bei der Isothermenanpassung mehr Gewicht verliehen.

Die ausgewählten Modelle wurden schließlich zusammen mit deren 95 % Konfidenzintervallen dargestellt und visuell miteinander verglichen. Um zu prüfen ob ein signifikanter Einfluss eines Faktors (pH, Ionenstärke, Kationenwertigkeit) besteht wurde ein heuristischer Ansatz gewählt: Bei keiner Überlappung der Konfidenzintervalle ist der Einfluss signifikant, bei partieller Überlappung gibt es einen geringen Einfluss, und bei einer kompletten Überlappung der Konfidenzintervalle existiert kein signifikanter Einfluss.

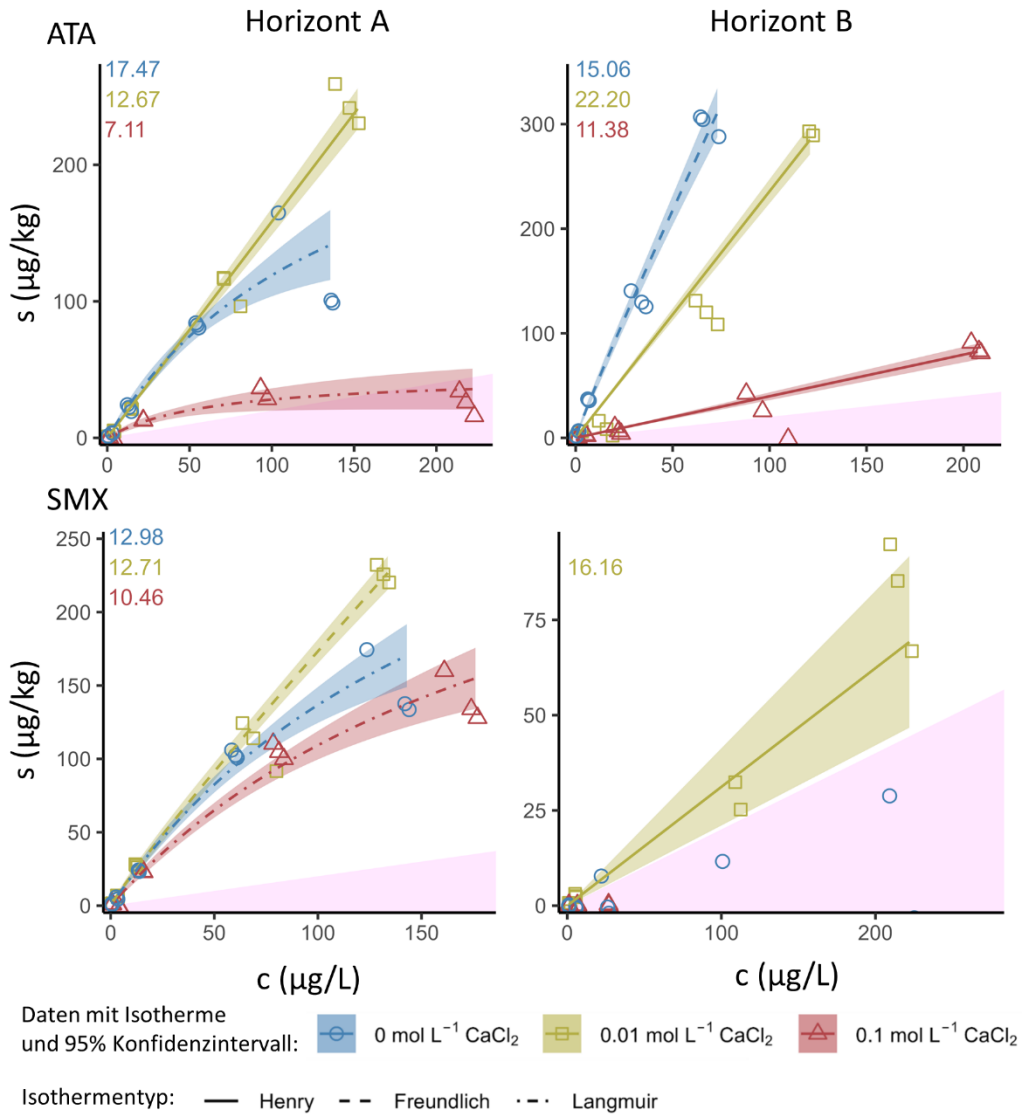
5.1.2 Ergebnisse und Diskussion

In den folgenden Kapiteln wird zunächst jeder untersuchte Einflussfaktor (Ionenstärke, Kationenwertigkeit, pH) exemplarisch für ATA und SMX abgebildet und deren Ergebnisse detailliert erläutert und diskutiert. Dabei weisen diese exemplarisch gewählten PM-Stoffe deutliche Abhängigkeiten vom jeweiligen Faktor der Lösungsmatrix auf. Da der Einfluss der Kationenwertigkeit auf die Sorption von SMX gering war wurde dies nicht betrachtet. Im Anschluss werden in einer zusammenfassenden Darstellung die untersuchten Lösungseffekte auf die Sorption der untersuchten PM-Stoffe in beiden Boden-Horizonten abgebildet und übergeordnet diskutiert.

5.1.2.1 Einfluss der Ionenstärke

In Abbildung 70 sind die Sorptionsisothermen bei den drei unterschiedlichen $CaCl_2$-Konzentrationen für ATA und SMX jeweils für Boden-Horizont A und B dargestellt. Wie dort gut ersichtlich wird die Sorption von ATA in beiden Horizonten stark durch die Ionenstärke ($CaCl_2$ Lösung) beeinflusst (Abbildung 70; ATA). Im Horizont A nimmt die Sorption mit steigendem Ionenstärke von 0 bis 0,01 M $CaCl_2$ zunächst leicht zu, allerdings mit einem eher schwachen Effekt, da sich die 95 % Konfidenzintervalle der Isothermen im unteren Konzentrationsbereich überschneiden. Die ATA-Sorption nimmt dann von 0,01 bis 0,1 M $CaCl_2$ deutlich ab, was zu einer sehr niedrigen Sorption bei dieser höchsten getesteten Ionenstärke führt. In Horizont B wurde eine konstante und signifikante Abnahme der ATA-Sorption mit zunehmendem Ionenstärke beobachtet. Da ATA unter den gegebenen pH Werten im Boden (vgl. Tabelle 45) und unter Berücksichtigung der pK_a-Werte (vgl. Tabelle 46) primär als Kation vorliegt, ist zu erwarten dass die Sorption in erster Linie durch Kationenaustausch an negativ geladenen Oberflächengruppen erfolgt, insbesondere an dissoziierte Carboxyl- oder Hydroxyl-Gruppen (S. Droge & Goss, 2012; Kah et al., 2017). Steigende Ca^{2+}-Ionen Konzentrationen führen zu Adsorptionskonkurrenz um Sorptionsplätze negativer Ladung und verringern die Sorption von ATA. Na^{+}-Ionen haben eine dispergierende Wirkung, während Ca^{2+}-Ionen eine ausflockende Wirkung auf die Tonminerale haben. Daher können Ca^{2+}-Ionen neben der Konkurrenz auch die Sorption von ATA verringern, da sie den Zugang zu den Tonzwischenschichten behindern. Eine konstante Abnahme mit zunehmendem Ionenstärke in Horizont B, die auch in NaCl beobachtet wurde, deutet darauf hin, dass die Sorption hauptsächlich durch Kationenaustausch erfolgt und entsprechend die Sorptionskonkurrenz mit steigenden Ca^{2+}-Ionen Konzentration die Sorption von ATA dominiert.

Abbildung 70: Einfluss der Ionenstärke auf die ATA- und SMX-Sorption.



Der violette Bereich markiert den Bereich der analytischen Unsicherheit (K_d-Werte < 0,2 L/kg). Die farbigen Werte in der oberen linken Ecke jeder Sub-Plots sind die RMSE-Werte für die entsprechende gleichfarbige Isotherme. Beachten Sie die unterschiedlichen Skalen auf der y- und x-Achse für die verschiedenen Sub-Plots. Quelle: Thalmann et al. (2025).

Im Gegensatz zu der auch von Droge und Goss (2012) beschriebenen Konkurrenz ist die höhere Sorption bei moderater Ionenstärke (0,01 M $CaCl_2$) in Horizont A im Vergleich zu B wahrscheinlich auf horizontspezifische Unterschiede zurückzuführen. Ein Hauptunterschied zwischen Horizont A und B ist der höhere C_{ORG} -Gehalt von Horizont A (Tabelle 46), sodass die Sorption von ATA in Horizont A wahrscheinlich an die organischen Bodenbestandteile dominiert ist. Ein Grund für die glockenförmigen Ionenstärke-Effekt könnte darin liegen, dass Ca^{2+}-Ionen die Dissoziation von Carboxylgruppen an der Bodenorganik bewirken, was insbesondere bei moderater Ionenstärke (0,01 M $CaCl_2$) zu mehr verfügbaren Sorptionsstellen für ATA führen könnte. Bei höheren Ca^{2+}-Konzentrationen hebt die kompetitive Verdrängung von ATA den Effekt der erhöhten Sorption durch verstärkte Dissoziation jedoch wieder auf.

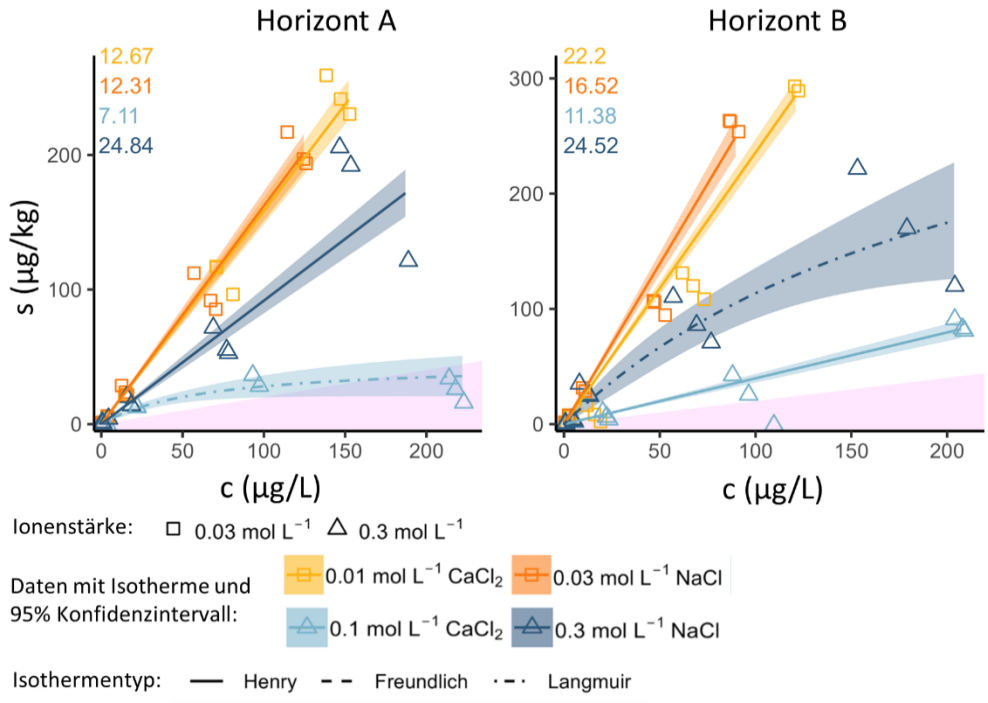
Die SMX-Sorption zeigt ebenfalls einen glockenförmigen Zusammenhang zur Ionenstärke im Horizont A auf (Abbildung 70; SMX; Horizont A). Der Effekt ist eindeutig signifikant im Vergleich

von 0,01 und 0,1 M $CaCl_2$, da sich die Konfidenzintervalle nicht überschneiden, während zwischen 0 M $CaCl_2$ und den beiden anderen Ionenstärken ein mäßiger Effekt beobachtet wird da sich die Konfidenzintervalle teilweise überschneiden. Für Horizont B wurde eine signifikante Sorption (Kd > 0,2 L/kg) nur in 0,01 M $CaCl_2$-Lösung gefunden (Abbildung 70; ATA; Horizont-B), was ebenfalls eine glockenförmige Beziehung zur Ionenstärke aufzeigt. Eine ähnliche glockenförmige Wirkung der Ionenstärke auf die Sorption von SMX an verschiedenen Böden wurde von (Hu et al., 2019) berichtet. Die Autoren führten die verstärkte Sorption auf Bildung von Kationenbrückenbindung und Ionenpaarung zurück und die Abnahme bei höheren Konzentrationen von Ca^{2+}-Ionen auf Sorptionskonkurrenz mit Ca^{2+}-Ionen. Daher bestätigt sich hier ebenfalls, dass Kationbrückenbindungen ein wichtiger Sorptionsmechanismus für anionische Substanzen in Böden sind (Kah et al., 2017; Y. Xu et al., 2021). Gemäß der pK_a-Werte von 1.7 und 5.7 liegt SMX in Horizont A (pH_{EQ} von 5,25) primär in neutraler Form und in Horizont B (pH_{EQ} von 6,24) primär als Anion vor. Neben Kationbrückenbindungen und Ionenpaarung wird die Sorption von SMX an Böden durch Wasserstoffbrückenbindungen an die aromatischen Carboxyl- oder Hydroxylgruppen der Bodenorganik bestimmt (Liu et al., 2017; Y. Xu et al., 2021), was die generell deutlich höhere Sorption von SMX in Horizont A mit höheren C_{ORG}-Gehalt gegenüber Horizont B erklärt.

5.1.2.2 Einfluss der Kationenwertigkeit

Die Wirkung der Kationenwertigkeit (Einwertige Na^+-Ionen im Gegensatz zu Zweiwertigen Ca^{2+}-Ionen) auf die Sorption von ATA war in den meisten Varianten deutlich und entsprechend der nicht überlappenden Konfidenzintervalle auch signifikant (Abbildung 71). Eine Ausnahme ist der Horizont A bei moderater Ionenstärke (0,03 M), wo eine Überlappung der 95 % Konfidenzintervalle beider Sorptionsisothermen für NaCl und $CaCl_2$ keinen Einfluss der Kationenvalenz erkennen lässt (Abbildung 71; Horizont A). Dabei ist die Sorption in Gegenwart von Ca^{2+}-Ionen im Vergleich zu Na^+-Ionen geringer. Wie zuvor erörtert, ist der maßgebliche Sorptionsmechanismus für kationisches ATA in Böden der Kationenaustausch, und zweiwertige Ca^{2+}-Ionen konkurrieren stärker mit ATA um die negativen Sorptionsplätze als einwertige Na^+-Ionen. Die Ergebnisse stimmen in etwa mit der Sorption von organischen Kationen (starke Basen mit pK_a > 7) an C_{ORG} (S. Droge & Goss, 2012) und Tonmineralen (S. T. J. Droge & Goss, 2013) unter verschiedenen Ionenstärken und Kationen (Na^+ versus Ca^{2+}) überein. Bei moderater Ionenstärke in Horizont A wird dieser Effekt möglicherweise durch den Effekt überlagert, dass Ca^{2+} -Ionen zu einem höheren Grad an deprotonierten Carboxylgruppen auf der Bodenorganik (C_{ORG}) führen, wodurch mehr verfügbare Sorptionsstellen für ATA entstehen, wie ebenfalls zuvor erwähnt. Ein signifikanter negativer Effekt der Kationenvalenz (geringere Sorption bei Vorhandensein von Kationen höherer Valenz), der in Horizont B festgestellt wurde, könnte auf einen Zusammenhang mit dem C_{ORG} -Gehalt hinweisen. Außerdem deuten unsere Daten darauf hin, dass die Valenz insbesondere hoher Ionenstärke eine Rolle spielt.

Abbildung 71: Einfluss der Kationenwertigkeit auf die Sorption von ATA.



Der violette Bereich markiert den Bereich der analytischen Unsicherheit (Kd-Werte < 0,2 L/kg). Die farbigen Werte in der oberen linken Ecke jedes Sub-Plots sind die RMSE-Werte für die entsprechenden Isothermen. Beachten Sie die unterschiedlichen Skalen auf der y- und x-Achse für die verschiedenen Sub-Plots. Quelle: Thalmann et al. (2025).

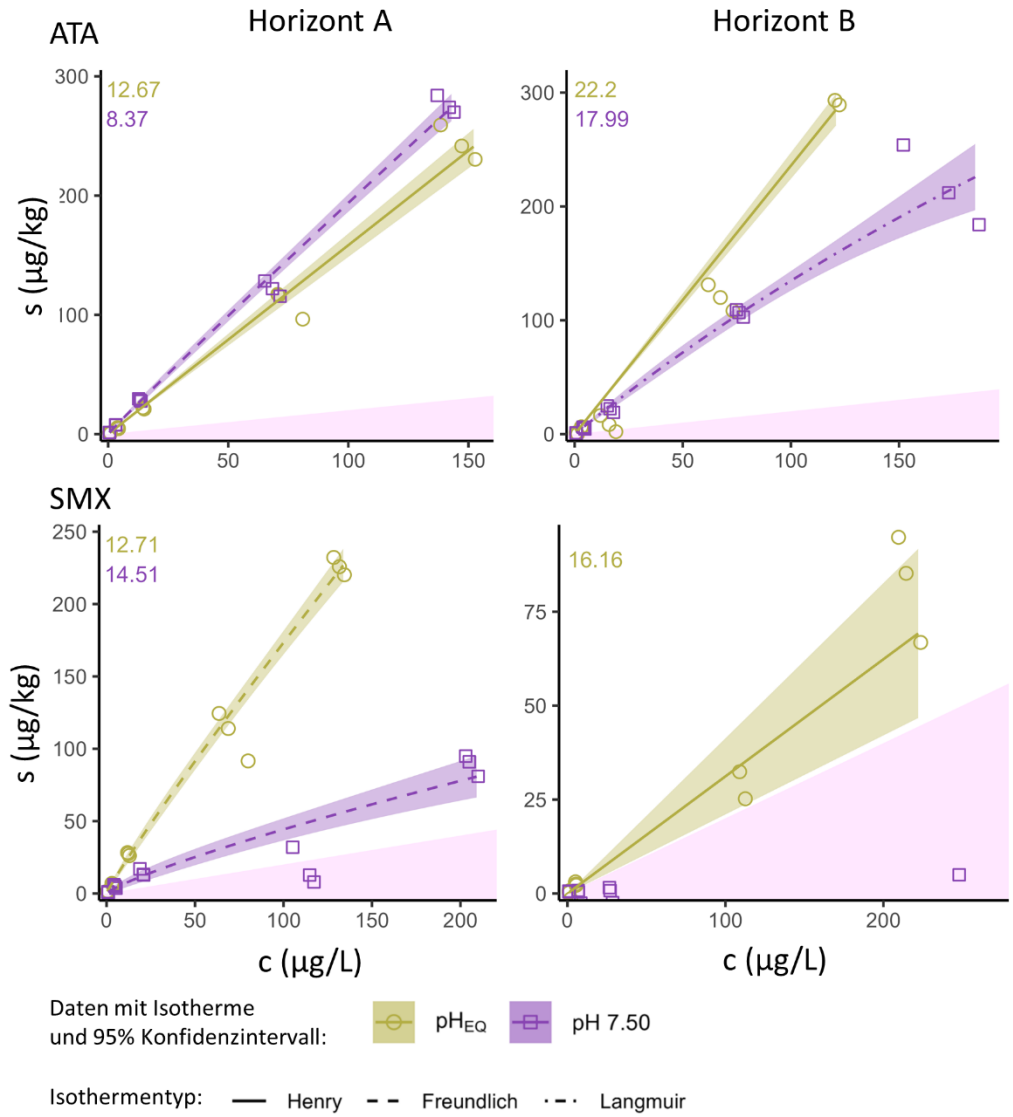
5.1.2.3 Einfluss des Lösungs-pH

Abbildung 72 zeigt die pH abhängige Sorption von ATA und SMX and beiden untersuchten Boden-Horizonten. Für die ATA-Sorption besteht ein signifikant positiver Effekt (höhere Sorption bei hohem pH-Wert) im Horizont A und ein signifikant negativer Effekt (geringere Sorption bei hohem pH-Wert). ATA weißt einen recht hohen pK_a-Wert von 10,7 auf, sodass ATA unter beiden pH Bedingungen primär als Kation vorliegt. Womöglich liegt bei dem pH von 7,5 ein Teil der ATA-Moleküle bereits in neutraler Form vor, welches die gegensätzlichen pH-Effekte auf die Sorption in Horizont A und B erklären könnte. Oft wird davon ausgegangen, dass neutrale geladene Substanzen durch hydrophobe Wechselwirkungen insbesondere an die Bodenorganik sorbieren (Delle Site, 2001), jedoch gleichzeitig die Sorption ungeladener Stoffe durch elektrostatische Anziehung zu negativen Oberflächengruppen abnimmt. Eine erhöhte Sorption von ATA bei pH 7,5 in Horizont A könnte darauf zurückzuführen sein, dass der neutrale Anteil von ATA stark durch hydrophobe Wechselwirkungen and die Bodenorganik sorbiert werden und somit die Sorptionsaffinität insgesamt zunimmt, während im Horizont B aufgrund des deutlich geringeren C_{ORG}-Gehalts (vgl. Tabelle 46) für den Anteil des neutralen ATA kaum Sorptionsplätze vorliegen und daher die Sorptionsaffinität mit steigendem pH abnimmt.

Bei SMX führt der steigende pH-Wert zu einer deutlich geringeren Sorption des negativ geladenen SMX in beiden Horizonten (Abbildung 72; SMX). In Horizont A ist die geringere Sorption bei höherem pH-Wert hauptsächlich das Ergebnis einer verstärkten elektrostatischen Abstoßung zwischen negativ geladener Bodenoberfläche und anionischem SMX. Hu et al. (2019) untersuchte die pH-abhängige Sorption von SMX an verschiedenen Böden in einem pH Bereich von 4 bis 9 in einzelnen pH Schritten. Die Autoren führten die beobachtete abnehmender Sorptionsaffinität von SMX bei steigendem pH Werten auf die sukzessive Verschiebung von neutralen zu anionischen SMX-Molekülen und der erhöhten elektrostatische Abstoßung zwischen negativ

geladenen Bodenoberfläche und anionischem SMX zurück. SMX wird hauptsächlich über hydrophobe Wechselwirkungen, Wasserstoffbrückenbindungen und van der Waals-Kräfte sorbiert (Hu et al., 2019). Die Autoren schlussfolgerten weiter, dass die neutrale SMX-Spezies im Vergleich zu anionischem SMX eine stärkere Sorptionsaffinität aufweisen dürfte, da sie weniger löslich und hydrophil ist.

Abbildung 72: Einfluss des pH-Wertes auf die Sorption von ATA und SMX.

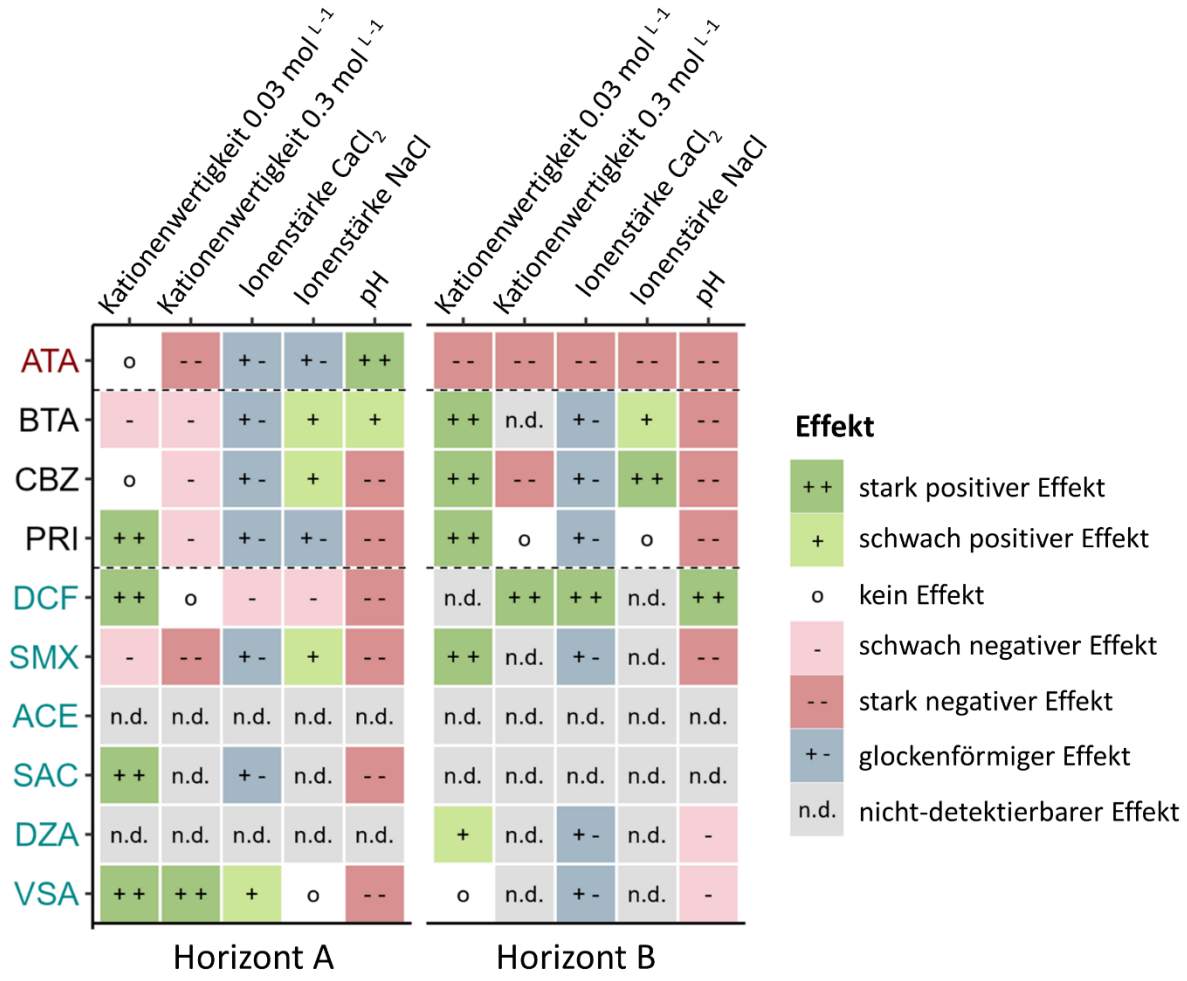


Der violette Bereich markiert den Bereich der analytischen Unsicherheit (Kd-Werte < 0,2 L/kg). Die farbigen Werte in der oberen linken Ecke jedes Sub-Plots sind die RMSE-Werte für die entsprechenden Isothermen. Beachten Sie die unterschiedlichen Skalen auf der y- und x-Achse für die verschiedenen Sub-Plots.
Quelle: Thalmann et al. (2025).

5.1.2.4 Übersicht aller Effekte der Lösungsmatrix auf die Sorption von PM-Stoffen

Ein umfassender Überblick auf alle untersuchten Effekte auf die Adsorption der untersuchten PM-Stoffe an beide Bodenhorizonte ist in Abbildung 73 dargestellt. Die Effekte wurden visuell anhand der Überlappung der Konfidenzintervalle der gleichartigen Isothermen Diagrammen wie in Abbildung 70 bis Abbildung 72 abgeleitet.

Abbildung 73: Matrix-Effekte für alle untersuchten PM-Stoffe.



Die Effekte wurden nach der Überlappung der Konfidenzintervalle (KI) der einzelnen Isothermen Kurven kategorisiert (z. B. wie Abbildung 70). Im Falle keiner Überlappung der KI wurde ein starker Effekt, eine teilweise Überlappung der KI ein schwacher Effekt, und eine vollständige Überlappung der KI kein Effekt abgeleitet. Die roten, schwarzen und blauen PM-Stoffe Abkürzungen geben an ob der Stoff bei einem pH von 7,5 überwiegend in kationischer, neutraler oder anionischer Form vorliegt. Ein nicht nachweisbarer Effekt (n.d.) bedeutet, dass alle Varianten in den Bereich der analytischen Unsicherheit fallen (K_d < 0,2 L/kg) und somit keinen Einfluss aufgrund zu geringer Sorption abgeleitet werden konnte. Aufgrund der drei Stufen der Ionenstärke (0, 0,03 und 0,3 M) gibt es nicht-monotone glockenförmige (+ -) Effekte. Der Einfachheit halber wird bei den glockenförmigen Effekten keine Unterscheidung in schwach und stark vorgenommen.
Quelle: Thalmann et al. (2025).

Die Stärke und Richtung des Effekts (positiv oder negativ) sind bodenspezifisch und variieren für einzelne PM-Stoffe zwischen den Horizonten A und B. Dies hängt mit den spezifischen Unterschieden in den Bodenhorizonten (vor allem C_{ORG} -Gehalt, Textur, Mineralogie und Gleichgewichts-pH) und dem Sorptionsmechanismus zusammen, der an spezifischen Sorptionsstellen dieser Bodenbestandteile dominiert (Zhang et al., 2024). Während in Horizont A die Sorption primär durch C_{ORG} gesteuert wird, dominieren in Horizont B vermutlich mineralische Oberflächen wie Eisenoxide und Tonminerale (vgl. Tabelle 46).

Einige Autoren stellten fest, dass mechanistisch gesehen keine oder nur begrenzte Auswirkungen von Ionenstärke und Kationenvalenz auf die Adsorption von neutralen Stoffen zu erwarten sei (Boateng et al., 2013; Kah et al., 2017). In unseren Untersuchungen konnte eine höhere Sorption bei moderater Ionenstärke (0.01 M) für kationische (ATA) und für neutrale Stoffen (BTA,

CBZ und PRI) beobachtet werden, insbesondere wenn sie mit $CaCl_2$-Lösung eingestellt wurden. Eine höhere Ionenstärke kann im Allgemeinen zu einem höheren Ionendruck in der Lösung führen, so dass die Stoffe näher an die feste Phase „gedrückt" werden, was die Oberflächenwechselwirkungen verstärken könnte. Bei anionischen Stoffen (DCF, SMX, SAC, VSA) kann der beobachtete positive Kationenvalenz-Effekt bei niedriger Ionenstärke (d. h. höhere Sorption in Gegenwart von Ca^{2+}-Ionen) auf die Bildung von Kationenbrücken zu negativ geladenen Oberflächengruppen zurückgeführt werden, wie auch von anderen Autoren berichtet (Hu et al., 2019; Kah et al., 2017; Y. Xu et al., 2021). Bei hoher Ionenstärke (0,3 M) war der Effekt der Kationenvalenz auf die Sorption der meisten PM-Stoffen (ATA, BTA, CBZ, PRI, SMX) negativ (d. h. höhere Sorption in Gegenwart von Na^+), was mit einer stärkeren Konkurrenz um Sorptionsstellen durch Ca^{2+}-Ionen im Vergleich zu Na^+-Ionen zusammenhängt. Nach Kah et al. (2017) wird jedoch keine Sorptionskonkurrenz für neutrale und anionische PM-Stoffen erwartet. Guo et al. (2014) berichteten jedoch über eine verringerte Sorption der neutralen Form von Tylosin auf Goethit bei erhöhter Ionenstärke (eingestellt durch KNO_3), was sie auf die Konkurrenz mit K^+ und NO_3^- zurückführten.

Auch der pH-Wert beeinflusst die Sorption erheblich, insbesondere bei ionisierbaren PM-Stoffen. Höhere pH-Werte reduzierten die Sorption anionischer Stoffe (DCF, SMX, VSA, SAC), da eine stärkere elektrostatische Abstoßung zwischen negativ geladenen Bodenoberflächen und den anionischen Molekülen auftritt (Kah et al., 2017). Zudem steigt mit zunehmendem pH-Wert der Anteil der anionischen Spezies (Kah et al., 2017; Mutavdžić Pavlović et al., 2018; Y. Xu et al., 2021), was die Sorptionsaffinität weiter reduziert. Für neutrale Stoffe ist der pH-Einfluss geringer (Kah et al., 2017), dennoch kann eine Verschiebung in Richtung anionischer Spezies die Sorption von BTA, CBZ und PRI reduzieren. Schaffer et al. (2012) stellten in gesättigten Sandsäulen eine leichte Abnahme der Sorption von CBZ bei steigendem pH fest, was auf eine reduzierte hydrophobe Wechselwirkung mit der Bodenorganik zurückzuführen sein könnte. Wie Kah et al. (2017) zusammenfassten, kann eine reduzierte Adsorption bei höherem pH-Wert zudem mit einer Verringerung von Wasserstoffbrückenbindungen und hydrophoben Wechselwirkungen zusammenhängen, da eine höhere Oberflächenladung die Hydrophobie der Bodenoberflächen reduziert.

5.1.3 Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Insgesamt zeigten 59 von 120 untersuchten Kombinationen von PM-Stoff, Lösung und Boden-Horizont eine signifikante Sorption (Kd > 0,2 L/kg). Mit Ausnahme von ATA wurde eine höhere Sorptionsaffinität der Stoffe zum Horizont A beobachtet, welches primär auf den höheren C_{ORG} Gehalt zurückgeführt wird. Für drei der 10 untersuchten Stoffe (ACE, SAC, DZA) wurde eine sehr geringe Sorptionsaffinität in allen Lösungs-Varianten festgestellt, und die entsprechenden Isothermen vielen fast ausschließlich in den analytisch nicht quantifizierbare Sorptionsbereich von K_d < 0.2 L/kg. Alle drei Stoffe weisen hydrophile (kleine logD-Werte, vgl. Tabelle 45) und eine negative Ladung unter den gegebenen pH-Bedingungen auf. Derlei Stoffeigenschaften lassen also eine hohe Mobilität in Böden vermuten und ein entsprechend hohes Risiko für das Grundwasser sofern kein mikrobieller Abbau während der Bodenpassage stattfindet. Jedoch stellt VSA eine Ausnahme hiervon dar, welches ebenfalls ein hydrophiles Anion ist jedoch höhere Sorptionsaffinität im Gegensatz zu ACE, SAC und DZA aufweist.

Unsere Ergebnisse unterstreichen, dass die Sorption teilweise erheblich von den Matrixeigenschaften beeinflusst wird. Für viele der untersuchten PM-Stoffe wurde eine glockenförmige Abhängigkeit auf die Ionenstärke in $CaCl_2$-Lösungen beobachtet, mit maximaler Sorption bei moderater Ionenstärke (0,03 M). Dieses Verhalten stimmte jedoch nicht durchgängig mit Hypothesen überein, die auf Standard-Sorptionstheorien beruhen. Außerdem konnte kein einheitlicher Trend für Stoffe gleicher Ladung beobachtet werden, sodass ein Rückschluss ist, dass die

dominierende Ladung des Stoffs (anionisch, ungeladen, katonisch) nicht als alleinige Erklärende für das Sorptionsverhalten in unterschiedlichen Böden ausreicht. Die Sorptionsergebnisse variierten je nach den Eigenschaften der Substanz (z. B. ionische Ladung, Hydrophobie) und den Bodenmerkmalen (z. B. C_{ORG}-Gehalt und Qualität, mineralische Zusammensetzung), was die Grenzen der Gruppierung von PM-Stoffen nach Ladung zur Risikobewertungen weiter verdeutlicht. Eine individuelle Stoffbetrachtung unter verschiedenen Lösungsbedingungen ist empfehlenswert, um eine verlässliche Einschätzung zum Sorptionsverhalten und somit auch zum Grundwassergefährdungspotenzial zu erhalten.

5.2 Batchversuche II: Untersuchung von Abbau und Sorption in der Klarlauf-Matrix

In Vorversuchen wurde festgestellt, dass trotz vermeintlich persistenter Eigenschaften der PM-Stoffe mikrobieller Abbau für manche Stoffe relevant ist. Aus diesem Grund ist eine Untersuchung der mikrobiellen Abbaubarkeit und der Kinetik dieses Prozesses notwendig. Darüber hinaus wurde im Rahmen dieser Versuche auch die Sorptionskinetik der PM-Stoffe am Boden untersucht, um somit die Sorption und Abbau der PM-Stoffe im Boden umfangreich zu parametrisieren und für Vorhersagen nutzen zu können. Für diese Versuchsreihe wurde Klarauf als Lösungsmatrix gewählt um die Parameter der Reaktionsprozesse unter diesen Bedingungen zu ermitteln. Ergänzend zu den Kinetik-Versuchen, wurden Isothermen-Versuche mit dem gleichen Klarlauf durchgeführt, um die Konzentrationsabhängigkeit (Nichtlinearität) der Sorption unter den gleichen Bedingungen zu erhalten und diese dann bei der Schätzung der Kinetik Parameter berücksichtigen zu können.

5.2.1 Material und Methoden

5.2.1.1 Untersuchte Stoffe und Bodenmaterialen

Analog zu den Batchversuchen I (Kapitel 5.1) wurden in diesen Versuchen ebenfalls die 10 PM-Stoffe untersucht (vgl. Tabelle 45). Da in vorherigen Batch-Versuchen zumeist eine höhere Sorption im Oberboden als im Unterboden festgestellt wurde und die mikrobielle Transformation im Oberboden von größerer Bedeutung ist (höherer Gehalt an organischer Substanz), wurden diese Versuche nur für den Oberboden (vgl. Tabelle 46, Bodenmaterial A) durchgeführt. Um eine für das Feld repräsentative Untersuchung durchzuführen, wurde wenige Wochen vor Versuchsbeginn feldfrischer Oberboden von dem Ackerstandort beprobt und dieser bis zum Versuch kühl und dunkel gelagert. Vor Versuchsbeginn wurde der Boden < 2 mm gesiebt.

5.2.1.2 Verwendeter Klarlauf

Für die Kinetik- und Isothermen-Versuche wurde Klarlauf aus dem Klärwerk Ruhleben, Berlin, verwendet, um die Prozesse in der Klarlauf-Matrix zu untersuchen. Dabei kamen unterschiedliche Klarlauf-Chargen zum Einsatz.

Der für die Kinetik-Versuche verwendete Klarlauf wurde während eines Zeitraums beprobt, in dem die UV-Desinfektion im Klärwerk nicht aktiv war. Um sicherzustellen, dass Mikroorganismen im Klarlauf die Ergebnisse der Kinetik-Versuche nicht beeinflussen, wurde vor Versuchsbeginn eine eigene UV-Desinfektion durchgeführt. Hierfür wurde eine UV-Lampe (254 nm Wellenlänge, UV-EL, Deutschland) in einem Edelstahlreaktor verwendet, wie detailliert in Kapitel 2.4.1 und von Thor et al. (2024) beschrieben. Die aufgebrachte UV-Dosis war relativ hoch und führte nicht nur zur mikrobiellen Inaktivierung, sondern auch zu einem signifikanten UV-induzierten Abbau bestimmter organischer Mikroschadstoffe im Klarlauf. Diese Effekte wurden ausführlich

von Thor et al. (2024) untersucht. Wichtige chemische Begleitparameter sowie die Konzentrationen der vorhandenen PM-Stoffe sind in Tabelle 47 aufgeführt.

Tabelle 47: Chemische Eigenschaften des verwendeten Klarlaufs.

	Parameter	Isothermen-Versuche	Kinetik-Versuche
	pH (-)	7,3	7,1
	eLF (µS/cm)	915	1216
	DOC (mg/L)	NA	13,3
Anionen (mg /L)	NO^{3-}	30,3	34,6
	PO_4^{3-}	0,2	0,3
	Cl^-	160,0	154,9
	SO_2^{4-}	124,1	125,3
Kationen (mg/L)	K^+	NA	29,8
	Na^+	NA	115,5
	Ca^{2+}	NA	89,2
	Mg^{2+}	NA	11,6
PM-Stoffe (µg/L)	ACE	0,70	0,01
	ATA	0,19	0,15
	BTA	5,14	0,24
	CBZ	1,05	0,86
	DCF	4,64	< BG
	DZA	2,68	< BG
	OXI	17,95	6,52
	PRI	0,43	0,37
	SAC	0,09	0,35
	SMX	0,23	0,07
	TFMSA	0,01	0,07
	VSA	1,34	3,19

eLF ist die elektrische Leitfähigkeit. DOC ist der Gehalt gelösten organischen Kohlenstoffs. NA markieren nicht existierende Messwerte, < BG markieren Werte unter der Bestimmungsgrenze (LoQ).

5.2.1.3 Versuchsdurchführung Kinetik-Versuche

Die Kinetik-Versuche wurden in Anlehnung an Martínez-Hernández et al. (2016) in Batch Ansätzen durchgeführt. In zwei Liter Glasflaschen wurde 504,1 g Boden eingewogen und mit 1293,2 mL Lösung angesetzt um unter Berücksichtigung des Bodenwassergehalts ein finales Fest zu Flüssig-Verhältnis von 1:3 einzustellen. Um die Sorptionsdynamik und die Abbaudynamik getrennt zu erfassen, wurden abiotische Ansätze mit 200 mg/L NaN_3 und biotische Ansätze ohne NaN_3 angesetzt. In den abiotischen Ansätzen wird ausschließlich Sorption, und in den biotischen Ansätzen Sorption und mikrobieller Abbau bzw. Transformation erfasst, sodass beide Prozesse in der Auswertung differenziert werden können. Beide Varianten wurden als Triplikate durchgeführt. Zusätzlich wurde je eine abiotische und biotische Variante zur Ermittlung des Blindwerts (0,01 M $CaCl_2$ Lösung mit Boden und ohne PM-Stoffe) sowie Kontrollen (mit Klarlauf und ohne Boden) gemessen. Nach einer 17-stündigen Vorequilibrierung wurde in allen Varianten (außer

den Blindwerten) ein PM-Mix pipettiert, um eine PM-Konzentration in der Lösung von 20 µg/L einzustellen (Aufaddieren mit den indigenen PM-Konzentrationen im Klarlauf, vgl. Tabelle 47). Anschließend wurden alle Ansätze auf einen Horizontal-Schüttler (Rundbewegungen) bei 140 U/min geschüttelt. Die Flaschen waren während des Versuchs ohne Deckel um eine Sauerstofflimitierung auszuschließen. In einer seriellen Beprobung wurde zu 12 Zeitpunkten (0,5; 1,25, 2,5; 4; 6; 8; 11; 24; 48; 72; 144; 240 und 312 h) Aliquote entnommen (Bis Versuchsende wurden 4,2 % des initialen Volumens entnommen). Jede Probe wurde mittels RP-HPLC mit gekoppelten Massenspektrometer auf die 11 PM-Stoffe analysiert. Als Begleitparameter wurde für einige Zeitpunkte der DOC, der pH-Wert und die elektrische Leitfähigkeit gemessen. Da alle Flaschen offen geschüttelt wurden, wurde der Verdunstungsverlust durch regelmäßige Wägungen der Ansätze erfasst und damit eine Verdunstungskonstante je Ansatz errechnet. Durch die offenen Flaschen wurde sichergestellt, dass die Versuche unter aeroben Bedingungen stattfinden, und verbrauchtes O_2 entsprechend aus der Umgebung nachströmen kann. Nach 336 Stunden schütteln wurde alle biotischen Ansätze wieder auf ihr Ausgangsgewicht aufgefüllt, und nochmals die gleiche Menge PM-Mix hinzu pipettiert. Anschließend wurden sie erneut geschüttelt und zu den gleichen Zeitpunkten beprobt was den Zweck verfolgte eine mikrobielle Adaption an die PM-Stoffe zu untersuchen. Werden PM-Stoffe nach der zweiten Injektion schneller abgebaut, so wird dies auf eine Adaption der Mikroorganismen zurückgeführt.

5.2.1.4 Versuchsdurchführung Isothermen-Versuche

Die Isothermen-Versuche wurden in Anlehnung an die OECD 106 Leitlinien durchgeführt (OECD, 2000). Analog zu den ersten Isothermen-Versuchen wurde ein Fest zu Flüssig-Verhältnis von 1:2 gewählt (vgl. Kapitel 5.1.1.4). Unter Berücksichtigung des Restwassergehalts wurden 7 g Boden (reine Festsubstanz) mit 14 mL Lösung in 50 mL Zentrifugen-Gläser gefüllt. Durch pipettieren unterschiedlicher Mengen eines 10 mg/L PM-Mixes (enthält alle 11 PM-Stoffe) in den Klarlauf wurden vorab acht Arbeitslösungen unterschiedlicher Konzentrationen (0; 0,5; 1,5; 5; 15; 50; 100; 200 µg/L) hergestellt. Hierbei addiert sich die hinzugefügte Konzentration der PM-Stoffen mit der bereits im Klarlauf enthaltenden Konzentration jedes Stoffes auf. Als 0 µg/L Konzentrationsstufe, welche als Blindwerte fungieren und Rückschluss auf Hintergrundkonzentrationen der Bodenmaterialien liefern, wurde 0,01 M $CaCl_2$ Lösung angesetzt. Jede Konzentrationsstufe wurde als Dreifachwiederholung durchgeführt. Zusätzlich wurden je Konzentrationsstufe Kontrollen als Duplikate ohne Boden angesetzt, welche Rückschluss auf Gefäßadsorption der Stoffe während der Versuche geben und gleichzeitig als Initialkonzentration bei der Berechnung der sorbierten Gehalte fungieren. Alle Ansätze wurden für 48 Stunden auf einem horizontal-Schüttler mit 230 U/min geschüttelt. Anschließend wurden die Zentrifugengläser direkt bei 2300 U/min für 30 min zentrifugiert und anschließend anhand einer 10 mL Pipette 10 mL des wässrigen Überstands entnommen und mit einem 0,45 µm regenerierten Cellulose Filter filtriert. Schließlich wurden die PM-Stoffkonzentrationen wieder mittels RP-HPLC-MS/MS bestimmt (vgl. Kapitel 5.1.1.1).

5.2.1.5 Modellentwicklung und Parameterschätzung

Die Reaktionsparameter und ihre Unsicherheiten wurden mithilfe der Werkzeuge der inversen Modellierung geschätzt. Zur Beschreibung einer kinetisch limitierten Sorption wurde das „Two-Site-Modell“ gewählt, welches die Sorptionsplätze in zwei Kategorien unterteilt. Einerseits in Plätze an denen eine instantane Sorption stattfindet, und andererseits in Plätze an denen eine langsamere, ratenlimitierte Sorption stattfindet. Da durch Verdunstung eine Aufkonzentrierung der PM-Stoffe in der Flüssigphase auftritt und dies eine dynamische Verschiebung des Sorptionsgleichgewichts bewirken kann, wurde dieser Prozess im Reaktionsmodell explizit berücksichtigt.

Im Folgenden wird das aufgestellte Gleichungssystem der drei gekoppelten Differenzialgleichungen sowie der Konzentrationsabhängigen Sorption.

$$\frac{dV}{dt} = -\gamma \tag{3}$$

$$s(c) = k_f c^n \tag{4}$$

$$\frac{dc}{dt} = -\frac{(kV - \gamma)\, c + m\alpha[(1-f)\, s(c) - S_2]}{V + mfs(c)'} \tag{5}$$

$$\frac{dS_2}{dt} = \alpha[(1-f)\, s(c) - S_2] \tag{6}$$

Gleichung (3) beschreibt die lineare Abnahme des Lösungsvolumens aufgrund des Verdunstungsverlust mit dem Ratenparameter γ [L/h]. Gleichung (4) entspricht der konzentrationsabhängigen Sorption nach Freundlich, wobei s [µg/kg] der sorbierte Festphasengehalt und c [µg/L] die Konzentration in der Flüssigphase ist, sowie k_f [kg/L] und n [−] die Parameter der Freundlich Isotherme beschreiben. Wird der Exponent n zu 1, so vereinfacht sich der Term zu einem Henry Modell mit linearer Sorption (dann üblicherweise als k_d bezeichnet). Der Exponent n wird auf Werte < 1 beschränkt, da Werte > 1 einer zunehmenden Sorptionsaffinität mit steigender Stoff-Konzentration darstellen würde und als mechanistisch unplausibel bewertet wird. Gleichung (5) beschreibt die Änderung der Flüssigkonzentration, wobei k [1/h] die Ratenkonstante des mikrobiellen Abbaus, m [kg] die Trockenmasse des Bodens, f [−] der relative Anteil an instantanen Sorptionsplätzen, α [1/h] die Ratenkonstante für die kinetisch limitierte Sorption, S_2 [−] der relative Anteil an kinetisch limitierten Sorptionsplätzen, und s(c)´ die 1. Ableitung der Isothermen Gleichung gemäß (4) darstellen. Gleichung (6) beschreibt die Änderung der Stoffkonzentration an den kinetisch limitierten Sorptionsplätzen.

Um eine Überparametrisierung zu vermeiden, wurden zusätzlich verschiedene Modellvereinfachungen getestet. Dabei wurde sowohl ein One-Site-Modell, bei dem keine kinetische Sorption berücksichtigt wird, als auch eine lineare Sorption nach dem Henry-Modell betrachtet. Im One-Site-Modell wird f auf 1 gesetzt, sodass die Lösung der Gleichung (6) Null wird. Im Fall linearer Sorption wird der Exponent n in Gleichung (4) auf 1 gesetzt. Alle Kombinationen aus diesen Ansätzen wurden getestet, indem sowohl das One-Site- als auch das Two-Site-Modell mit der Henry- oder der Freundlich-Isotherme kombiniert wurden. Die Auswahl des am besten geeigneten Modells erfolgte anhand des geringsten AICc Werts (Hurvich & Tsai, 1993).

Da einige Parameter sowohl bei den statischen Sorptionsmodellen als auch bei den dynamischen Modellen eine Rolle spielen, wurde die Parameterschätzung so eingerichtet, dass im Rahmen eines Mehrzieloptimierungs-Verfahrens drei Modellfunktionen (Sorptionsisothermen, Modelle für die Sorptionskinetik und Modelle zur gekoppelten Sorptions- und Abbaukinetik) simultan an die unterschiedlichen Datentypen angepasst werden. Dieses Verfahren erlaubt (a) eine sinnvolle Schätzung eines eindeutigen Parametersatzes und (b) die konsistente Bestimmung der Parameterunsicherheiten.

5.2.2 Ergebnisse und Diskussion

Eine Anpassung anhand des Mehrzieloptimierungs-Verfahrens an die drei Datentypen aus den entsprechenden Versuchstypen konnte für ATA, CBZ, DCF und SMX vorgenommen werden für welche die Ergebnisse in Kapitel 5.2.2.1erläutert und mit Ergebnissen in der Literatur verglichen werden. Für die anderen sieben PM-Stoffe war die Abnahme der Konzentration den Kinetik-Versuchen sowie teilweise in den Isothermen-Versuchen durch Sorption und Abbau zu gering, sodass hierfür keine Parameter geschätzt werden konnten da diese mit zu großen Unsicherheiten behaftet gewesen wären. Auf die Ergebnisse für diese Stoffe wird im Kapitel 5.2.2.2 kurz eingegangen.

5.2.2.1 Bestimmung der Reaktionsparameter für ATA, CBZ, DCF und SMX

In Abbildung 74 sind die Ergebnisse der drei Versuche und die simultan angepassten Modelle für ATA, CBZ, DCF und SMX dargestellt. Dabei sind in der linken Spalte die Sorptionsisothermen, in der mittleren Spalte die Sorptionskinetik (abiotische Variante) und in der rechten Spalte die gekoppelte Sorptions- und Abbaukinetik (biotische Variante) für die jeweiligen Stoffe (je Plot Zeile) gezeigt. Für die Sorptionskinetik (abiotische Variante) wurde nur an Daten bis 48 h nach Versuchsbeginn genutzt, da anschließend der mikrobielle Abbau aufgrund einer Adaption für manche Stoffe wiedereinsetzt. Anhand der hierbei identifizierten Prozesse und geschätzten Modellparametern für dieses PM-Stoffe können Simulations-Szenarien für den Verbleib der Stoffe in einer realen Umgebung wie den Lysimeter-Versuchen simuliert werden, welches in Kapitel 5.5 erläutert wird.

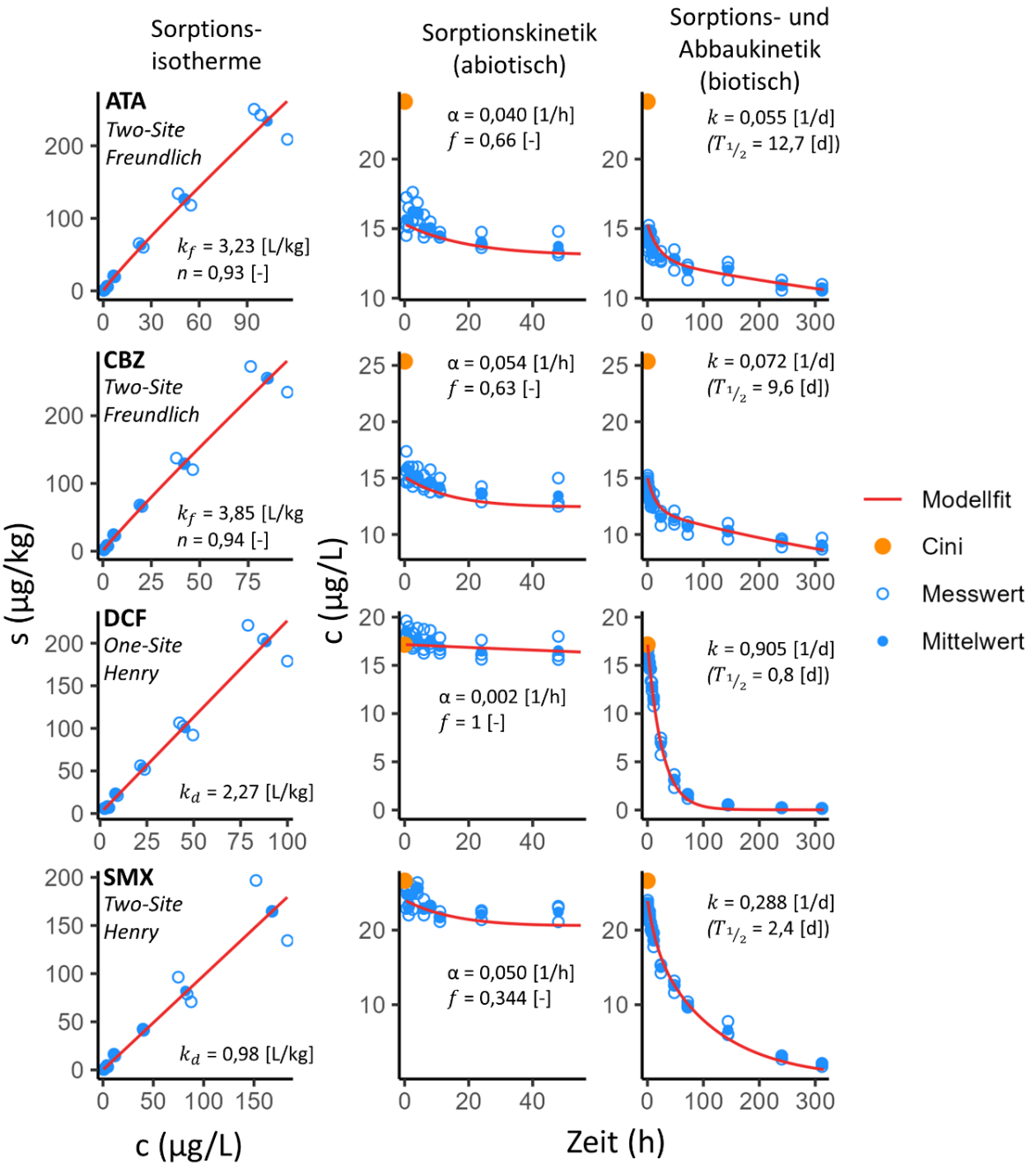
Für ATA ergab eine Anpassung durch das komplexeste Gleichungssystem mit Two-Site-Modell (Sorptionskinetik) und nichtlinearer Sorptionsisotherme (Freundlich-Modell) den besten Fit (kleinster AICc). Entsprechend der geschätzten Freundlich Parameter (k_f von 3,23 L/kg und n von 0,93) ist mit einer deutlichen Retention von ATA im Boden zu rechnen. Dabei findet der Großteil der ATA-Sorption instantan statt (f = 0,66). ATA ist der einzige katonische Stoff (vgl. Tabelle 45) unter den gegebenen pH-Bedingungen und wird, wie zuvor diskutiert, über elektrostatische Anziehung an die negativen Oberflächenladungen des Bodens sorbiert. Ein weiterer wichtiger Sorptionsmechansimus für kationisches Stoffe wie ATA ist Kationenaustausch (Y. Xu et al., 2021). Es ist zu erwarten, dass diese beide Sorptionsmechanismen relativ schnell stattfinden was den großen Anteil der instantanen Sorption und entsprechend den Konzentrationssprung zwischen der Anfangskonzentration (Cini) und der folgenden Beprobung nach 0,5 h erklären könnte. Der Abbau von ATA ist mit einer Halbwertszeit (HWZ) von 12,7 d gegenüber der Sorption als weniger relevant einzuschätzen wird unter realen Bedingungen aber ebenfalls eine große Rolle für den Verbleib von ATA spielen. Das Verhalten von ATA ist bisher recht wenig untersucht, sodass auch zur Sorption und Abbau in natürlichen Böden hierfür keine Vergleichsstudien vorliegen. In Säulenversuchen zur simulierten Uferfiltration zeigte ATA einen schnellen Durchbruch und wurde als persistent und mobil unter den gegebenen Bedingungen bewertet (Zeeshan et al., 2023) Das in der Studie verwendete Sediment wies einen geringen C_{ORG} Gehalt von 0.3 % und eine sandige Textur auf. Im Vergleich zu den untersuchten Böden in den Batchversuchen zeigt sich, dass für die ATA-Sorption insbesondere ein höherer Anteil der feinkörnigen Fraktionen wie Schluff und Ton maßgeblich zu sein scheint.

CBZ zeigt im untersuchten System einige Ähnlichkeiten zu ATA auf. CBZ wird ebenfalls am besten durch das Two-Site Modell in Kombination mit Freundlich Isotherme beschrieben, und weißt ähnliche Parametergrößen wie ATA auf. Die geschätzten Freundlich Parameter (Abbildung 74; CBZ; Erste Spalte) sind in der gleichen Größenordnung wie solche in vergleichbaren Studien berichtet (z.B. Kočárek et al., 2016; Kodešová et al., 2015; Schmidtová et al., 2020). Die Sorption von CBZ findet primär über hydrophobe Wechselwirkungen an die

Oberflächengruppen der organischen Bodensubstanz statt und ist daher stark mit dem Gehalt organischen Kohlenstoffs im Boden korreliert (Filipović et al., 2020; Kodešová et al., 2015). Wird entsprechend der organische Kohlenstoffgehalt des Bodens berücksichtigt (C_{ORG} = 0.94 %, vgl. Tabelle 46) zeigt sich eine durchaus höhere Sorptionsaffinität von CBZ in den untersuchten Oberboden vom Standort Fresdorf im Vergleich zu den anderen vorher angeführten Studien. Der Abbau von CBZ ist mit einer HWZ von 9,6 d relativ schnell. Dies ist insbesondere im Vergleich zur Literatur festzustellen, da CBZ in diversen Studien zur Abbaubarkeit in Böden als persistent beschrieben wird (z.B. Foolad et al., 2016; Grossberger et al., 2014; Thelusmond et al., 2018). CBZ weist also im Vergleich zu vielen anderen Studien eine recht hohe Sorption und Abbaubarkeit auf, was womöglich auf qualitative Unterschiede in der Bodenorganik und der Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft zurückzuführen ist.

Für DCF erweist sich das einfache One-Site Modell (nur instantane Sorption) ohne Konzentrationsabhängigkeit (lineare Henry Isotherme) als das passendste Gleichungssystem. Die lineare Henry Isotherme weist eine Steigung von 2,27 L/kg auf. Die Sorption von DCF findet vorwiegend durch hydrophobe Wechselwirkungen and die Bodenorganik statt und ist weniger durch die mineralische Zusammensetzung des Bodenmaterials beeinflusst (z.B. K. Lin & Gan, 2011; Prakathi et al., 2020). Eine Korrelation der DCF Sorption zum C_{ORG} Gehalt des Bodens wurde beispielsweise von Drillia et al. (2005) und Revitt et al. (2015) beobachtet. Außerdem soll an dieser Stelle erwähnt werden, dass die DCF-Sorption insbesondere negativ mit zunehmenden pH der Lösung korreliert ist, wie in den Batchversuchen I zum Einfluss der Lösungsmatrix auf das Sorptionsverhalten (Kapitel 5.1) herausgefunden wurde. Grund hierfür ist das DCF von schwach sauren zu neutralen pH-Werten zunehmend als Anion vorliegt, welches durch elektrostatische Abstoßung zu negativen Oberflächengruppen des Bodens schlechter sorbiert wird. Der Ratenparameter zur Sorption α war mit 0,002 1/h relativ langsam. Die mikrobielle Transformation von DCF erweist sich mit einer Halbwertszeit von 0,8 d als äußerst schnell und ist somit besonders relevant für den Verbleib im Boden. In anderen Studien wurde eine langsamere mikrobielle Abbaubarkeit von DCF in verschiedenen Böden beobachtet. Lin und Gan (2011) beobachteten einen DCF Abbau mit Halbwertszeiten von 4,8 und 29,6 d für zwei verschiedene Böden und Xu et al. (2009) von zwischen 3,1 und 20,4 d für vier verschiedene Böden. Interessanterweise korreliert in den zitierten Studien die Abbaubarkeit von DCF negativ mit dem C_{ORG} Gehalt des Bodens (Abnehmende Abbaubarkeit mit zunehmenden C_{ORG} Gehalt). Xu et al. (2009) erklärt dies so, dass durch höherem C_{ORG} Gehalt die DCF-Sorption zunimmt welches wiederum zu einer verringerten Bioverfügbarkeit des Stoffes und somit geringeren Abbaubarkeit führt.

Abbildung 74: Ergebnisse der inversen Modellierung zur Sorption und Sorptions- und Abbaukinetik von ATA, CBZ, DCF und SMX im Oberboden von Fresdorf.



Die Plots der Isothermen (1. Spalte) und Kinetik-Versuche (2. und 3. Spalte) weisen unterschiedliche Achsen auf. Die orangen Punkte („Cini“) in den Kinetik-Versuchen entsprechen der Anfangskonzentration. Unter den Stoff Abkürzungen (linke obere Ecke im Isothermen Plot) ist das Gleichungssystem beschrieben welches nach AICc die Daten je Stoff am besten beschreibt. Innerhalb jedes Subplot sind die für das entsprechende Gleichungssystem geschätzten Parameter zum zugehörigen Plot Typ abgebildet. Der Raten-Parameter k zur mikrobiellen Transformation wurde zur besseren Vergleichbarkeit zusätzlich als Halbwertszeit (HWZ) $T_{1/2}$ [d] angegeben. Quelle: nach Thalmann et al. (2026).

Die Daten für SMX werden am besten durch das Gleichungssystem mit Two-Site Modell und linearer Henry Isotherme beschrieben. Der lineare Verteilungskoeffizient ist mit einem K_d von 0,98 L/kg als relativ gering zu bewerten. Auch für SMX ist die Sorption abhängig von dem C_{ORG}-Gehalt des Bodens, da SMX ähnlich wie DCF und CBZ über hydrophobe Wechselwirkungen,

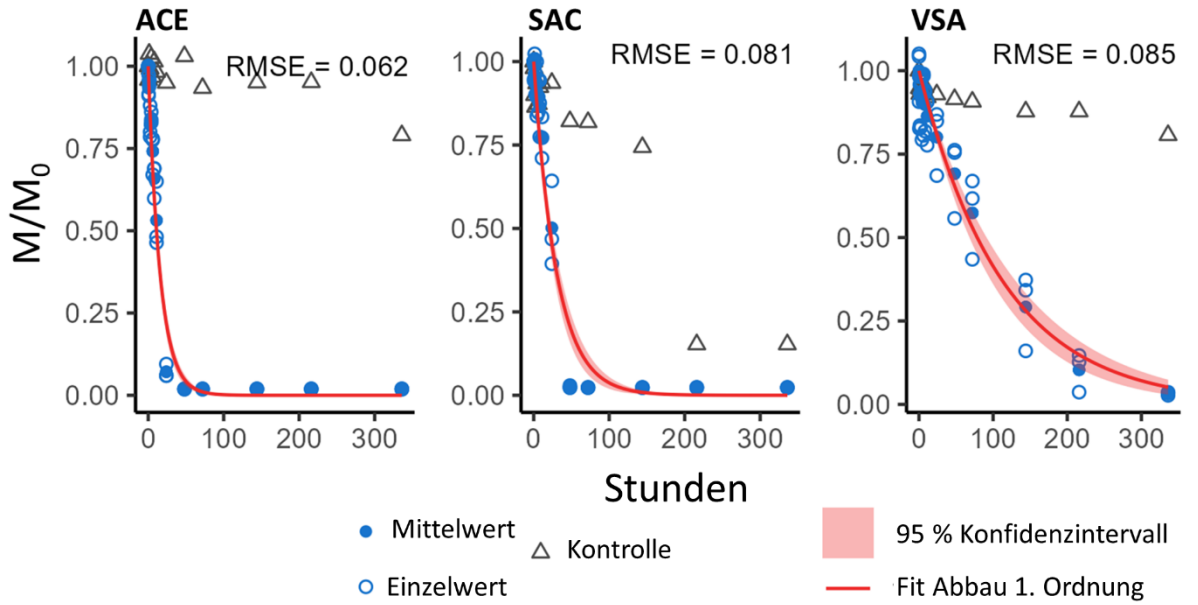
Wasserstoffbrückenbindungen und Van-der-Waals Kräfte sorbiert (z.B. Hu et al., 2019) Des Weiteren ist die Sorption von SMX durch den pK_a-Wert von 5,7 stark vom pH abhängig. Hu et al. (2019) stellten eine monotone Abnahme der SMX Sorption mit zunehmenden pH-Wert zwischen pH 4 und 9 fest. Bei zunehmenden pH nimmt der Anteil des anionischen SMX sukzessive zu (Bei pH = pK_a liegt SMX zu gleichen Anteilen neutral und negativ geladen vor), welches aufgrund elektrostatischer Abstoßung zum Boden schlechter sorbiert. Die Sorption von SMX findet des Weiteren zu einem geringeren Anteil (f = 0,344) instantan und entsprechend zum größeren Teil durch kinetisch limitierte Sorption statt. Der mikrobielle Abbau von SMX wird auf eine HWZ von 2,4 d geschätzt, wird also unter aeroben Bedingungen in dem Oberboden relativ schnell transformiert. Biel-Maeso et al. (2019) fanden vergleichbare HWZ von 2 d unter aeroben Bedingungen für zwei verschiedene Böden (beide C_{ORG} Gehalte von etwa 1 %). In der Studie von Lin und Gan (2011) wurde SMX unter aeroben Bedingungen in zwei Böden mit HWZ von 9,4 und 11,4 d transformiert. Im Gegensatz zu unseren Versuchen und denen von Biel-Maeso et al. (2019), war der C_{ORG}-Gehalt beider Böden recht gering (< 0.3 %) was darauf hindeuten könnte, dass der Abbau von SMX, im Gegensatz zu DCF, positiv mit dem C_{ORG}-Gehalt zusammenhängt.

5.2.2.2 Ergebnisse der übrigen PM-Stoffe

Die Konzentration der beiden künstlichen Süßstoffe ACE und SAC nimmt in den biotischen Ansätzen nach eine kurzen Verzögerungsphase von etwa 70 h und 170 h für SAC und ACE schnell und deutlich ab (ACE > SAC). Dies weist auf einen schnellen mikrobiellen Abbau hin, welcher nach einer Adaption der Mikroorganismen einsetzt. Ähnlich verhält es sich für VSA, dessen Konzentration nach einer Adaptionsphase von etwa 130 h deutlich in den biotischen Ansätzen abnimmt. Der Abbau konnte entsprechend an die Konzentrationswerte nach der zweiten PM-Injektion durch eine Abbau Funktion 1. Ordnung für diese 3 Stoffe gefittet und parametrisiert werden (Abbildung 75). Die entsprechend geschätzten Abbauratenkostanten k sind 1,52, 0,79 und 0,21 für ACE, SAC und VSA. Oft wurde ACE als sehr persistent beschrieben (z.B. Storck et al., 2016), jedoch berichten verschiedenen Studien von eine Paradigmenwechsel zu ACE, da dessen mikrobielle Abbaubarkeit generell zugenommen hat (Belton et al., 2020; Kahl et al., 2018). Gleichzeitig nimmt die Konzentration in den abiotischen Ansätzen unwesentlich ab, was darauf hinweist, dass Sorption eine vernachlässigbare Rolle für ACE und SAC spielt. Eine vernachlässigbar geringe Sorption für ACE und SAC wurde auch in den Batchversuchen I bei unterschiedlichen Lösungsmatrizes beobachtet.

Für BTA und OXI spielen vermutlich sowohl Abbau als auch Sorption eine Rolle, jedoch sind die Ergebnisse der Kinetik-Versuche mit starken analytischen Unsicherheiten behaftet sodass keine weiterführende Auswertung hierfür vorgenommen wurde. DZA und TFMSA und PRI weisen kaum Konzentrationsänderungen in den biotischen und abiotischen Ansätzen auf was darauf hinweist, dass diese Stoffe weder durch Sorption noch durch Abbau beeinflusst werden und daher mit einem schnellen Transport im Boden zu rechnen ist. Nur für PRI wurde eine in den Batchversuchen I quantifizierbare Sorption im Oberboden gemessen, sodass für PRI mit einer Retardation unter realen Bedingungen im Boden zu rechnen ist.

Abbildung 75: Mikrobieller Abbau (biotische Ansätze) nach der zweiten PM-Injektion für ACE, SAC und VSA.



Relative PM Masse (M_0/M, wobei M_0 die initiale PM-Masse und M die PM-Masse zu den verschiedenen Probenahmen darstellt) in den biotischen Ansätzen nach der zweiten PM-Injektion für ACE, SAC und VSA, welche alle keine Sorption jedoch mikrobiellen Abbau , sowie eine Adaptionsphase nach initialen PM-Spike aufweisen. RMSE (gleiche Einheit wie die Y-Achse), stellt die Modellgüte dar. Quelle: nach Thalmann et al. (2026).

5.2.3 Schlussfolgerung

Obwohl die untersuchten Stoffe als persistent und mobil gelten und die Elimination dieser Stoffe im Abwasser während der Aufbereitungsprozesse von Kläranlagen zumeist unzureichend sind, ist der Verbleib und die Mobilität für einiger PM-Stoffe in dem untersuchten Fresdorfer Oberboden durch mikrobiellen Abbau und Sorption beeinflusst. Für die künstlichen Süßstoffe ACE und SAC, sowie VSA setzt nach unterschiedlich langen Adaptionsphasen ein deutlicher mikrobieller Abbau ein (Abbaubarkeit ACE > SAC > VSA), während für diese Stoffe Sorption eine geringe (VSA) oder keine (ACE, SAC) Rolle spielte (vgl. Kapitel 5.1). Für TFMSA, DZA und PRI war der Abbau und die Sorption nicht quantifizierbar und somit ist von einem schnellen Transport für diese Stoffe unter realen Bedingungen zu rechnen. Für ATA, CBZ, DCF und SMX waren die jeweiligen Reaktionen in den drei verschiedenen Versuchstypen (Isothermen-Versuche, Sorptionskinetik, Abbau- und Sorptionskinetik) ausreichend stark, sodass die Reaktionsparameter erfolgreich durch die unterschiedlich komplexen Gleichungssystem im Mehrzieloptimierungs-Verfahren ermittelt werden konnten. Dabei nahm die Sorptionsaffinität zum Oberbodenmaterial für diese Stoffe in der Reihenfolge CBZ > ATA > DCF > SMX und die Abbaubarkeit in der Reihenfolge DCF > SMX > CBZ > ATA ab. Anhand der für diese vier Stoffe ermittelten Reaktionsparameter können die beobachteten Zustände zum Wasser- und Stofftransport in den Lysimetern simuliert werden und somit die Übertragbarkeit der aus Laborversuchen ermittelten Reaktionsparameter auf die realen Bedingungen in den Lysimetern (wie Feldskala) zu testen (Kapitel 5.5).

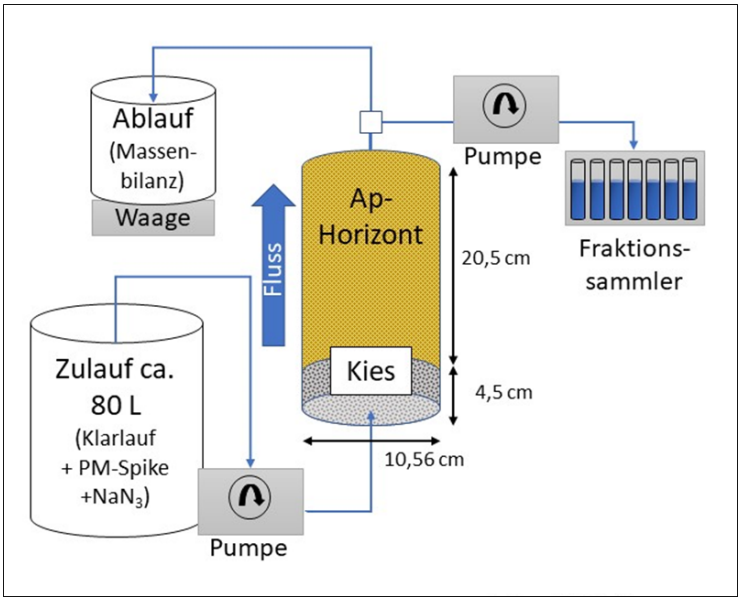
5.3 Säulenversuche

Neben den Batch-Versuchen (Kapitel 5.1 und 5.2) wurden die Reaktionsparameter der PM-Stoffe sowie die Transportparameter im Boden auch anhand geeigneter Säulenversuchen geschätzt, um somit eine größere Nähe zu realen Fließverhältnissen abzubilden. Dabei werden anhand der Durchbrüche (Konzentrationen im Säulenabfluss) die Parameter zur Wechselwirkung (insbesondere Sorption) zwischen Bodenmatrix und der untersuchten PM-Stoffe sowie auf Basis der Tracer-Durchbrüche die Transportparameter geschätzt. In den folgenden Kapiteln soll kurz der Versuchsaufbau erläutert werden, und anschließend die Durchbruchskurven der Stoffe in den drei untersuchten Säulen dargestellt und auf die sich daraus ergebenden Retardationsfaktoren der PM-Stoffe eingegangen werden.

5.3.1 Aufbau und Durchführung des Säulenversuchs

In Abbildung 76 ist der schematische Aufbau der Säulen und der Geräte am Versuchsstand dargestellt. Insgesamt wurden 4 ungestörte gestochene und 3 gepackte Säulen für den Versuch vom Ap-Horizont des Fresdorfer Ackerbodens (vgl. Tabelle 46) beprobt. Die Säulen bestanden aus einer 4,5 cm Schicht Kies und einer 20,5 cm mächtigen Bodenschicht welche durch ein Siebgitter (0.5 mm) voneinander getrennt waren. Sie wurden vom Permeat von unten nach oben aufgesättigt um ein gleichmäßiges Fließfeld zu erhalten und gleichzeitig Lufteinschlüsse zu minimieren. Die Probenahme wurde durch eine Peristaltik-Pumpe und je Säule einen automatischen Fraktionssammler vorgenommen. Das übrige Perkolat wurde je Säule kumulativ aufgefangen und in unregelmäßigen Abständen entleert und zur Bestimmung und Anpassung des Volumenstroms gewogen. Zusätzlich wurden aus dem Ablauf Proben genommen um später die transportierte Fracht der PM-Stoffe zu bestimmen.

Abbildung 76: Schematischer Aufbau der Säulen und des Versuchsstands.



Quelle: eigene Darstellung, TUB.

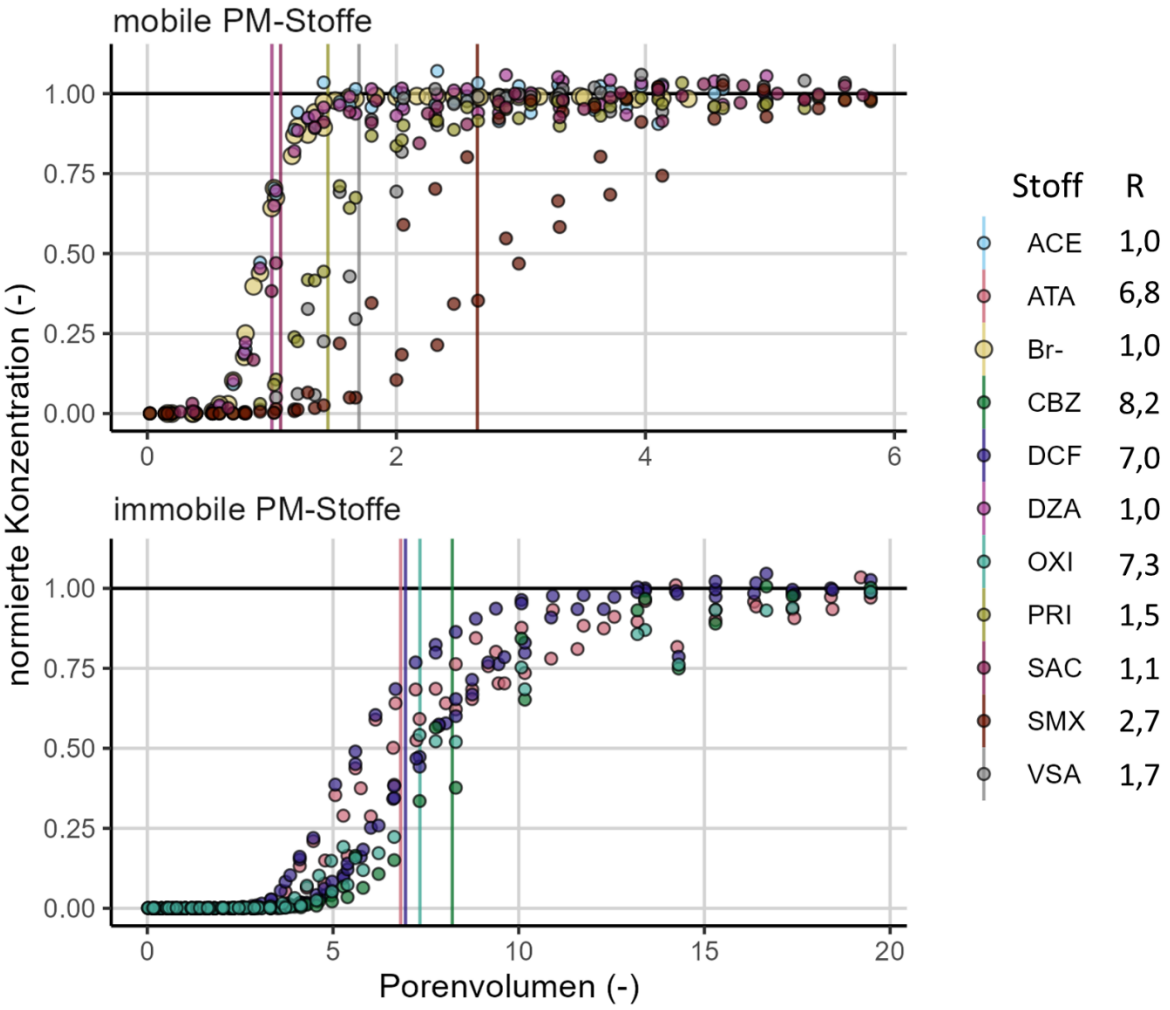
Als Zufluss in die Säulen wurde Klarlauf vom Klärwerk Ruhleben verwendet. Die in Tabelle 47 aufgelisteten Eigenschaften entsprechen näherungsweise den Eigenschaften des hier verwendeten Klarlaufs. Der Klarlauf enthält die PM-Stoffe in variierender Konzentration, um jedoch eine konstant nachweisbare Stoffkonzentration zu haben wurden die Stoffe zusätzlich zu je 4 µg/L

der Lösung zugesetzt. Neben den Analyten wurde dem Klarlauf auch Bromid (in der Form KBr mit 14,89 mg/L) zugesetzt, welcher als nicht reaktiver Tracer fungiert. Der Durchbruch der Bromid-Ionen wurde in der Auswertung zur Bestimmung des jeweiligen Porenvolumens der Säule verwendet, sowie als Vergleich zur Bestimmung der Stoffretardation herangezogen. Zur Unterdrückung der mikrobiellen Aktivität, und damit Verhinderung sowohl des Abbaus der Analyten als auch des Sauerstoffverbrauchs, wurde eine NaN_3 Konzentration von 200 mg/L eingestellt. Der Sauerstoffgehalt des Perkolats wird während des Versuchs aufgezeichnet und ein Vorliegen aerober Verhältnisse (O_2 > 6 mg/L) interpretiert als eine erfolgreiche Verhinderung des mikrobiologischen Abbaus der Analyten.

5.3.2 Durchbruchskurven und Retardationsfaktoren der gepackten Säulen

Die Durchbrüche des Bromid Tracer werden in Relation zum kumulierten Abflussvolumenstrom dargestellt, um das effektive Porenvolumen bei 50 % der Tracer-Eingangskonzentration zu bestimmen.

Abbildung 77: Durchbruchskurven von Bromid und 10 PM-Stoffen in den gepackten Säulen.



Durchbruchskurven des Bromid-Tracer und der untersuchten PM-Stoffe in den 3 gepackten Säulen, aufgeteilt in mobile (oben) und „immobile“ (unten) PM-Stoffe, wobei immobil lediglich eine relative Einordnung hinsichtlich langsameren Durchbrüchen und höherer Retardationsfaktoren darstellt und objektiv nicht immobil sind. Die Zahlen in der Legende entsprechen den durch inverse Simulation gefitteten Retardationsfaktoren (-) der jeweiligen PM-Stoffe. Vertikale bunte Linien, entsprechend diesen gefitteten Retardationsfaktoren gemäß des gleichen Porenvolumens. Quelle: eigene Darstellung, TUB.

Der Retardationsfaktor R beschreibt wie viele Porenvolumen später der Durchbruch der PM-Stoffe im Vergleich zum nicht-reaktiven Bromid Tracer stattgefunden hat. Entspricht der Retardationsfaktor 1, so fand der Durchbruch des Stoffs zeitgleich mit dem Tracer statt und charakterisiert einen Transport ohne Retardation. Die Retardation findet ausschließlich auf Grund von Sorption an der Bodenmatrix statt.

Abbildung 77 zeigt die Druchbruchskurven des Bromid-Tracers und der 10 untersuchten PM-Stoffe der 3 gepackten Säulen. Die Zahlen in der seitlich abgebildeten Legende sind die Retardationsfaktoren der jeweiligen PM-Stoffe, welche durch inverse Simulation anhand des analytischen Simulationsprogramm STANMOD (Šimůnek et al., 1999) bestimmt wurden. Entsprechend der Retardationsfaktoren nimmt die Mobilität der PM-Stoffe in der Reihenfolge Bromid = ACE = DZA >= SAC > PRI > VSA > SMX > ATA >DCF > OXI > CBZ ab, wobei die geschätzten Retardationsfaktoren zwischen 1und 8,2 liegen. Die untersuchten PM-Stoffe weisen also eine große Bandbreite unterschiedlicher Retardation im Oberboden des Friesdorfer Ackers auf. ACE, SAC und DZA perkolieren gleichzeitig mit den Bromid Tracer und weisen somit keine Retardation auf. PRI, VSA und SMX weisen eine lediglich geringe Retardation (R < 1,7) auf, und die üblichen Stoffe ATA, DCF, OXI und CBZ hingegen eine deutlich höhere Retardation (R zwischen 6,8 – 8,2) auf. Die Ergebnisse stimmen qualitativ mit den Ergebnissen zur Sorption aus den Batchversuchen I und II überein (vgl. Kapitel 5.1und 5.2), was aufzeigt, das die Ergebnisse aus Batch- und Säulenversuchen näherungsweise übereinstimmen. Für gut untersuchte Stoffe wie CBZ, DCF und SMX fand Kiecak et al. (2019) deutlich kleinere Retardationsfaktoren < 1,9 in gesättigten Säulenversuchen mit Sedimenten, welche bis zu 3,7 % C_{ORG} hatten.

5.4 Lysimeterversuche

Um den Transport und die Verteilung der im Klarlauf enthaltenden PM-Stoffe während der Bodenpassage zu untersuchen, werden im Rahmen des Projekts mehrjährige Lysimeterversuche durchgeführt. Hauptziel der Versuche ist eine detaillierte Erfassung des Verbleibs der Schadstoff im Boden unter natürlichen und dennoch kontrollierten Bedingungen. Dafür ist zum einen die Bilanzierung versickerter und verdunsteter Wassermengen im System Boden-Pflanze-Atmosphäre entscheidend. Zum anderen ist die Erfassung der Stoffkonzentrationen in unterschiedlichen Bodentiefen sowie die Stofffracht am unteren Rand möglichst genau zu erfassen. Vier Lysimeter stehen für die Versuche zu Verfügung von denen zwei als gestochene Bodenkerne vom „Reallabor“ in Fresdorf gestochen, und weitere zwei Lysimeter mit Bodenmaterial vom gleichen Standort befüllt wurden (Thalmann, Klitzke, et al., 2025).

5.4.1 Material und Methoden

5.4.1.1 Lysimeter Beprobung und physikochemische Eigenschaften

Die zwei gestochene Bodenmonolithen wurden am 24. und 25.03.2021 von einer Ackerfläche am Ortsrand von Fresdorf (Gemeinde Michendorf, Landkreis Potsdam-Mittelmark, 46 m ü. NHN) entnommen. Zwei weitere Lysimeter wurden am 04. und 05.05.2021 mit Bodenmaterial vom selben Standort befüllt. Jedes Lysimeter hat eine Oberfläche von 1 m^2 und ein 1 m tiefes Bodenprofil an das eine 15 cm Stütz- bzw. Drainageschicht bestehend aus 3 verschiedenen Korngrößen anschließt. Das Substrat für die gepackten Lysimeter wurde bei der Entnahme die gestochenen Bodenkerne in große Säcke abgefüllt. Bei der Befüllung der Zylinder wurde die Horizontabfolge der gestochenen Lysimeter nachgebaut. Für die Befüllung der gepackten Lysimeter wurde der Unterboden-Horizont jedoch in drei Materialien aus verschiedenen Tiefen differenziert (Schichten B1 bis B3). Das Substrat der geschütteten Lysimeter soll im Gegensatz zu den gestochenen Lysimeter möglichst homogen und für beide Lysimeter gleich vorliegen. Daher wurden die Lysimeter abwechselnd befüllt und das Material regelmäßig durch Fußstampfen vorsichtig

verdichtet, sowie insbesondere für den Unterboden (Horizonte B1 bis B3) von größeren Steinen befreit. Bei dem Bodentyp handelt es sich um eine Braunerde-Pseudogley. Das Ausgangsmaterial des Ackerbodens ist als Geschiebemergel oder -lehm einzuordnen und gehört zu einer Grundmoräne der Weichselzeit. Der Boden zeichnet sich durch sandiges bis lehmiges Substrat mit teilweise hohem Steinanteil aus. Relevante physikochemische Eigenschaften je differenzierter Bodenschicht bzw. Horizont für die gestochenen und gepackten Lysimeter (gemittelte Werte je Lysimetertyp) sind in Tabelle 48 zusammengetragen.

Tabelle 48: Physikochemische Bodeneigenschaften der Lysimeter.

Lysimeter-typ	Horizont/Schicht	Tiefe	Textur (%)[a]			Bodenart[b]	ρ	C_{ORG}	pH[c]	KAK
		cm	Sand	Lehm	Ton		g/cm³	%		$mmol_c/kg$
gepackt	A	0 - 30	83,3	11,5	5,3	Sl2	1,53	0,73	4,9	20,2
	B1	30 - 46	87,4	7,9	4,7	Ss	1,72	0,16	5,4	14,6
	B2	46 - 80	89,6	7,0	3,4	Ss	1,70	0,15	5,4	10,6
	B3	80 - 100	71,4	17,2	11,5	Sl3	1,75	0,07	5,9	49,3
gestochen	A	0 - 30	82,5	11,9	5,6	Sl2	1,58	0,75	4,9	17,4
	B1	30 - 60	86,4	9,2	4,5	Ss	1,65	0,19	5,4	13,9
	B2	60 - 100	75,5	16,8	7,7	Sl2	1,75	0,08	5,8	26,6

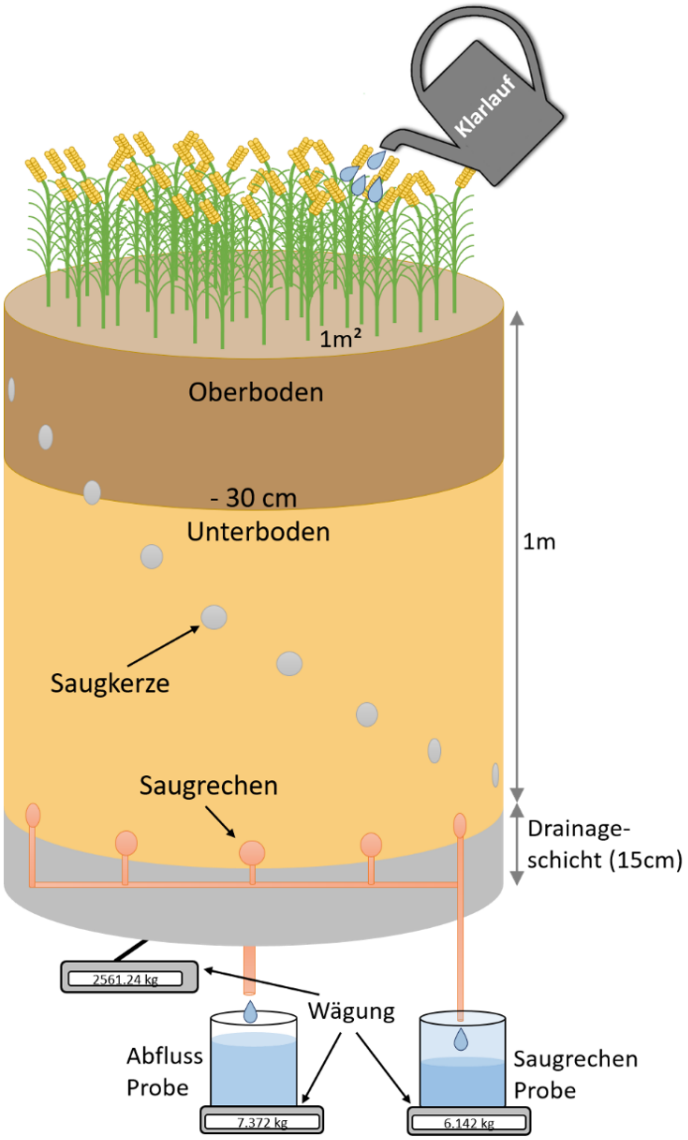
[a] Analysiert nach der PARIO-Methode (Durner & Iden, 2021),
[b] Gruppierung der Bodenarten nach Bodenkundlicher Kartieranleitung KA5 (Sponagel et al., 2005),
[c] Gemessen in 0,01 M $CaCl_2$ mit einem Bodenlösungsverhältnis von 1:2,5.
ρ ist die Lagerungsdichte des Substrats, C_{ORG} ist der Gehalt an organischem Kohlenstoff und KAK die Kationenaustauschkapazität.

5.4.1.2 Instrumentierung der Lysimeter und Versuchsdurchführung

Um die Tiefenverteilungen der Schadstoffe in den Lysimetern genau untersuchen zu können, wurden die Lysimeter mit jeweils 9 Glass-Saugkerzen (ecoTech Umwelt-Messsysteme GmbH, Bonn, Deutschland) instrumentiert. Die Saugkerzen wurden horizontal in 10 cm Tiefenschritten spiralförmig in die Lysimeter eingebaut (Abbildung 79C). Eine schematische Zeichnung des Lysimeterversuchs mit der entsprechenden Instrumentierung durch Saugkerzen und Saugrechen, Wägung des Lysimeters und beider Drainagetypen Proben ist außerdem in Abbildung 78 dargestellt. In den gestochenen Lysimetern wurden die Saugkerzen in gebohrte Löcher eingesetzt, während sie in den gepackten Lysimetern direkt beim Befüllen in den entsprechenden Bodentiefen eingebaut wurden, was ein guten hydraulischen Kontakt zur Bodenmatrix gewährleistete. Entsprechend führte die Beprobung der Saugkerzen in den gepackten Lysimeter zu größeren und konsistenteren Probennahme Volumen gegenüber den Saugkerzen in den gestochenen Lysimetern. Seit Juli 2021 wurden regelmäßig (je Versuchsphase zwischen 2-mal wöchentlich bis alle 2 Monate) eine Probennahme mit den Saugkerzen durchgeführt. Dabei wird anhand einer Pumpe ein Unterdruck von 400 hPa für 4 bis 6 Stunden an die Saugkerzen angelegt, um die Bodenlösung zu extrahieren. Abbildung 79B zeigt ein in die Anlage eingelassenes Lysimeter im Lysimeterkeller mit den Schlauchsträngen der Saugkerzen die in die Aluminiumbox (linker Rand)

führen. Zusätzlich ist die auf einer Waage stehende Sammelflasche des Saugrechens zu sehen, welche das Sickerwasser am unteren Rand in 1m Tiefe bei einem konstanten Druck von 75 hPa sammelt und somit grundwasserferne Bedingungen einstellen soll. Bei hohen Sickerwasserraten (vorwiegend zwischen November und April) konnte der Saugrechen nicht das gesamte anfallende Sickerwasser aufsaugen, sodass ein Teil des Wassers an den Saugrechen vorbei und durch die Drainageschicht in einer weitere Glasflasche gesammelt wurde. Beide Drainagearten wurden regelmäßig, je nach der anfallenden Menge zwischen zweimal wöchentlich bis alle zwei Monate beprobt. Für die Datenauswertung wurden die PM-Konzentrationen dieser beiden Drainagearten zu einem gemeinsamen Wert zusammengefasst. Hierfür wurde je Probennahme ein anhand des Volumenanteils beider Drainagearten gewichteter Mittelwert beider Einzelproben berechnet, welcher im Folgenden als „Drainagewasser“ bezeichnet wird. Alle im Lysimeterversuch gesammelten Proben (Klarlauf zur Bewässerung, Saugkerzen- und Drainage-Wasser) wurden auf die 12 PM-Stoffe (vgl. Kapitel 5.1.1.1) analysiert und bis zur Analyse bei 7°C im Dunkeln gelagert.

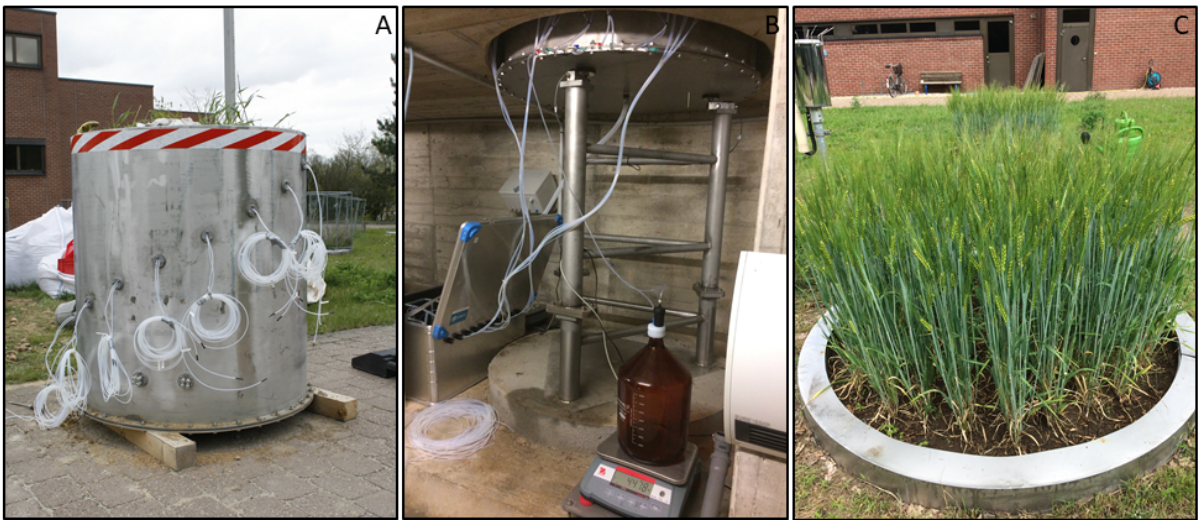
Abbildung 78: Schematische Zeichnung des Lysimeterversuchs mit der der zugehörigen Instrumentierung durch Saugkerzen, Saugrächen und Wäge- und Drainagesystem.



Quelle: nach Thalmann et al. (2025).

Der Lysimeterversuch wurde von Ende Mai 2021 bis Ende Juli 2024 durchgeführt. Die Lysimeter wurden während der Sommermonate bepflanzt, um einen Ackerstandort realistisch abzubilden. Die Lysimeter wurden dafür in 2021 (26. Mai - 25. August) und 2022 (7. März - 14. Juli) mit Sommergerste (*hordeum vulgare*; Abbildung 79A) und in 2023 (14. April - 21. Juli) mit Hafer (*Avena sativa L.*) bepflanzt und lagen während der restlichen Versuchszeitraums brach. Um die Pflanzen optimal mit Nährstoffen zu versorgen, wurde in jeder Vegetationsperiode Mineraldünger ausgebracht. Unter Berücksichtigung der Niederschlagsmengen wurde während der Vegetationsperioden bedarfsgerecht mit Klarlauf oder Leitungswasser bewässert. Weitere Informationen zur Herkunft und Zusammensetzung des zur Bewässerung verwendeten Klarlaufs werden in Kapitel 5.4.1.4 gegeben. Zusätzlich zur bedarfsgerechten Bewässerung während der Vegetationsperioden wurde im Winter 2021/22 und 2022/23 Klarlauf als simulierte Grundwasseranreicherung appliziert, um somit zusätzlich Wasser und PM-Stoffe ins System zu geben und den saisonalen Stofftransport während hoher Sickerraten zu untersuchen. Nach der letzten Bewässerung mit Klarlauf im Juli 2023 wurde im Winter 2023/24 und Frühjahr 2024 mit Leitungswasser bewässert, um die Auswaschung der PM-Stoffe aus den Lysimetern zu fördern. Alle Bewässerungen wurden mit einer Gießkanne durchgeführt, wobei immer 10 L pro Lysimeter und Bewässerungsereignis appliziert wurden. Jede Bewässerung wurde gleichmäßig in 2 bis 3 Schüben durchgeführt, um eine oberflächliche Infiltration zu erlauben.

Abbildung 79: Fotosequenz zum Lysimeterversuch.



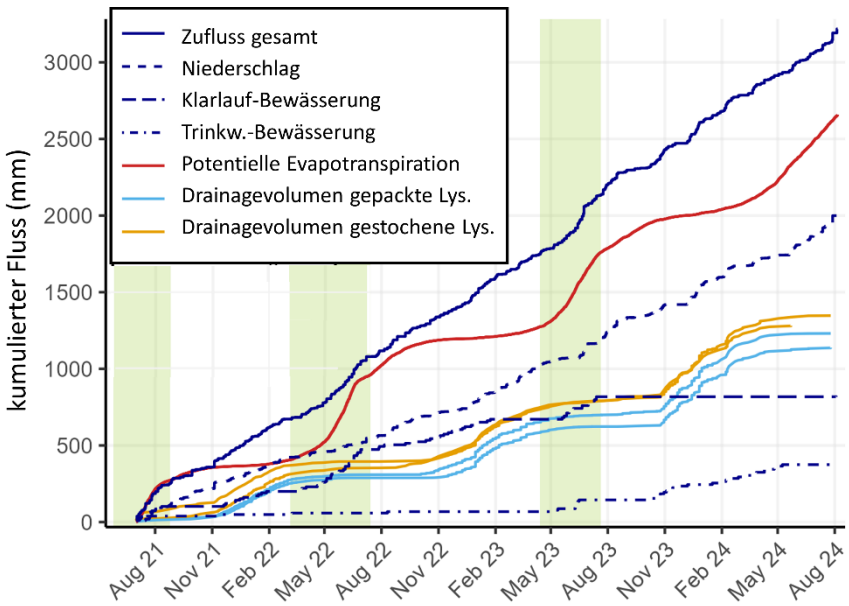
A zeigt einen gestochenen Lysimeterzylinder mit den 9 Saugkerzen. B zeigt ein Lysimeter im Lysimeterkeller an dem die Saugkerzen-Schläuche in die Box mit den 1 L Probennahme-Flaschen führen und vorne-rechts die gewägte Sammelflasche des Saugrechens. C zeigt ein eingelassenes Lysimeter mit Sommerbraugerste. Quelle: Foto von Juli 2021, TUB.

5.4.1.3 Kumulative Wasser Randflüsse

Alle kumulativen Flüsse in und aus den Lysimetern während des Versuchszeitraums sind in Abbildung 80 dargestellt. Der gesamte kumulative Zufluss von 3231 mm setzt sich aus 818 mm Klarlauf Bewässerung, 375 mm Leitungswasser Bewässerung und 2039 mm Niederschlag zusammen. Der Niederschlag wurde mit einem Hellmann-Regenmesser vor Ort aufgezeichnet, und die Niederschlagsdaten wurden nach Richter (1995) korrigiert. Die kumulative potenzielle Evapotranspiration (ET_{pot}) beträgt 2719 mm und wird nach Wendling (1991) auf der Grundlage von meteorologischen Messungen der Wetterstation vor Ort berechnet. Ein deutlich höherer Gesamtzufluss als ET_{pot} deutet auf eine positive Nettowasserbilanz hin. Dementsprechend lag der kumulative Abfluss zwischen 1138 und 1347 mm, mit höheren Werten für die gestochenen im Vergleich zu den gepackten Lysimetern, was auf eine höhere hydraulische Leitfähigkeit in den

gestochenen Lysimetern aufgrund eines vermutlich größeren Anteils an präferentiellen Fließwegen hinweist. Die nicht bekannte tatsächliche Evapotranspiration ist hierbei jedoch kleiner als die potenzielle was die Diskrepanz zwischen Drainagevolumen und der Bilanz aus Zufluss abzüglich ET_{pot} erklärt.

Abbildung 80: Kumulative Flüsse an der oberen und unteren Grenze der Lysimeter.



Die dunkelblauen gestrichelten Linien sind die kumulierten Zuflüsse durch Niederschlag, Klarlauf und Leitungswasser und deren Gesamtsumme (durchgezogene dunkelblaue Linie). Zur besseren Vergleichbarkeit sind die Abflüsse durch potenzielle Evapotranspiration (ET_{pot}) über die obere Grenze und durch Drainage über die untere Grenze als absolute (positive) Werte angegeben. Die Drainagewerte sind für alle 4 Lysimeter dargestellt und nach Lysimetertyp gefärbt. Die grün eingefärbten Bereiche markieren die Vegetationsperioden. Quelle: nach Thalmann et al. (2025).

5.4.1.4 Ursprung und Eigenschaften des Klarlaufs

Für die Bewässerung der Lysimeter wurde Klarlauf verwendet. Der Klarlauf stammte aus der Kläranlage Ruhleben, Berlin, welcher zwischen dem 1. Mai und dem 30. September durch eine zusätzliche UV-Desinfektion behandelt wurde. Jede der 8 während der Lysimeterversuche verwendeten Klarlauf-Chargen wurde unmittelbar nach der Beprobung von der Kläranlage auf die PM-Konzentrationen analysiert. Der Klarlauf wurde in abgedeckten 300-Liter-Behältern bei Umgebungstemperatur gelagert. Einige Klarlauf-Chargen wurden bei längerer Lagerung erneut beprobt und analysiert, um den potenziellen Abbau der PM-Stoffe während längerer Lagerzeiten zu bewerten. Dies war insbesondere für eine korrekte Berechnung der mit dem Bewässerungswasser applizierten PM-Stoff Frachten relevant. Die PM-Stoffkonzentrationen und relevante chemische Begleitparameter der erst beprobten Klarlauf-Chargen sind in Tabelle 49 zusammengefasst.

Tabelle 49: Chemische Eigenschaften der Klarlauf-Chargen der initialen Proben.

Chemische Begleitparameter							PM-Konzentrationen (µg/L)					
		N	MW	STD	Min	Max		N	MW	STD	Min	Max
	pH	7	7,4	0,3	7,1	7,9	ACE	8	0,20	0,22	0,07	0,70
	eLF (µS/cm)	7	1175	109	951	1272	ATA	8	0,14	0,05	0,05	0,19
	DOC (mg/L)	9	12,0	1,4	10,1	13,9	BTA	8	5,70	1,27	2,70	7,22
Anionen (mg/L)	NO^{3-}	5	33,6	6,3	22,8	41,7	CBZ	8	0,95	0,33	0,32	1,43
	PO_4^{3-}	5	0,6	0,4	0,3	1,4	DCF	8	3,05	1,43	0,30	4,64
	Cl^-	5	160,6	6,4	152,2	169,8	DZA	8	2,15	0,87	0,63	3,35
	SO_2^{4-}	5	116,9	7,1	107,3	125,2	OXI	8	14,50	6,14	4,70	22,10
Kationen (mg/L)	K^+	19	28,4	1,7	24,6	31,7	PRI	8	0,37	0,11	0,12	0,48
	Na^+	19	113,5	6,8	102,9	128,8	SAC	8	0,07	0,04	0,01	0,14
	Ca^{2+}	19	89,2	16,5	63,9	109,3	SMX	8	0,43	0,21	0,16	0,81
	Mg^{2+}	19	11,6	1,2	9,3	13,1	TFMSA	8	0,11	0,14	0,01	0,42
							VSA	8	4,21	1,93	1,34	6,73

N ist die Anzahl der Messungen, MW der Mittelwert, STD die Standardabweichung, Min der Minimal-Wert und Max der Maximal-Wert. eLF ist die elektrische Leitfähigkeit. DOC ist der gelöste organische Kohlenstoffgehalt.

5.4.1.5 Berechnung der Massenbilanz zur prozentualen Auswaschung der PM-Stoffe

Die Massenbilanz als Auswaschung der einzelnen PM-Stoffe wurden durch die kumulative Summe der Massenzuflüsse und -abflüsse berechnet. Bei jedem Bewässerungsereignis wurden das Volumen, Datum und Uhrzeit sowie die Klarlauf-Charge protokolliert. Wurde dieselbe Klarlauf-Charge nach mehreren Wochen erneut analysiert, um zu prüfen, ob sich die PM-Konzentrationen während der Lagerung verändert haben, wird die Konzentration für jedes einzelne Bewässerungsereignis durch lineare Interpolation angenähert. Für die Massenbilanzierung wurden alle Konzentrationswerte unter der Bestimmungsgrenze (vgl. Tabelle 45) auf 0 gesetzt.

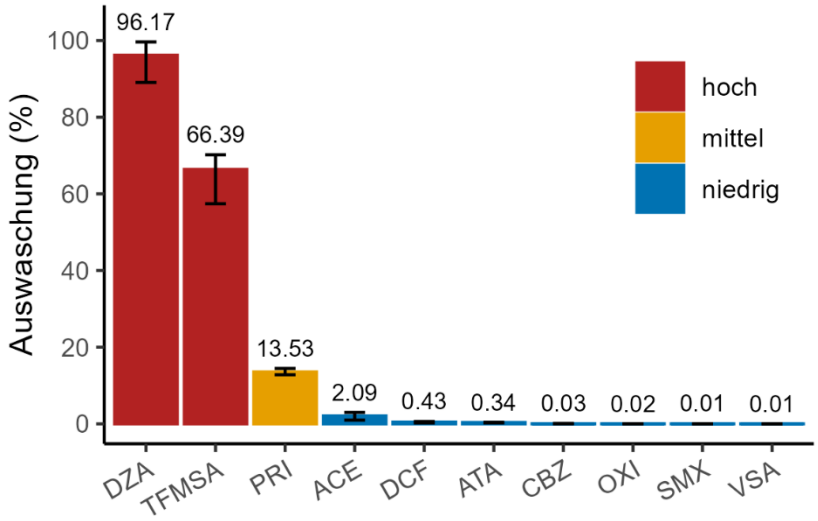
5.4.2 Ergebnisse und Diskussion

5.4.2.1 Auswaschung der PM-Stoffe aus den Lysimetern

In Abbildung 81 ist die prozentuale Auswaschung der PM-Stoffe als Verhältnis der mit dem Drainagewasser ausgetragenen zu den mit der Klarlauf-Bewässerung eingetragenen PM-Stoffmassen dargestellt. BTA und SAC wurden aufgrund unplausibler Befunde im Drainagewasser von der weiteren Auswertung ausgeschlossen und sind daher auch nicht in Abbildung 81 zu finden. Die Unterschiede bei der Auswaschung einzelner PM-Stoffe zwischen gepackten und gestochenen Lysimetern waren relativ gering und wurden daher in Abbildung 81 nicht berücksichtigt, waren jedoch bei PM-Stoffen mit hoher Auswaschung, wie durch die Fehlerbalken angezeigt, ausgeprägter.

Zu den PM-Stoffen mit hoher Auswaschung gehören DZA und TFMSA, welche hohe kumulative Austräge von 96,2 und 66,4 % aufweisen. PRI zeigt eine mittlere Auswaschbarkeit auf, gemäß dass 13,5 % der bewässerten PRI-Masse im Drainagewasser nachgewiesen wurden. Die übrigen PM-Stoffe (CBZ, DCF, SMX, ACE, ATA, OXI und VSA) zeigten eine geringe Auswaschbarkeit mit einem kumulativen Austrag von < 2,1 %.

Abbildung 81: Auswaschung der 10 untersuchten PM-Stoffen.



Die Balkenhöhe entsprechen der mittleren Auswaschung aller Lysimeter, und die Fehlerbalken zeigen die minimale und maximale Auswaschung der vier Lysimeter. Die abgebildeten Stoffe sind in die Kategorien hohe, mittlere und niedrige Auswaschung unterteilt. Quelle: nach Thalmann et al. (2025).

Verbleibende Fraktionen der PM-Stoffe in den Lysimetern könnten durch Sorption im Boden zurückgehalten, mikrobiell umgewandelt oder von Pflanzen aufgenommen worden sein, was in den folgenden beiden Kapiteln im Detail erörtert wird. Im anschließenden Kapitel wird die beobachtete Durchbruchsdynamik und Verteilung der PM-Stoffe mit hoher und mittlerer Auswaschung (DZA, TFMSA, PRI) genauer dargestellt und diskutiert sowie durch Vergleich zur Literatur eingeordnet. Abschließend wird kurz auf die PM-Stoffe niedriger Auswaschbarkeit eingegangen (Kapitel 5.4.2.2).

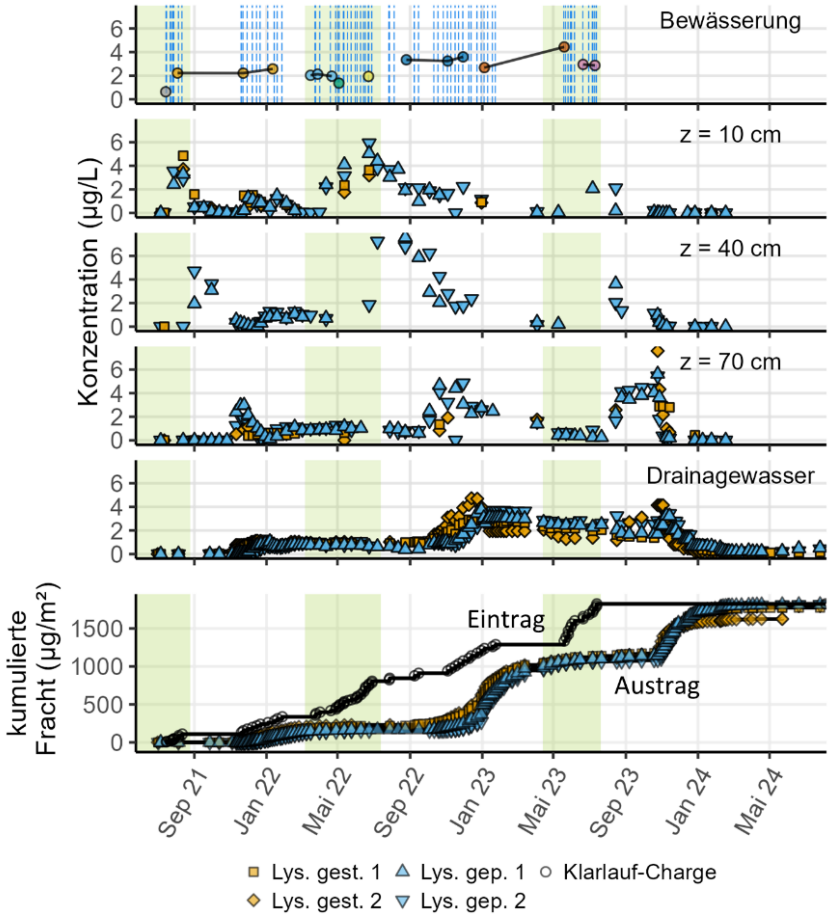
5.4.2.2 Stoffdynamik der PM-Stoffe mit hoher und mittlerer Auswaschung

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse zur Stoffdynamik für DZA (Abbildung 82), TFMSA (Abbildung 83) und PRI (Abbildung 84) dargestellt und interpretiert, welche auf Grundlage der Massenbilanzierung in hohe und mittlere Auswaschung eingruppiert sind. In den Abbildungen sind jeweils die Konzentrationsprofile für alle Lysimeter im Klarlauf (Subplot „Bewässerung“), in den Saugkerzen Proben aus 10, 40, 70cm Tiefe (Subplots „z = 10 cm“ bis „z = 70 cm“) und im Drainagewasser in 100cm Tiefe (Subplot „Drainagewasser“), sowie die kumulierten Ein- und Austräge (unterster Subplot) dargestellt.

Im Bewässerungswasser lag DZA in relativ hohen Konzentrationen mit einem Mittelwert von 2,15 µg/L vor (Abbildung 82 „Bewässerung“). Das Konzentrationsprofil von DZA über verschiedene Tiefen hinweg zeigt zeitlich verzögerte Konzentrations-Peaks die jährlich sukzessive zwischen Spätsommer in 10 cm und im Laufe des Winters im Drainagewasser beobachtet wurden (Abbildung 82 „z = 10 cm“ – „Drainagewasser“). Dieses jahreszeitliche Auswaschungsverhalten unterstreicht den Zusammenhang zwischen Wasserbewegung und Transport in den Lysimetern und charakterisiert DZA unter den gegebenen Bedingungen als konservative (Tracer-artige) Substanz. Bemerkenswert ist, dass die DZA-Konzentrationen in den Saugkerzen-Proben am Ende jeder Vegetationsperiode (Abbildung 82; grüne Flächen) die Konzentrationen im Bewässerungswasser um das bis zu Dreifache überstiegen (insbesondere im Juli und August 2022 in 40 cm Tiefe). Dieser Effekt der Aufkonzentrierung kann auf die hohe Evapotranspiration während der Vegetationsphasen zurückgeführt werden, während intensive Wasseraufnahme durch die Wurzeln zu einer Anreicherung von DZA im Porenwasser führt. Der schnelle Durchbruch von

DZA und die nahezu vollständige Wiederfindung des Stoffs im Drainagewasser (Abbildung 82; kumulierte Fracht) lassen darauf schließen, dass DZA weder durch mikrobielle Transformation, Sorption noch Pflanzenaufnahme während der Bodenpassage beeinflusst wurde, was es als hoch mobile und persistente Substanz charakterisiert.

Abbildung 82: Zeitreihen der DZA-Konzentration verschiedener Tiefen und der kumulierten Grenzfrachten.



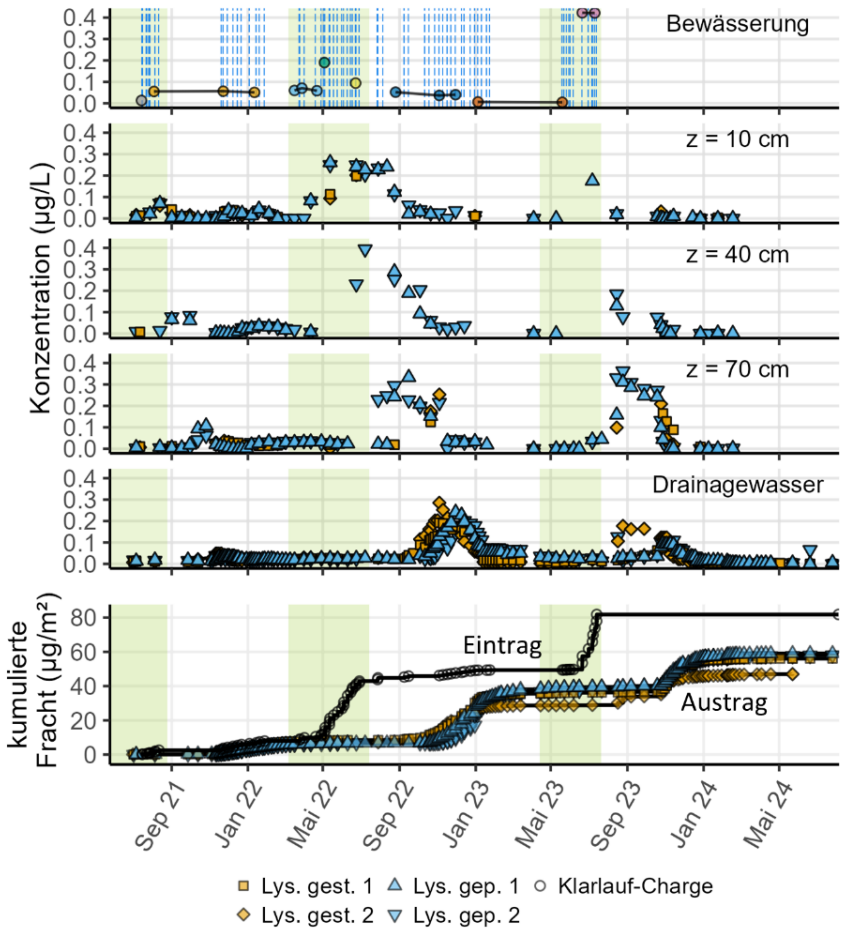
Jede blaue, vertikal gestrichelte Linie in „Bewässerung“ markiert ein 10-Liter Bewässerung. Die unterschiedlich gefärbten Punkte entsprechen der jeweiligen Konzentration in den verschiedenen Klarlauf-Chargen, während gleichfarbige Punkte, die durch lineare Linien verbunden sind, die neu analysierten Proben einer Klarlauf-Charge darstellen. Die grün markierten Bereiche markieren die Vegetationsperioden. Quelle: nach Thalmann et al. (2025).

Das persistente und mobile Verhalten von DZA wurde gleichermaßen in den Batchversuchen (vgl. Kapitel 5.1und 5.2) beobachtet. Von Dittmann et al. (2024) wurde keine Aufnahme von DZA in Rucola Blättern in Gewächshaustopfversuchen beobachtet, und die Autoren folgerten, dass DZA aufgrund seiner Größe und negativen Ladung die Wurzelepidermis nicht passieren konnte. DZA erwies sich in Säulenexperimenten mit Sedimenten, die eine simulierte Uferfiltration darstellen (Bertelkamp et al., 2014; Zeeshan & Ruhl, 2023) sowie in einem langjährigen landwirtschaftlichen Feldversuch mit Klarlauf-Bewässerung als persistent und mobil (Ternes et al., 2007). DZA zeigte eine hohe Persistenz in Belebtschlamm (Haiß & Kümmerer, 2006; Kalsch, 1999) und in einem aeroben Batch-System mit zwei verschiedenen Böden (Kormos et al., 2010). Unter Berücksichtigung der Ergebnisse aus den Lysimeterversuchen und der Befunde aus den Batchversuche sowie der Literatur ist damit zu rechnen, dass DZA in verschiedenen Umweltkompartimenten und unter verschiedenen Umweltbedingungen konservatives Verhalten

aufzeigt und sich somit insbesondere als Abwasserindikator eignet. Entsprechend können andere Stoffe hinsichtlich ihres Transportverhaltens durch Vergleich zu DZA eigeordnet werden. Darüber hinaus kann anhand solcher Durchbruchsdaten Informationen zum Wassertransport in einem System erlangt werden (z.B. Sickergeschwindigkeit und Verweildauer).

In den verschiedenen Klarlauf-Chargen war die TFMSA-Konzentrationen mit einem Mittelwert von 0,11 µg/L deutlich niedriger als DZA (Abbildung 83 „Bewässerung“). Die relativen Konzentrationsverläufe in den verschiedenen Lysimeter Tiefen sind im Wesentlichen den Beobachtungen von DZA ähnlich, sodass auch für TFMSA ein konservatives Transportverhalten in den Lysimetern vorliegt (Abbildung 83 „z = 10 cm“ – „Drainagewasser“). Analog zu DZA kann jährlich eine Aufkonzentrierung von TFMSA im Oberboden während der Vegetationsperioden und ein anschließender Transport während Herbst und Winter durch das Lysimeter mit zunehmenden Sickerwasserrate (vgl. Abbildung 80) beobachtet werden. Ein wesentlicher Unterschied zu DZA stellt jedoch die unvollständige Massenbilanz dar (vgl. Abbildung 81), welche gleichartig im Unterschied zwischen Ein- und Austrag der kumulierten Fracht (Abbildung 83 unterste Zeile) ersichtlich wird. Ein mobiles und persistentes Verhalten von TFMSA wurde in den Batchversuchen II (vgl. Kapitel 5.2) bestätigt, in welchen weder mikrobieller Abbau noch Sorption von TFMSA im Oberboden beobachtet wurde.

Abbildung 83: Zeitreihen der TFMSA -Konzentration verschiedener Tiefen und der kumulierten Grenzfrachten.

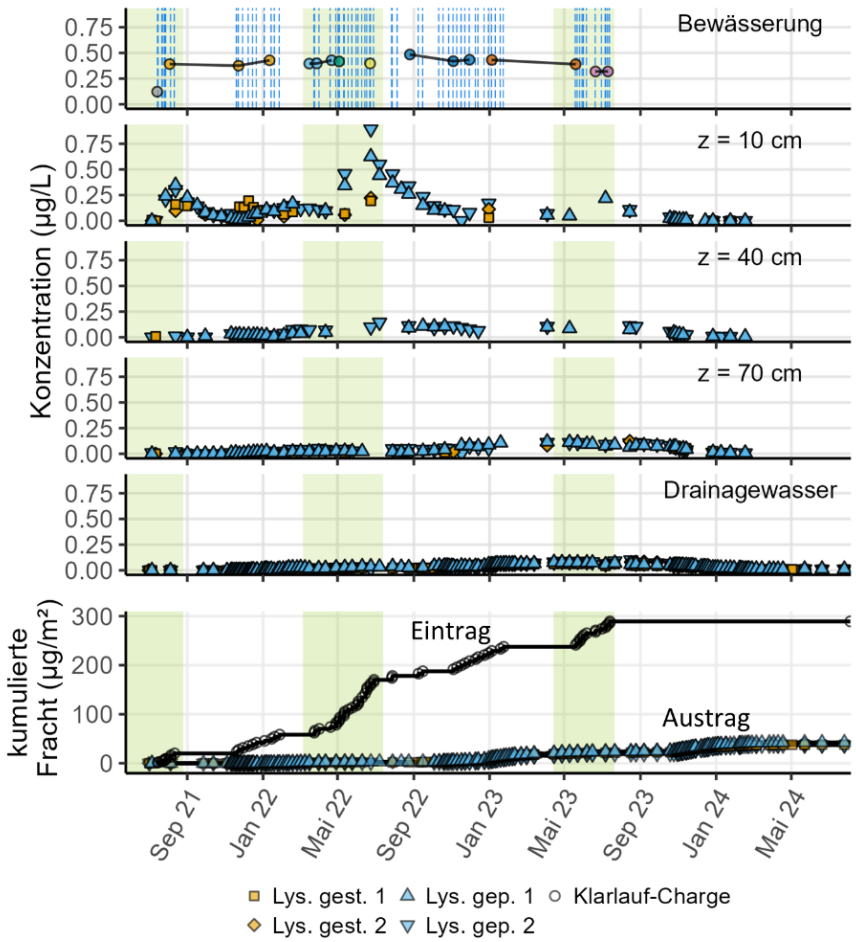


Jede blaue, vertikal gestrichelte Linie in „Bewässerung“ markiert ein 10-Liter Bewässerung. Die unterschiedlich gefärbten Punkte entsprechen der jeweiligen Konzentration in den verschiedenen Klarlauf-Chargen, während gleichfarbige Punkte, die durch lineare Linien verbunden sind, die neu analysierten Proben einer Klarlauf-Charge darstellen. Die grün markierten Bereiche markieren die Vegetationsperioden. Quelle: nach Thalmann et al. (2025).

Dies weist darauf hin, dass die unvollständige Massenbilanz von TFMSA mit Aufnahmen in die Pflanzen zusammenhängt. TFMSA wurde auch in Experimenten zur künstlichen Grundwasseranreicherung in Sand als hochmobil und persistent beschrieben (Zeeshan et al., 2023; Zeeshan & Ruhl, 2023). Detaillierte Studien zu TFMSA in landwirtschaftlich genutzten Böden sind jedoch kaum vorhanden, was den Bedarf an weiteren Forschungen zu diesem spezifischen PM-Stoff aufzeigt.

PRI wies in den Lysimetern eine mäßige Mobilität auf, wobei 13,5 % der mit dem Klarlauf bewässerten Masse bis zum Ende der Studie ausgewaschen wurden (vgl. Abbildung 81). Das Bewässerungswasser enthielt PRI in einer durchschnittlichen Konzentration von 0,37 µg/L (Abbildung 84 „Bewässerung“). Im Vergleich zu DZA und TFMSA wurde der PRI Transport deutlich abgeschwächt was an den abnehmenden Konzentrationsspitzen mit zunehmender Tiefe zu erkennen ist (Abbildung 84 „z = 10 cm“ – „Drainagewasser“). Spitzenkonzentrationen wurden während der Vegetationsperiode in 10 cm Tiefe beobachtet, gefolgt von verzögerten und niedrigeren Konzentrations-Peaks in größeren Tiefen. Diese Ergebnisse lassen darauf schließen, dass der Stoff teilweise im Oberboden zurückgehalten, biologisch abgebaut und/oder von Pflanzen aufgenommen wurde, bevor er allmählich durch das Bodenprofil transportiert wird.

Abbildung 84: Zeitreihen der PRI -Konzentration verschiedener Tiefen und der kumulierten Grenzfrachten.



Jede blaue, vertikal gestrichelte Linie in „Bewässerung“ markiert ein 10-Liter Bewässerung. Die unterschiedlich gefärbten Punkte entsprechen der jeweiligen Konzentration in den verschiedenen Klarlauf-Chargen, während gleichfarbige Punkte, die durch lineare Linien verbunden sind, die neu analysierten Proben einer Klarlauf-Charge darstellen. Die grün markierten Bereiche markieren die Vegetationsperioden. Quelle: nach Thalmann et al. (2025).

Sorptionsversuche mit demselben Bodensubstraten (Batchversuche I, Kapitel 5.1) ergaben eine relativ geringe Sorptionsaffinität für PRI, mit linearen Sorptionskoeffizienten (K_d-Werten) von 0,52 und 0,34 L/kg im Ober- bzw. Unterboden. Das Weitern wurde ein vernachlässigbar geringer mikrobieller Abbau für PRI in den Batchversuche II (Kapitel 5.2) während dieses 13-tägigen Versuchs beobachtet, sodass eine Elimination von PRI während der Bodenpassage unwahrscheinlich erscheint. In anderen Studien zum Verhalten von PRI im Boden wurde ebenfalls mobile und persistente Eigenschaften beobachtet: Yu et al. (2009) beobachteten ein vernachlässigbarer mikrobieller Abbau von PRI in sandigen Böden. Wright et al. (2012) fanden eine geringe PRI-Sorption in sandigen Böden mit relativ geringem C_{ORG}-Gehalt. Die schwächere Sorption von PRI in Unterbodenschichten deutet darauf hin, dass die organische Substanz eine entscheidende Rolle bei der PRI-Sorption spielt. Diese Ergebnisse stimmen mit Studien von Müller et al. (2013) überein, die eine begrenzte PRI-Retention in sandigen Böden mit geringer organischer Substanz nachwiesen. Darüber hinaus beobachteten Sharma et al. (2020) ein persistentes und mobiles Verhalten von PRI in einem Luzerneanbaugebiet, das seit über einem Jahrzehnt mit Klarlauf bewässert wurde. Einige Studien (z.B. Bondarenko et al., 2012; Sharma et al., 2020) berichteten über die Anreicherung von PRI in Pflanzengeweben. Diese Ergebnisse weisen darauf hin, dass die Pflanzenaufnahme den Verbleib von PRI während der Bodenpassage mit beeinflusst hat, wenn auch in geringerem Maße als die Sorption. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Abschwächung von PRI durch Sorption im Oberboden dominiert wurde, aber auch die Pflanzenaufnahme und möglicherweise die mikrobielle Umwandlung dazu beigetragen haben könnten.

5.4.2.3 Rückhalt der PM-Stoffe niedriger Auswaschbarkeit

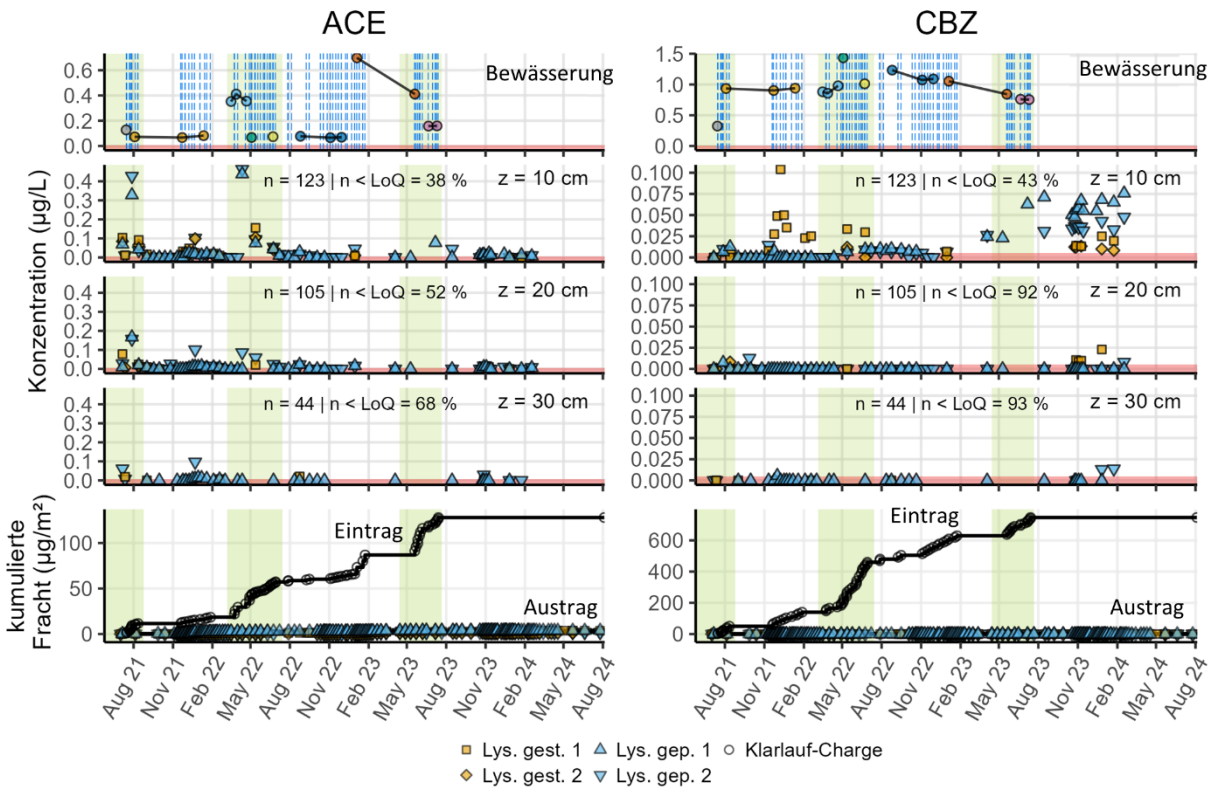
In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse der als gering auswaschbar eingestuften PM-Stoffe (ACE, ATA, CBZ, DCF, OXI, SMX und VSA) erörtert, einschließlich der Frage, welche Prozesse (z.B. Sorption oder mikrobieller Abbau) zu ihrer geringen Mobilität in den Lysimetern beigetragen haben. Da ACE und CBZ im Vergleich zu anderen PM-Stoffen mit geringer Auswaschung eine höhere zeitliche Dynamik in ihren Konzentrationsverläufen (vorwiegend in 10 cm Tiefe) aufweisen sind die die detaillierten Konzentrationsverläufe beider Stoffe im Bewässerungswasser und im Oberboden, sowie die kumulierten Frachten (Eintrag gegen Austrag) in Abbildung 85 dargestellt.

ACE lag in Konzentrationen zwischen 0,07 und 0,7 µg/L im Klarlauf vor (Abbildung 85; ACE; „Bewässerung“). Mit einer Auswaschung von 2,1 % der applizierten Masse (vgl. Abbildung 81) ist es der mobilste PM-Stoff in der Kategorie geringer Auswaschung. Bei zwei markanten Probennahme-Ereignissen in der ersten und zweiten Vegetationsperiode lagen die Konzentrationen in 10 cm über denen der entsprechenden Klarlauf Charge (Abbildung 85; ACE). Dies lässt sich durch eine hohe Wurzelwasseraufnahme und anschließende Anreicherung von ACE in der Bodenlösung erklären, ähnlich zu den Ergebnissen von DZA und TFMSA. Während nur 38 % der Proben in 10 cm unter die Bestimmungsgrenze fielen, waren es in 20 und 30 cm bereits 52 und 68 %, was auf eine deutliche Abschwächung von ACE innerhalb des Oberbodens hindeutet. In den Batchversuchen I (vgl. Kapitel 5.1) wurde eine vernachlässigbar geringe Sorption (K_d < 0,2 L/kg) beobachtet, was auf die Moleküleigenschaften von ACE zurückzuführen ist: ACE tritt in den Lysimetern gemäß des pK_a-Wert von 2,0 und unter Berücksichtigung eines Boden-pH-Wertes zwischen 4,9 und 5,9 überwiegend als Anion auf (siehe Tabelle 1) und ist gleichzeitig mit einem niedrigen logD-Wert von -3,06 stark hydrophil. Daher wird im Allgemeinen davon ausgegangen, dass die Sorption von ACE stark limitiert ist, wie auch von Belton et al. (2020) beschrieben. Storck et al. (2016) fanden in Säulenversuchen, die repräsentativ für die Uferfiltration sind, ein konservatives Verhalten von ACE. Da die Sorption wahrscheinlich nicht die Ursache für den Rückhalt von ACE ist, könnten die Wurzelaufnahme und die mikrobielle Umwandlung die Ursachen sein. Ein äußerst schneller Abbau (Halbwertszeit von < 1 Tag) wurde in den

Abbauversuchen bestätigt (vgl. Kapitel 5.2). Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die ACE Verlagerung primär durch einen schnellen mikrobiellen Abbau im Oberboden beeinflusst wurde, während die Sorption vernachlässigbar war. Eine Aufnahme in Pflanzen könnte ebenfalls stattgefunden haben, erscheint aber aufgrund des schnellen Abbaus als eher unwesentlich.

CBZ lag in den Klarlauf-Chargen mit einer mittleren Konzentration von 0,93 µg/L vor (Abbildung 85; CBZ; „Bewässerung“). Während die Konzentrationen für 57 % der Proben aus 10 cm Tiefe oberhalb der Bestimmungsgrenze (0,05 µg/L) lagen, wobei die Werte bis zu 0,1 µg/L reichten, lagen über 92 % der Proben aus größerer Tiefe unterhalb der Bestimmungsgrenze (Abbildung 85; CBZ „z = 10 cm“ - „z = 30 cm“). Dies deutet auf einen erheblichen Rückhalt von CBZ in den obersten 10 cm des Bodens hin. Bemerkenswert ist, dass im Jahr 2023/24 die CBZ-Konzentrationen in 10 cm Tiefe stetig bis auf 0.075 µg/L (gepacktes Lysimeter 1) anstiegen, sogar während des Übergangs zur Bewässerung mit Leitungswasser (TW) im Winter. Im Gegensatz zu den Ergebnissen aus den Lysimeterversuchen wurde in verschiedenen Studien gezeigt, dass CBZ in Abhängigkeit von den Umweltbedingungen und den Bodeneigenschaften mobil und persistent in Böden ist: Relativ mobiles und persistentes Verhalten von CBZ in Böden wurde in einigen Studien im Feldmaßstab beobachtet (Paz et al., 2016; Sharma et al., 2020; Ternes et al., 2007). Dabei hängt die Sorption von CBZ an Boden stark vom C_{ORG}-Gehalt ab, wie einerseits die Ergebnisse der Batchversuche I (Kapitel 5.1) zeigen, in welchen die Sorption im Oberboden (Kd = 2,7 L/kg) mit höheren C_{ORG} deutlich über der Sorption im Unterboden (Kd = 0,45 L/kg) mit geringeren C_{ORG} lag. Andererseits wurde auch eine positive Korrelation zwischen dem C_{ORG}-Gehalt des Bodens und der Sorption von CBZ in anderen Studien festgestellt (z.B. Chefetz et al., 2008; Paz et al., 2016; Williams et al., 2006). Der allmähliche Anstieg der CBZ-Konzentrationen in 10 cm Tiefe, insbesondere in der späteren Studienphase, deutet auf einen deutlichen Rückhalt durch Sorption im Oberboden hin. Bei einer Fortsetzung der Versuche wäre damit zu rechnen, dass nach Erreichen des Unterbodens mit geringerem C_{ORG}-Gehalt ein schnellerer Transport von CBZ aufgrund der geringeren Retention einsetzt. Der biologische Abbau von CBZ in Böden unter aeroben Bedingungen wurde in mehreren Studien als vernachlässigbar eingestuft (z. B. Li et al., 2013; Lin et al., 2011; Grossberger et al., 2014). Dies steht bemerkenswerterweise im Wiederspruch zu den Ergebnissen der kinetischen Abbauversuche (vgl. Kapitel 5.2) in welchen eine Halbwertszeit von etwa 10 Tagen für CBZ im Oberboden geschätzt wurde. Schließlich wurde ebenfalls in mehreren Studien beobachtet, dass sich CBZ in Pflanzen anreichert (z.B. Denora et al., 2024; Kodešová et al., 2024; Menacherry et al., 2023). Zusammenfassend scheint es plausibel, dass CBZ in der oberen Bodenschicht sowohl durch Sorption retardiert aber auch mikrobiell abgebaut wurde. Eine Aufnahme von CBZ in die Pflanzen hat möglicherweise ebenfalls stattgefunden wurde jedoch nicht durch Pflanzenextraktion bestätigt.

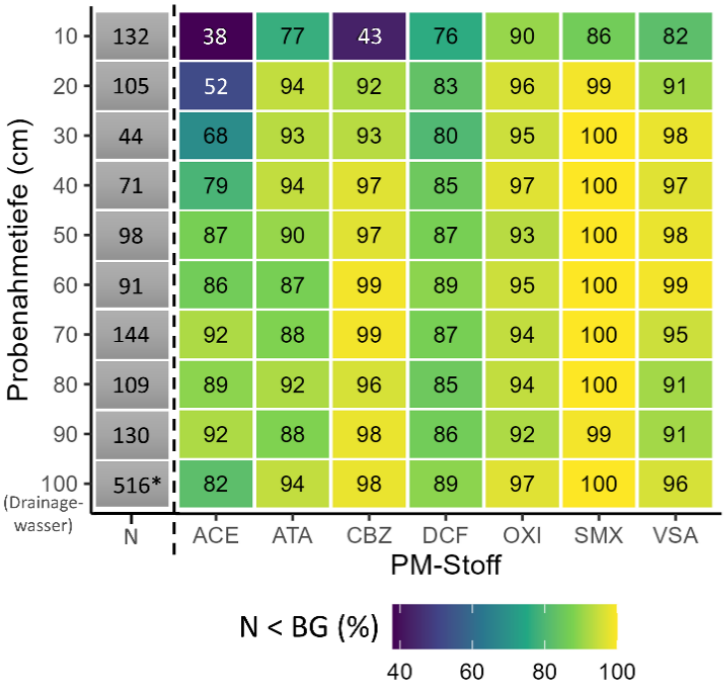
Abbildung 85: Zeitreihen der ACE- und CBZ-Konzentrationen verschiedener Tiefen und kumulierter Grenzfrachten.



Jede blaue, vertikal gestrichelte Linie in „Bewässerung“ markiert ein 10-Liter Bewässerung. Die unterschiedlich gefärbten Punkte entsprechen der jeweiligen Konzentration in den verschiedenen Klarlauf-Chargen, während gleichfarbige Punkte, die durch lineare Linien verbunden sind, die neu analysierten Proben einer Klarlauf-Charge darstellen. Die grün markierten Bereiche markieren die Vegetationsperioden. Der rötlich eingefärbte Bereich markiert die Bestimmungsgrenze. Quelle: nach Thalmann et al. (2025).

Im folgenden Abschnitt werden die Ergebnisse für die fünf verbleibenden PM-Stoffe mit geringer Auswaschbarkeit (ATA, DCF, OXI, SMX und VSA) jeweils erörtert. Die mittlere Konzentration dieser PM-Stoffe in den Klarlauf-Chargen waren sehr unterschiedlich und nahmen in der Reihenfolge OXI > VSA > DCF > SMX > ATA ab (vgl. Tabelle 49). Abbildung 86 zeigt je beprobter Tiefe die Anzahl der Probennahmen und den prozentualen Anteil der Werte unter der jeweiligen Bestimmungsgrenze für die PM-Stoffe geringer Mobilität. Die PM-Stoffe ATA, DCF, OXI, SMX und VSA wurden in allen Lysimetern stark in den obersten Bodenschichten zurückgehalten, sodass > 76 % der Proben aller beprobten Tiefen (Saugkerzen und Drainage-Proben) unter der jeweiligen Bestimmungsgrenze lagen (Abbildung 86). Des Weiteren waren die Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze zumeist sehr niedrig. Auf eine detaillierte Darstellung der Konzentrationsverläufe in den verschiedenen Tiefen der Lysimeter wird an dieser Stelle verzichtet, da wie bereits erwähnt, der Großteil der Proben unter der Bestimmungsgrenze lagen und somit keine zeitlichen Dynamiken beobachtet werden konnten.

Abbildung 86: Anzahl der Probennahmen und prozentualer Anteil der Werte unter Bestimmungsgrenze für die PM-Stoffe geringer Mobilität.



Erste Spalte N ist die Gesamtanzahl von gesammelten Proben in allen Lysimetern. Bei der Probennahme Tiefe 100 cm entspricht N der Anzahl an gemittelten Werten der freie Abfluss und Saugrechen Proben, welche als „Drainagewasser" bezeichnet werden und durch den * markiert ist. Der prozentuale Anteil an Werten unter der Bestimmungsgrenze ist für bessere Sichtbarkeit außerdem durch die hinterlegte Kachelfarbe kodiert. Quelle: eigene Darstellung, TUB.

In den folgenden Abschnitten werden die Ergebnisse für ATA, DCF, OXI, SMX und VSA welche alle geringe Auswaschbarkeit und Mobilität aufweisen durch Vergleich zu den Ergebnissen der Batchversuche (Kapitel 5.1 und 5.2) und zur Literatur diskutiert, und kurz erörtert welche Prozesse für die beobachtete geringe Mobilität und den starken Rückhalt im Oberboden in den Lysimetern maßgeblich war.

Für ATA zeigte sich in den Batchversuchen I (vgl. Kapitel 5.1) eine in 0,01 M $CaCl_2$ Standardlösung stärkere Sorption im Unterboden (K_d = 2,32 L/kg) als Oberboden (K_d = 1,58 L/kg). Dies ist insbesondere auf die höhere Kationenaustauschkapazität des Unterbodens im Vergleich zum Oberboden zurückzuführen (vgl. Tabelle 48) da ATA ist der einzige PM-Stoff, der entsprechend seines pK_a-Wert von 10,6 überwiegend als Kation vorliegt. In Böden humiden Klimas ist die Oberflächenladung aufgrund des isomorphen Austausches im negativ, sodass kationische Stoffe wie ATA durch Kationenaustausch an negative Oberflächengruppen (z.B. dissoziierte Carboxyl- oder Hydroxyl-Oberflächengruppen) sorbiert werden (Kah et al., 2017) Gleichzeitig war auch ein mäßiger Abbau mit einer HWZ von 12,7 Tagen für den Rückhalt im Oberboden relevant (vgl. Kapitel 5.2). Somit haben für ATA Sorption und Abbau zum starken Rückhalt in den Lysimetern beigetragen.

Für DCF zeigen die Ergebnisse der Sorptionsversuche (vgl. Kapitel 5.1) einerseits eine deutlich höhere Sorption im Oberboden (K_d = 6,4 L/kg in 0,01 M $CaCl_2$ Lösung) mit höherem C_{ORG}-Gehalt im Vergleich zum Unterboden (K_d < 0,2 L/kg in 0,01 M $CaCl_2$ Lösung). Eine deutliche Sorption von DCF an Böden sowie die Abhängigkeit zum C_{ORG}-Gehalt wurde ebenso in anderen Studien festgestellt (z.B. Chefetz et al., 2008; Prakathi et al., 2020). Der mikrobielle Abbau (vgl. Kapitel 5.2) wurde auf eine äußerst kurze Halbwertszeit von 0.8 Tagen geschätzt. Ein schneller mikrobieller Abbau von DCF in verschiedenen Böden unter aeroben Bedingungen wurde ebenso in

einigen anderen Studien beobachtet (z.B. Grossberger et al., 2014; K. Lin & Gan, 2011; J. Xu et al., 2009). Darüber hinaus konnten Denora et al. (2024) das auf Lysimetern ausgebrachte DCF weder im Boden noch in den Pflanzen oder im Sickerwasser finden und schlossen daraus, dass ein vollständiger Abbau zu diesem Ergebnis geführt hat. Schlussfolgernd kann festgehalten werden, dass DCF sowohl stark im Oberboden durch Sorption retardierte und gleichzeitig in der Bodenlösung mikrobiell abgebaut wurde.

OXI ist mit einer mittleren Konzentration von 14,2 µg/L der Hauptkontaminant in dem zur Bewässerung verwendeten Klarlauf-Chargen. Daher ist der deutliche Rückhalt, welcher auch auf der Beobachtung beruht, dass > 90 % aller gemesseneren Proben verschiedener Tiefe unter der Bestimmungsgrenze fielen, besonders bemerkenswert. Die Literatur über das Verhalten von OXI in Böden ist spärlich, aber Studien in anderen Umweltmatrices deuten auf eine hohe Persistenz und mäßige Sorption hin. So stellten Funke et al. (2015) fest, dass OXI in Belebtschlamm resistent gegen biologischen Abbau ist. Burke et al. (2018) beobachteten, dass OXI unter oxischen Bedingungen relativ persistent ist und unter anoxischen Bedingungen eine höhere Abbaubarkeit aufweist. Aufgrund Unsicherheiten bei den Analysen von OXI während beider Batchversuche I und II konnten keine Sorptions- oder Abbauparameter bestimmt werden. Eine qualitative Betrachtung der Ergebnisse deutet jedoch darauf hin, dass beide Prozesse relevant für den starken Rückhalt von OXI in den Lysimeter Oberboden waren.

SMX, ein Antibiotikum welches insbesondere in der Veterinärmedizin verwendet wird und in diversen Bodenstudien untersucht ist, wurde im Oberboden sehr deutlich retardiert und/oder abgebaut da > 99 % der Proben ab 20 cm Tiefe unter die Bestimmungsgrenze vielen. Es ist bekannt, dass die Mobilität von SMX in Böden pH-abhängig ist, da es in verschiedenen Ionisierungszuständen vorliegen kann (pK_a-Werte von 1,7 und 5,6), und unter sauren Bedingungen liegt SMX überwiegend in seiner neutralen Form vor, was seine Sorption im Boden verbessert und seine Mobilität verringert (Kurwadkar et al., 2011; H. Wang et al., 2024). Eine sinkende Sorptionsaffinität von SMX mit steigenden pH-Werten wurde ebenfalls in den Batchversuchen I (vgl. Kapitel 5.1) beobachtet. Dabei wurde im Oberboden eine mäßige (K_d = 1,72 L/kg) und Unterboden schwache (K_d = 0,31 L/kg) Sorption in Standardlösung (0,01 M $CaCL_2$) unter Lysimeter ähnlichen pH Bedingungen gefunden, was ebenso eine Korrelation zwischen Sorptionsaffinität und C_{ORG}-Gehalt des Bodens nahelegt. Der mikrobielle Abbau (vgl. Kapitel 5.2) wurde auf eine Halbwertszeit von 2,4 Tagen im Oberboden bestimmt, und war somit ebenfalls äußerst relevant für den Verbleib von SMX. Ein schneller Abbau von SMX in Böden unter aeroben Bedingungen wurde von Lin & Gan (2011) berichtet. In einer Langzeit-Lysimeterstudie mit sandigem Boden mit ähnlichen Eigenschaften beobachteten Spielmeyer et al. (2017, 2020) ebenfalls keine Befunde von SMX über der Bestimmungsgrenze im Lysimeter Ausfluss, und schlussfolgerten, dass schwach saure pH-Werte und der C_{ORG} Gehalt im Oberboden maßgeblich für diese Befunde waren. Abschließend kann festgehalten werde, dass der SMX Rückhalt/Verbleib in den Lysimetern sowohl durch Sorption als auch durch mikrobiellen Abbau beeinflusst war. Bei Erhöhung des pH-Werts in der Bodenlösung (z.B. durch langfristige Bewässerung mit Klarlauf) ist mit einer reduzierten Sorptionsaffinität von SMX zu rechnen.

Die Sorption von VSA ist mit K_d Werten < 1 L/kg als eher gering zu bewerten (vgl. Kapitel 5.1), wogegen ein mäßig schnelle mikrobielle Abbau nach einer kurzen Adaptionsphase der Mikroorganismen einsetzt (vgl. Kapitel 5.2). VSA zeigte keine Retardierung, aber eine signifikante Biotransformation in Sandsäulenexperimenten, welche repräsentativ für simulierte Grundwasseranreicherung sind (Zeeshan et al., 2023; Zeeshan & Ruhl, 2023). Schlussfolgern kann festgehalten werden, dass VSA während Bodenpassage innerhalb der ersten Zentimeter durch mikrobielle Transformation eliminiert wurde, während die Sorption eine untergeordnete Rolle spielte.

5.4.3 Zusammenfassung und Schlussfolgerung

DZA und TFMSA wiesen mit 96,4 % und 66,2 % der mit dem Klarlauf applizierten Mengen eine hohe Auswaschbarkeit auf, was auf einen Tracer-artigen Transport hindeutet. DZA kann aufgrund des relativ hohen und konstanten Vorkommens in den verschiedenen Klarlauf-Chargen und seines Tracer-artigen Transports als Indikatorsubstanz für den nicht reaktiven Transport in Böden herangezogen werden, um Informationen über die Bodenwasserbewegung und die Reaktivität anderer Stoffe zu erhalten. Da sowohl DZA als auch TFMSA anionisch und hydrophil sind (negative logD-Werte), kann diese Eigenschaftskombination auf eine hohe Mobilität im Boden hindeuten, und sofern der Abbau und die Pflanzenaufnahme unzureichend sind, ist ein schneller Transport durch den Boden in Richtung Grundwasser wahrscheinlich. PRI zeigte mit 13,5 % eine mäßige Auswaschung. Die übrigen Stoffe ACE, ATA, CBZ, DCF, SMX, OXI und VSA wiesen eine geringe Auswaschbarkeit auf (< 2,1 %) und wurden im Oberflächenboden stark retardiert und/oder transformiert, sodass die meisten Konzentrationen in 10 cm Tiefe unter die entsprechende Bestimmungsgrenze fielen. Die häufige Beprobung in verschiedenen Tiefen liefert indirekte Hinweise darauf, welche Prozesse den Verbleib und Transport der einzelnen Stoffe beeinflusst haben, aber erst durch Abgleich mit Ergebnissen aus Laborversuche zum Abbau und Sorption der Stoffe im gleichen Boden können die zugrundeliegenden Prozesse klarer zugeordnet werden. Dennoch wäre in ähnlichen Studien eine Extraktion von Pflanzen- und Bodenmaterial empfehlenswert, um vollständige Massenbilanzen der Stoffverteilung im Boden, Porenwasser, Sickerwasser und in den Pflanzen zu ermitteln und so direkte Hinweise auf die beteiligten Prozesse zu erhalten. Diese Informationen könnten auch als Validierung der in den Laborversuchen bestimmten Reaktionsparameter herangezogen werden.

Die geringe Auswaschung der Mehrzahl der untersuchten PM-Stoffe weist darauf hin, dass sandige Böden mit relativ geringem C_{ORG}-Gehalt dennoch in der Lage sind, viele PM-Stoffe effektiv zurückzuhalten, die nicht durch konventionelle Aufbereitungsverfahren eliminiert werden können. Im Gegensatz dazu stellen hochmobile Verbindungen wie DZA und TFMSA ein unmittelbares Risiko für eine Grundwasserkontamination dar. Folglich sind weitere umfassende Feldstudien mit einem breit angelegten analytischen Ansatz (z. B. durch „non-target“ Ansätze) erforderlich, um kritische PM-Stoffe mit hoher Umweltrelevanz in Bezug auf Belastung, Mobilität und Persistenz zu ermitteln. Die entsprechend kritisch eingestuften PM-Stoffe sollten auf ihre toxikologischen Auswirkungen auf Umwelt und menschliche Gesundheit untersucht werden, und in schweren Fällen müssen diese gezielt beseitigt werden, um das Grundwasser zu schützen. Gleichzeitig ist eine Erweiterung der Abwasserbehandlung um die 4. Reinigungsstufe ratsam, um Einträge von persistenten, mobilen und möglicherweise toxischen Stoffen in die Umwelt zu minimieren.

5.5 Simulation der Lysimeter-Zustände

Ziel der Simulationen ist den Wasser- und PM-Stofftransport aller Lysimeter abzubilden und die Simulationen durch Vergleich zu verschiedenen Beobachtungsdaten zu validieren. Diese Beobachtungsdaten umfassen einerseits Daten zum Bodenwasserhaushalt, welcher anhand der prozessierten Lysimeter- und Drainage-Gewichte genau erfasst wurde, sowie den PM-Stofftransport auf Grundlage der analysierten Proben aus verschiedenen Lysimeter Tiefen (vgl. Kapitel 0). Durch Vergleich der simulierten zu beobachteten Ergebnissen wird im ersten Schritt der Wassertransport und im nächsten Schritt darauf aufbauend der Stofftransport validiert. Zur Simulation des Stofftransports für eine Auswahl der PM-Stoffe werden insbesondere die durch inverse Modellierung geschätzten Reaktionsparameter aus den Batchversuchen II (Kapitel 5.2) und für den Unterboden die Sorptionsparameter aus den Batchversuchen I (Kapitel 5.1) verwendet. Die in Kapitel 5.2 geschätzten Parameter für die komplexere Modellansätze (kinetisch limitierte

Sorption anhand des „One-Site“ oder „Two-Site“ Model) werden bei der Simulierung der Lysimeter-Zustände berücksichtigt. Zusätzlich werden für die gleichen Stoffe jeweils ein einfaches Gleichgewichtsmodell verwendet und durch Vergleich der Simulationsergebnisse des einfachen und komplexen Modells die Reduktion der Modellkomplexität zur Abbildung der Lysimeter Zustände überprüft (Thalmann et al., 2026).

5.5.1 Material & Methoden

5.5.1.1 Übersicht und Grundlagen der Simulationen der Lysimeter-Zustände mit Hydrus-1D

Zur Durchführung der Simulation der Lysimeter-Zustände wurde das Software Packet Hydrus-1D (H1D), Version 4.17.0140 (Šimůnek et al., 2013) verwendet. H1D simuliert den 1-dimensionalen Wasser- und Stofftransport in variabel gesättigten porösen Medien. Für den Wassertransport wird die Richards-Gleichung und für den Stofftransport die Konvektions-Dispersions-Gleichung numerisch gelöst. Beide Differenzialgleichungen sind in Šimůnek und van Genuchten (2008) genau erläutert. Einerseits ist als Input für die Simulationen mit H1D ein räumliches Diskretisieren der Bodenprofile notwendig, welche sich an der Tiefenverteilung je Lysimetertyp wie in Tabelle 48 orientiert. Je differenzierter Bodenschicht werden hydraulische Eigenschaften (Wasserretention und hydraulische Leitfähigkeit) für den Wassertransport, und Reaktionsparameter (Sorption und Abbau) für den Stofftransport benötigt. Des Weiteren werden als atmosphärische Randbedingungen Zeitreihen mit Tageswerten zum Zufluss (cm/Tag) (Niederschlag und Bewässerung) und potenzieller Evapotranspiration (ET_{pot}; cm/Tag) hinterlegt. Für die Charakterisierung der Pflanzen in den Simulationen werden Zeitreihen zur Entwicklung der Wurzeltiefe (cm) und dem Blattflächenindex (BFI) benötigt. Außerdem müssen untere Randbedingungen der Lysimeter in H1D definiert werden. Für den Stofftransport werden die Konzentrationen (µg/L) der jeweiligen PM-Stoffe in den verschiedenen Klarlauf-Chargen (vgl. Tabelle 49) und die jeweiligen Reaktionsparameter aus den Batchversuchen (vgl. Kapitel 5.1 und 5.2) als Input verwendet. Die genauere Herleitung der verwendeten hydraulischen Eigenschaften, der benötigten Zeitreihen, der unteren Randbedingungen sowie der verwendeten Reaktionsparameter werden in den folgenden Kapiteln jeweils genauer erläutert. Schließlich werden für eine robuste Simulation Informationen zu den Anfangsbedingungen zum Wasser- (Verteilung der Bodenfeuchte) und Stoffhaushalt benötigt. Da davon ausgegangen wird, dass vor Beginn der Klarlauf Bewässerung keine PM-Stoffe in den Lysimeter Böden vorlagen wurde die Festphasenkonzentration zu Simulationsbeginn auf 0 µg/kg gesetzt. Zur Annäherung an plausible Startwerte für die Bodenfeuchte wurden der Simulationszeitraum durch eine „Burn-In“ Phase erweitern. Hierfür wurde etwa ein halbes Jahr vor Beprobung der Lysimeter vom Fresdorfer Acker auf Grundlage von Zeitreihen zum Niederschlag und ET_{pot} der zu Fresdorf nächstgelegenen Wetterstation aus Michendorf (6 km Luftlinie) des Deutschen Wetterdienstes den eigentlichen Simulationen vorangestellt.

5.5.1.2 Prozessierung der Lysimeter-Gewichtsdaten zur Berechnung des Wasserhaushalts

Die Gewichte der Lysimeter und beider Drainagewässer (Saugrechen und freier Abfluss) wurden 1-minütig mit einer Messpräzision von 10 g für die Lysimeter und 1 g für die Drainagewässer aufgezeichnet (vgl. Abbildung 78). Anhand dieser zeitlich hochaufgelösten Gewichtsdaten können die Größen der Wasserhaushaltsgleichung (Zufluss als Summe von Bewässerung und Niederschlag, tatsächliche Evapotranspiration (ET_{tat}), Änderung der Bodenwasserspeicherung und Drainageaufkommen) genau erfasst werden. Diese Zeitreihen der Wasserhaushaltsgrößen fungieren einerseits als atmosphärische Randbedingungen in den Simulationen (Zufluss) und als Vergleichsdaten (ET_{tat}, Änderung der Bodenwasserspeicherung, Drainageaufkommen) zur

Validierung der Vorhersagekraft der Simulationen. Im Folgenden werden die nötigen Schritte zur Aufbereitung der Gewichtsdaten zur Berechnung der Wasserhaushaltsgrößen erläutert.

Um die Wasserhaushaltsgrößen möglichst exakt zu berechnen müssen die Rohdaten der Lysimeter-Gewichte zunächst händisch von Störereignissen befreit werden, welche also den Verlauf der Lysimeter-Gewichte unabhängig von Evapotranspiration, Niederschlag, Bewässerung oder Drainageaufkommen verändert haben. Dies bedarf einer Identifikation der Störung und einer händischen Korrektur der Daten während einer Störung. Die Korrektur umfasst eine lineare Interpolation zwischen dem Anfang und Ende jedes Störevents mit einer gemittelten Steigung anhand 30 Datenpunkten (30 Minuten) vor und nach der Störung. Die Änderung des Gewichts nach einer Korrektur muss entsprechend für alle folgenden Gewichte berücksichtigt werden. Zu den Störungen zählen einerseits protokollierte Ereignisse wie z.B. Ernten, Unkrautjäten oder der Einbau von Bodensensoren, aber auch unbekannte Störungen welche vermutlich durch Tiere (Vögel, Hasen, Mäuse) verursacht wurden. Nachdem die Zeitreihen der Lysimeter-Gewichte von Störungen korrigiert wurden wird mithilfe der AWAT-Filterroutine (Peters et al., 2014, 2016, 2017) Rauschen in den Gewichtsdaten korrigiert, welches vorwiegend durch Wind verursacht wird. Als Ergebnis dieser Filterrutine werden die rauschkorrigierte auf 10-minütig, 1-stündig oder täglicher Basis aggregierte Zeitreihen zum Zufluss (Niederschlag und Bewässerung), ET_{tat} und Drainageaufkommen gewonnen.

5.5.1.3 Charakterisierung der Pflanzeneigenschaften in den Lysimetern

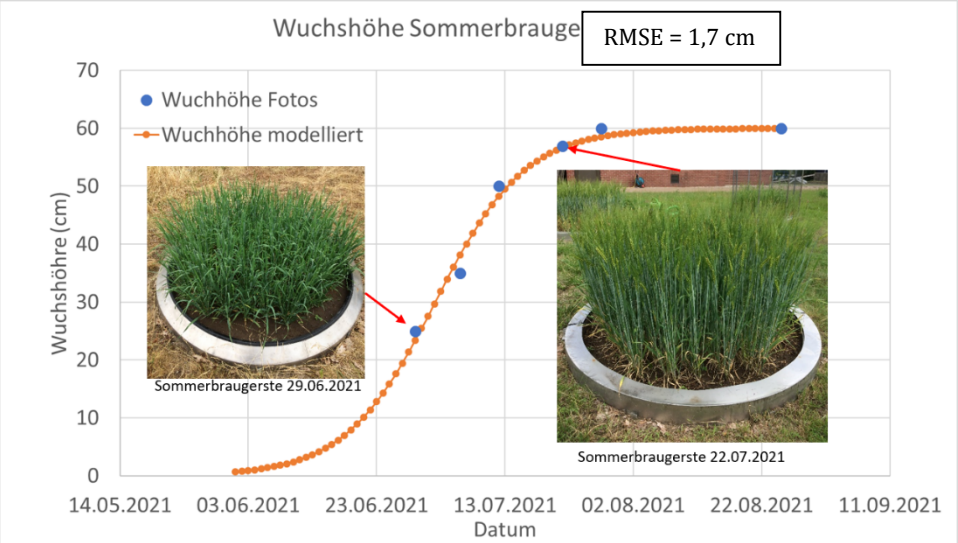
Maßgeblich für eine valide Simulation des Wasser- und Stofftransports in den Lysimetern ist eine möglichst genaue Charakterisierung der Pflanzeneigenschaften, insbesondere der zeitlichen Verteilung des Blattflächenindex (BFI) und der Wurzeltiefe welche als Input in H1D fungieren um den Einfluss der Pflanzen auf die Simulationen zu berücksichtigen. Zunächst wurde anhand von Fotos der Pflanzen auf den Lysimetern die Wuchshöhe zu verschiedenen Zeitpunkten in jeder Vegetationsperiode geschätzt. Außerdem wurde die finale Wuchshöhe bei jeder Ernte dokumentiert. Um eine geschlossene Zeitreihe zur täglichen Entwicklung der Pflanzen zu erhalten wurde an die geschätzten, bzw. maximalen Wuchshöhen jeweils im Zeitraum von Einsaat bis Ernte ein Verhulst-Pearl logistisches Wachstumsmodell angepasst:

$$W(t) = \frac{W_0}{W_0 + (W_{max} - W_0)\, e^{-rt}} \tag{7}$$

Wobei $W(t)$ [cm] Wuchshöhe zum Zeitpunkt t, W_0 [cm] die initiale Wuchshöhe, W_{max} [cm] die maximale Wuchshöhe, r [-] der Wachstumskoeffizient, und t [Tage] die Zeit sind.

Dabei wurde r durch Minimierung der Abstandsquadrate zwischen den von Fotos ermittelten und modellierten Wuchshöhen geschätzt. Exemplarisch ist dieses Vorgehen für Sommerbraugerste in 2021 in Abbildung 87 dargestellt.

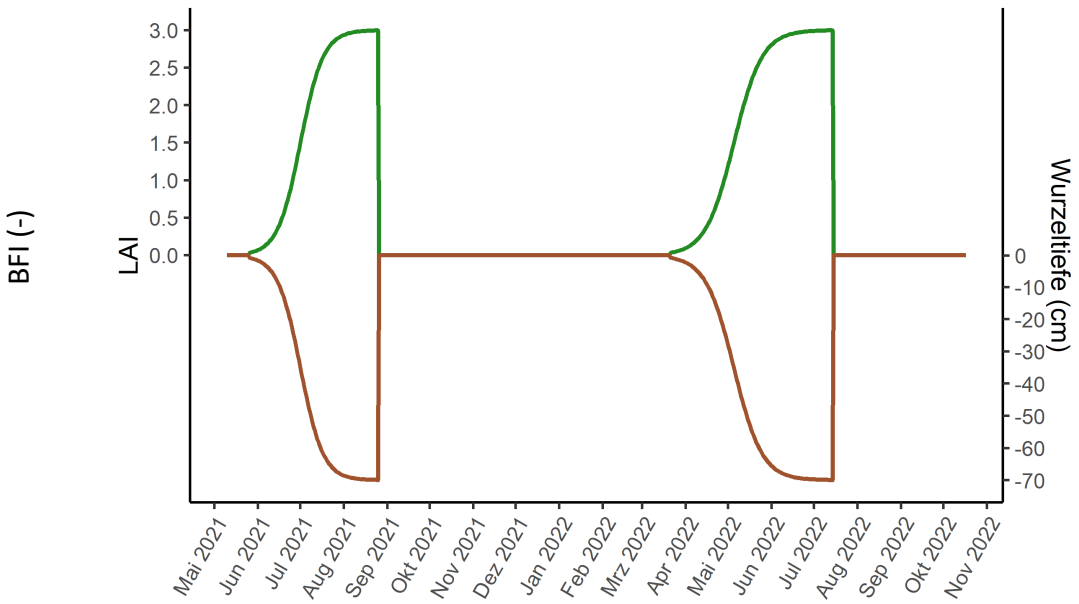
Abbildung 87: Zeitlicher Verlauf der Wuchshöhe von Sommerbraugerste in 2021.



Quelle: eigene Darstellung, TUB.

Als Grundlage für eine entsprechende Abschätzung des zeitlichen Verlaufs des BFI und der Wurzeltiefe wurden Literaturwerte für die maximale Wurzeltiefe von 70 cm (Fan et al., 2016) und ein maximaler BFI von 3,5 (Afrasiabian et al., 2021) für Sommerbraugerste (2021 und 2022) und Hafer (2023) verwendet. Mithilfe dieser Maximalwerte konnte anschließend der zeitliche Verlauf der Wurzeltiefe und des BFI auf Grundlage der modellierten Wuchshöhen skaliert werden, wie exemplarisch für Sommerbraugerste in 2021 und 2022 in Abbildung 88 dargestellt. Diese auf Tageswerte basierenden Zeitreihen des BFI und Wurzeltiefe wurden anschließend als Input für die H1D Simulationen verwendet.

Abbildung 88: Zeitlicher Verlauf des BFI und der Wurzeltiefe für Sommerbraugerste in 2021 und 2022.



Quelle: eigene Darstellung, TUB.

5.5.1.4 Kalibrierte potenzielle Evapotranspiration

Als atmosphärische Randbedingungen benötigt H1D neben Zeitreihen der Zuflüsse auch die potenzielle Evapotranspiration (ET_{pot}). Entsprechend des Lambert-Beer´schen Gesetzt wird in H1D die ET_{pot} anhand des Blattflächenindex in potenzielle Evaporation (E_{pot}) und potenzielle Transpiration (T_{pot}) aufgeteilt.

Für eine robuste Simulation des Wasserhaushalts der Lysimeter ist die Plausibilität der verwendeten atmosphärischen Randbedingungen (Zufluss und ET_{pot}) maßgeblich. Aufgrund des sogenannten „Insel-Effekts" bei Lysimeterversuchen (Schnepper et al., 2023) ist die Zeitreihe für ET_{pot} nicht direkt auf die Lysimeter-Situation anzuwenden, da die auf Grundlage von klimatischen Standardmessungen nach Wendling (1995) berechnete ET_{pot} den Bewuchs im geschlossenen Pflanzenbestand repräsentiert. Unterschiede wurde insbesondere während der Vegetationsperioden ersichtlich, wo die ET_{tat} die ET_{pot} teilweise deutlich überstieg was nicht plausibel ist da stets $ET_{pot} >= ET_{tat}$ gilt. Aus diesem Grund wurde ET_{pot} auf Grundlage der ET_{tat} während optimalen Wasserdargebots kalibriert, wenn also näherungsweise ET_{tat} der ET_{pot} entsprach.

5.5.1.5 Charakterisierung der hydraulischen Eigenschaften

Für die Simulation des Wasser- und gekoppelten Stofftransports in H1D auch hydraulischen Bodeneigenschaften je differenzierter Bodenschicht benötigt. Entsprechend wurden die hydraulischen Eigenschaften für jedes Lysimeter zu Anfang der Lysimeterversuche je differenzierter Schicht bestimmt (vgl. Tabelle 48). Die Erfassung der Wasserretentions- und hydraulischen Leitfähigkeitskurve sind für eine robuste Simulation des Wasser- und dem daran gekoppelten Stofftransport maßgeblich. Für die gestochenen Lysimeter wurden bei der Entnahme der Bodenkerne in Fresdorf Bodenzylinder mit ungestörtem Material in dreifacher Wiederholung je Schicht entnommen. Anschließend wurde im Labor mittels Verdunstungsmethode (Hyprop WP4C, Meter Group) die Daten zur Wasserretention und hydraulischen Leitfähigkeit gemessen und durch das PDI-Model (Peters et al., 2024) parametrisiert. Für die gepackten Lysimeter wurden je Schicht 3 Zylinder analog zu dem Bodenmaterial in den Lysimetern gepackt und mittels Drucktopfverfahren bestimmt. An diese Daten wurde ebenfalls das PDI-Modell angepasst, allerdings bestehen hierbei insbesondere für die Schätzung der hydraulische Leitfähigkeitskurve höhere Unsicherheiten, da bei diesem Verfahren nur Daten zur gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit vorliegen. Aus diesem Grund sind die auf Grundlage der Daten aus der Verdunstungsmethode geschätzten Parameter als robuster gegenüber den durch das Drucktopfverfahren ermittelten Parameter einzuordnen.

5.5.1.6 Untere Randbedingungen

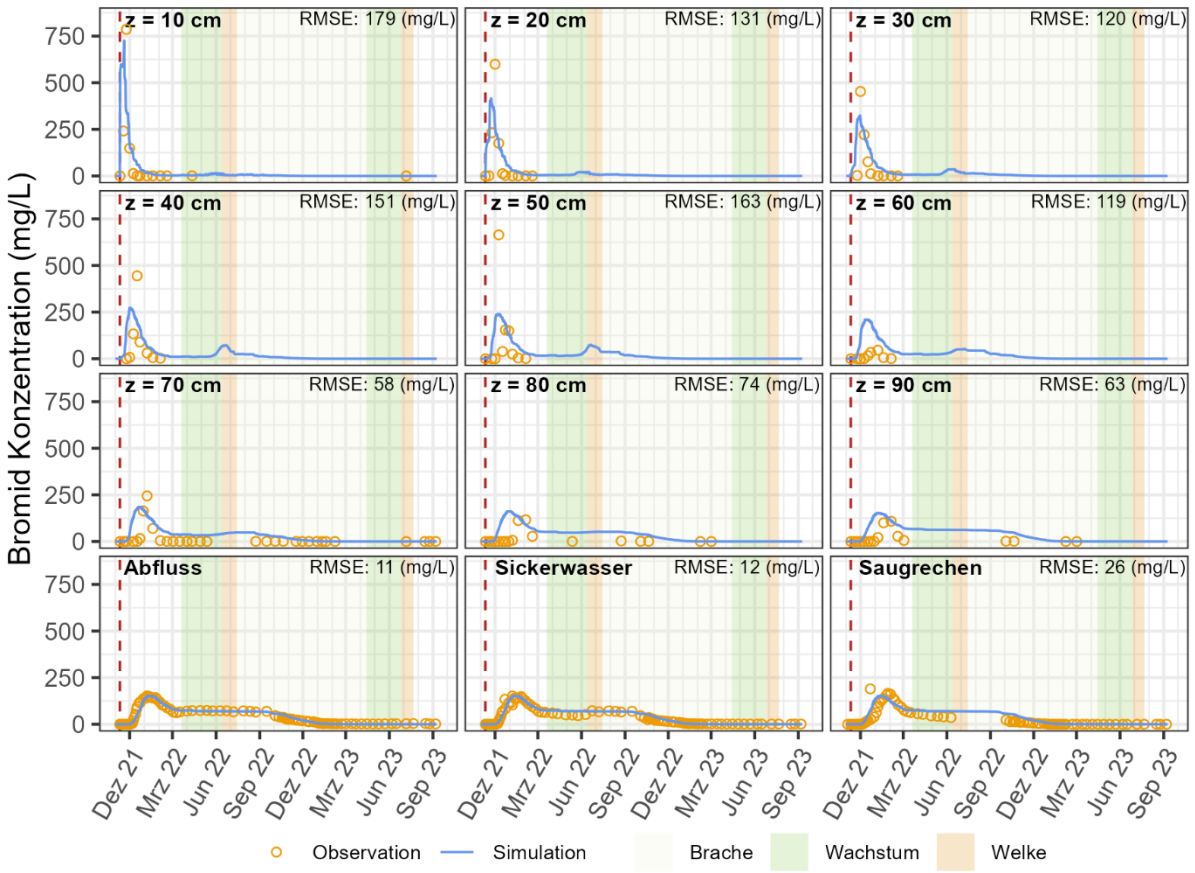
Für die untere Randbedingung in H1D wurde „Seepage face" verwendet, was zutreffend ist, wenn der untere Rand der zu simulierenden Bodensäule der Atmosphäre ausgesetzte ist. Bei dieser Randbedingung kann der Unterdruck von -75 hPa der durch den Saugrechen gewirkt hat eingestellt werden. Da jedoch insbesondere im Winter während Zeiten hohen Sickeraufkommens die Saugrechen in 3 der 4 Lysimeter nicht komplett aufsammeln konnte, sodass ein Teil des Sickerwassers durch die Drainageschicht frei dräniert wurde („freier Abfluss") ist eine komplexere Situation für den unteren Rand entstanden. Wenn Wasser über die Drainageschicht das Lysimeter verlässt muss der Druck bei 0 hPa liegen um einen Grenzfluss zu erzeugen. Um diese Mischung beider Randbedingungen in den H1D Simulationen zu berücksichtigen wurde ein holistischer Ansatz gewählt: Entsprechend des Anteils des freien Abflusses am gesamten Drainageaufkommen im Simulationszeitraum wurde der am unteren Rand wirkende Unterdruck von -75 hPa (ausschließlich Saugrechen) in Richtung 0 hPa (ausschließlich freier Abfluss) korrigiert. Die sich hieraus ergeben Unterdrücke für die unteren Randbedingungen in H1D waren für die

gepackten Lysimeter 1 und 2 jeweils -23 und -30 hPa, und für die gestochenen Lysimeter 1 und 2 entsprechend -49 und -75 hPa.

5.5.1.7 Schätzung der Dispersionslänge durch iteratives Fitting

Variationen im Wasserfluss in einem porösen Medium führen zu einer hydrodynamischen Dispersion, was ein wichtiger Transportprozess für die Stoffdynamik in Böden ist (Vanderborght & Vereecken, 2007). Die longitudinale Dispersion führt zu einer Abschwächung bzw. Abflachung der Konzentrationspeaks entlang der Hauptfließrichtung während des mit dem Wasser mitgeführten Stofftransports durch ein poröses Medium. Die Dispersionslänge [cm] ist eine Kenngröße und Maß für die hydrodynamische Dispersion und kann anhand des Durchbruchverhaltens eines nicht-reaktiven Stoffs ermittelt werden. Zur Ermittlung der Dispersionslänge in jedem Lysimeter wurden Daten zum Durchbruch eines Bromid-Tracer Versuchs herangezogen. Dafür wurden m 10.11.2021 8 L einer Kaliumbromid Lösung mit 3,125 g Br^-/L auf jedes Lysimeter appliziert. Das entspricht einen Stoffpuls von 25 g Br^-/m^2 und somit 25 g Br^- pro Lysimeter. Die Bestimmung der Bromid Konzentrationen in den Saugkerzen- und Drainageproben erfolgte mittels Ionenchromatographie.

Abbildung 89: Vergleich der simulierten (blaue Linie) und beobachteten (orange Kreise) Bromid-Konzentrationen im gepackten Lysimeter 1.



Die rote gestrichelte vertikale Linie markiert die Tracer Applikation. Der Subplot „Sickerwasser" stellt die anhand des Volumenanteils gewichtete mittlere Bromid-Konzentration aus Proben des Abflusses und Saugrechens dar. RMSE Werte in der rechten oberen Ecke jedes Subplots ist der „root mean square error", ein Maß für die Modellgüte (desto kleiner die Werte, desto besserer der Fit zu den Beobachtungsdaten). Quelle: eigene Darstellung, TUB.

Zur Ermittlung der am besten passenden globalen Dispersionslänge (einheitliche Dispersionslänge im gesamten Simulationsprofil) wurde je Lysimeter der Bromid-Durchbruch unter systematisch variierender Dispersionslänge simuliert. Anhand der Methode der kleinesten Quadrate (Omlin & Reichert, 1999) wurden die am besten passende Dispersionslänge für jedes Lysimeter identifiziert, für welche die simulierte und beobachteten Bromid-Konzentrationen in allen Tiefen die größte Übereinstimmung fanden. Um dieses Verfahren näher zu erläutern zeigt Abbildung 89 exemplarisch für das gepackte Lysimeter 1 die Verläufe der beobachteten und simulierten Bromidkonzentrationen in allen Tiefen für eine Dispersionslänge von 9 cm. Die weiteren aus diesem Verfahren geschätzten globalen Dispersionslängen sind 6,5 cm für das gepackte Lysimeter 2, sowie 16 und 11 cm für das gestochene Lysimeter 1 und 2. Ein höhere Dispersionslänge führt zu einer stärkeren Abflachung der Konzentrationspeaks, was erwartungsgemäß aufgrund mehr heterogener Fließfeldern in den gestochenen Lysimetern auftritt.

5.5.1.8 Obere Randbedingungen der Stoffflüsse und verwendete Reaktionsparameter

Für die robuste Simulierung des Stofftransports, werden Zeitreihen zu den PM-Konzentrationen je Klarlaufcharge unter Berücksichtigung eventuellen Abbaus durch lineare Interpolation zwischen den Wiederholungsmessungen einer Klarlauf-Charge hinterlegt. Die mittlere PM-Konzentration in den Klarlauf-Chargen ist in Tabelle 47 zusammengetragen. Der Anteil der Klarlauf-Bewässerung am Gesamtzufluss wurde durch die protokollierten Volumina je Bewässerungsevent berechnet, und ist insbesondere für die korrekte Berechnung zugeführter PM-Stofffrachten in die Lysimeter relevant. Entsprechend reduziert sich die PM-Konzentration eines Bewässerungsevents durch den Faktor der sich aus dem Klarlauf Anteil am Gesamtzufluss ergibt.

Tabelle 50: Verwendete Reaktionsparameter in H1D für die Transportsimulation von DZA, DCF und CBZ.

PM-Stoff	H1D Stofftransport-Model	Schicht	Tiefe (cm)	k_f (L/kg)§	n (-)§	α (1/d)	f (-)	k (1/d)
DZA	Equilibrium	A	0 - 30	0 / 0,20#	1		1	0
		B1	30 - 46	0 / 0,20#	1		1	0
		B2	46 - 80	0 / 0,20#	1		1	0
		B3	80 - 100	0 / 0,20#	1		1	0
DCF	One-Site/ Equilibrium+	A	0 - 30	2,27	1	0,043	0	0,162
		B1	30 - 46	0,44	1	10*	0	0,062
		B2	46 - 80	0,44	1	10*	0	0,049
		B3	80 - 100	0,44	1	10*	0	0,060
CBZ	Two-Site/ Equilibrium+	A	0 - 30	3,85	0,94	1,3	0,63	0,013
		B1	30 - 46	0,45	1	10*	1	0,005
		B2	46 - 80	0,45	1	10*	1	0,004
		B3	80 - 100	0,45	1	10*	1	0,005

§ Wenn n 1 ist, dann ist die Sorptionsisotherme linear und k_f entspricht einem linearen Verteilungskoeffizienten k_d.
+Zur Modellreduktion wurden DCF und CBZ zusätzlich mit dem Equilibrium Model gerechnet, sodass für alle Tiefen f 1 ist, und kein Ratenkonstante α angegeben wird.
#DZA wurde im „Min-Max" Ansatz mit jeweils k_d Wert von 0 und 0,2 L/kg simuliert, da in den Batchversuchen I eine vernachlässigbare Sorption von k_d < 0,2 L/kg festgestellt wurde.
*Ratenkonstante α der kinetisch limitierten Sorptionsplätze sind für Bodenschichten B für das One- und Two-Site Modell auf 10 d^{-1} gesetzt, was einer schnellen quasi instantanen Sorption entspricht.

Die Definition und Herleitung der Reaktionsparameter sind in Kapitel 5.2.1.5 beschrieben. Reaktionsparameter (Abbau und Sorption) für Schicht A wurden in den Batchversuchen II (Kapitel 5.2), und Sorptionsparameter für B in Batchversuchen I (Kapitel 5.1) bestimmt.

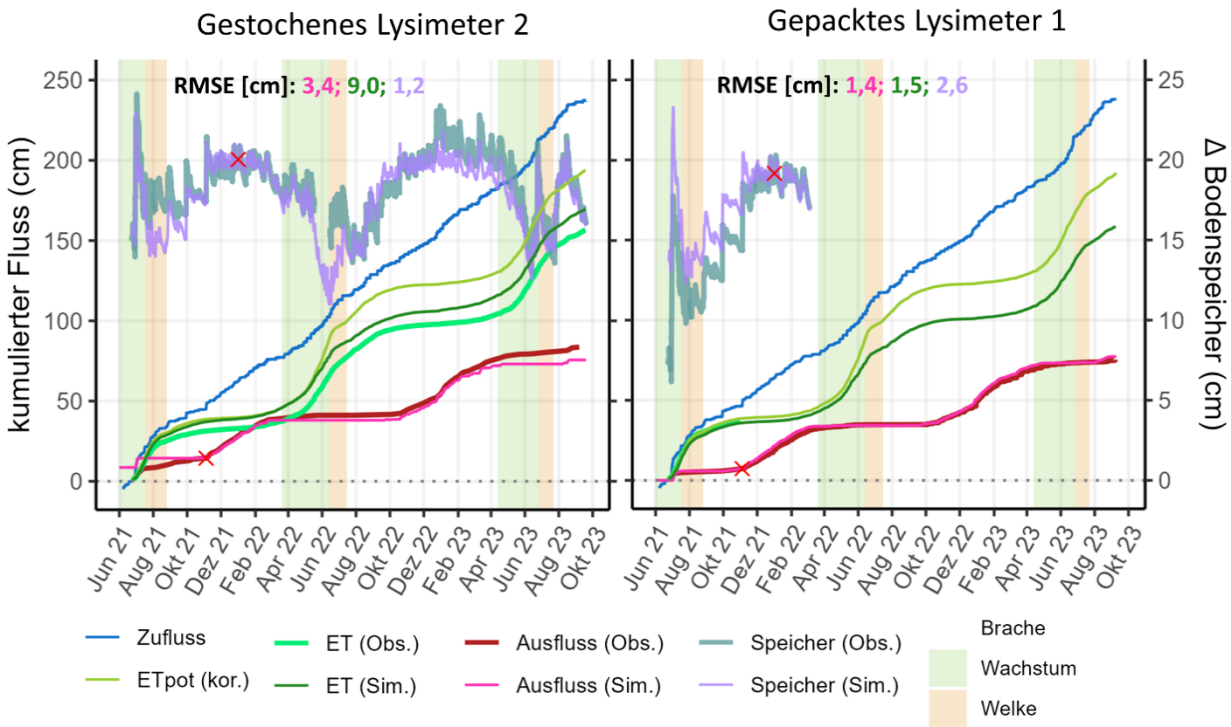
In Tabelle 50 sind die für die Stoffsimulation von DZA, DCF und CBZ verwendeten Reaktionsparameter für das gepackte Lysimeter 1 je differenzierter Bodenschicht aufgelistet. Für die Simulation von CBZ wurde ebenfalls die passive Aufnahme mit dem Wurzelwasser ins Pflanzenmaterial berücksichtigt. In Anlehnung an die Software „FOCUS PELMO“ (Travis, 2021) zur Simulation des Pestizid Transport in der ungesättigten Bodenzone, wurden die verwendeten Abbauparameter nach Bodentiefe, -feuchtigkeit und -temperatur korrigiert. Dies verfolgt den Zweck die in den Laborversuchen geschätzten Abbauparameter zu korrigieren, damit sie die Bedingungen in den Lysimetern besser repräsentieren.

5.5.2 Ergebnisse und Diskussion

5.5.2.1 Simulation des Wasserhaushalts

In Abbildung 90 ist der Vergleich zwischen den simulierten und beobachteten Wasserhaushaltsgrößen als kumulative Flüsse für das gestochene Lysimeter 2 und das gepackte Lysimeter 1 dargestellt. Zusätzlich sind jeweils der Gesamtzufluss (Niederschlag und Bewässerung mit Klarlauf und Leitungswasser) und die korrigierte ET_{pot} abgebildet welche als Simulations-Input fungieren. Auf Grundlage der RMSE Werte (Abbildung 90) und durch visuellen Abgleich der Kurvenverläufe zwischen simulierten und beobachteten Wasserhaushaltsgrößen lässt sich für beide Lysimeter eine gute Vorhersagekraft des simulierten Wassertransports feststellen.

Abbildung 90: Vergleich der simulierten zu beobachteten Wasserhaushaltsgrößen für 2 Lysimeter.



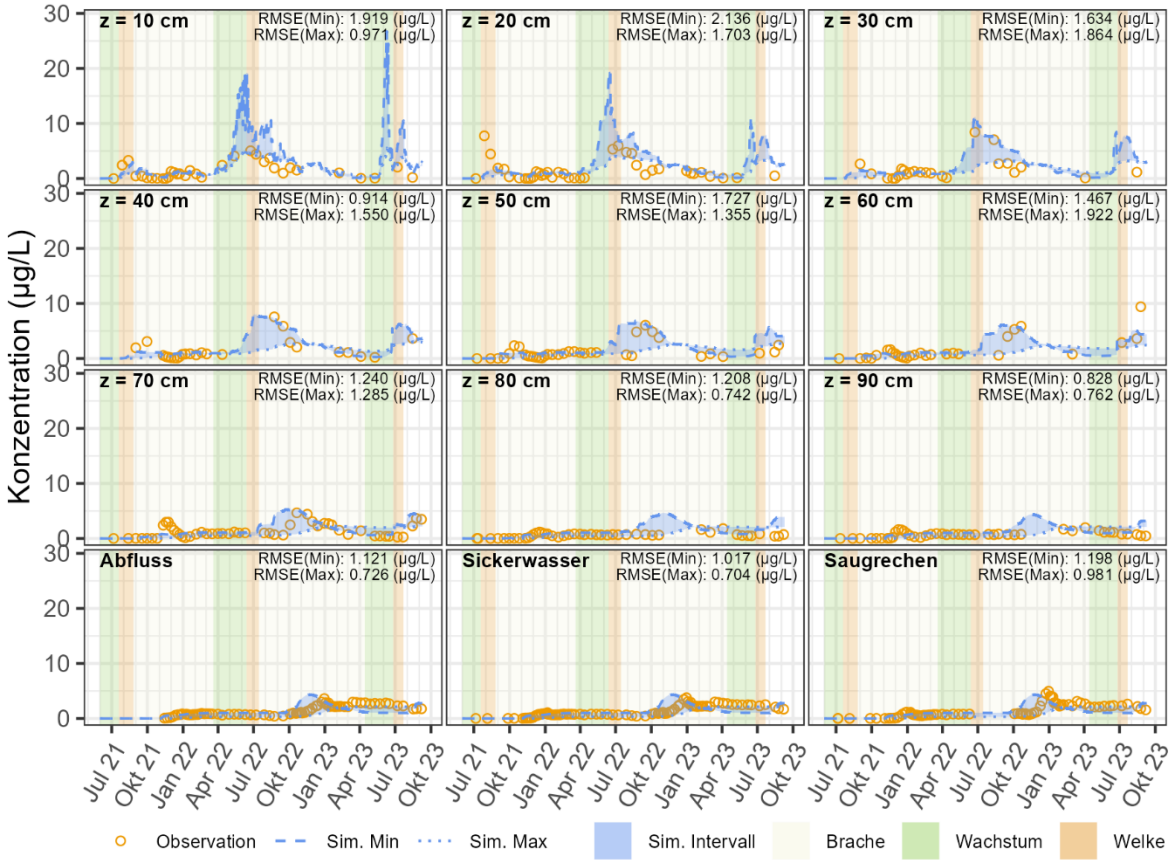
Linke Y-Achse sind die kumulierten Zu- und Abflüsse als absolute Werte. Die rechte Y-Achse ist die Änderung des Bodenspeichers. Die zwei roten Kreuze markieren die Zeitpunkte an denen der kumulierte Ausfluss und der Bodenspeicher aufeinandergelegt wurden. Zusatzbezeichnung „(Obs.)“ und „(Sim.)“ entsprechen den beobachteten und simulierten Flüssen. Der Zufluss und ETpot fungieren als Input. Die farbigen RMSE Werte sind ein Maß der Übereinstimmung zwischen Simulation und Beobachtung und sind den gleichfarbigen Linien zugehörig. Quelle: eigene Darstellung, TUB.

Die Daten der Lysimeter-Gewichte für das gepackte Lysimeter 1 sind ab dem 07.03.2022 fehlerhaft und konnten anschließend nicht für weiteren Auswertungen oder als Vergleichsdaten verwendet werden. Jedoch zeigt sich für dieses Lysimeter im Vergleich des simulierten zum protokollierten Drainageaufkommens eine gute Übereinstimmung. Für die beiden nicht dargestellten Lysimeter war die Übereinstimmung zwischen simulierten und beobachteten Wassertransport geringer jedoch zufriedenstellend. Grund für größere Abweichungen können größere Unsicherheiten in den hydraulischen Eigenschaften sein, welche insbesondere für das gestochene Lysimeter mit einer inhomogeneren Bodenstruktur zusammenhängen könnten. Des Weiteren führten auch die uneindeutigen unteren Randbedingungen zu größeren Unsicherheiten in den Simulationen (vgl. Kapitel 5.5.1.6). Nichtsdestotrotz konnte der Wassertransport für alle Lysimeter befriedigend bis gut durch die Simulationen mit H1D abgebildet werden, sodass darauf aufbauend Simulationen zum Stofftransport durchgeführt werden können, wie nächsten Kapitel erörtert wird.

5.5.2.2 Simulation von DZA als nicht-reaktiver PM-Stoff

Abbildung 91 zeigt die simulierte und beobachtete DZA-Konzentration in allen Saugkerzen- und Drainageproben. Abbildung 92 stellt den simulierten und beobachteten kumulativen DZA-Austrag am unteren Rand des Lysimeters dar.

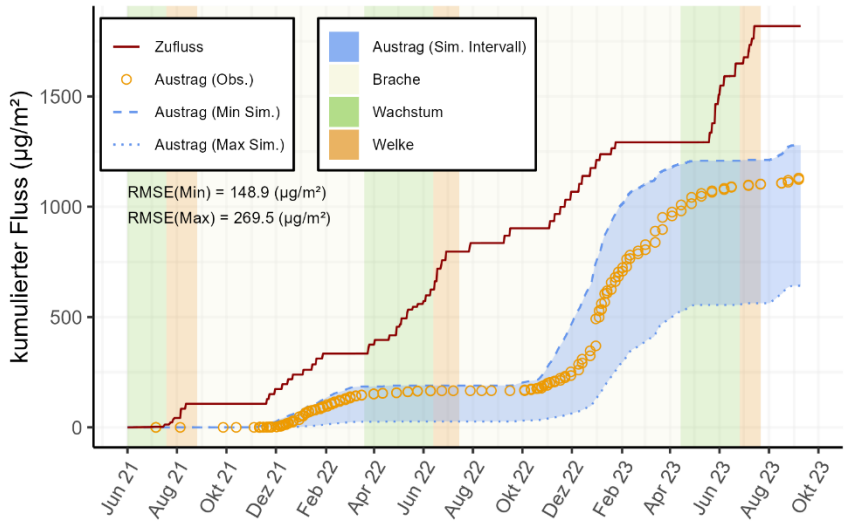
Abbildung 91: Vergleich des observierten und simulierten Transports von DZA in allen Beprobungstiefen im gepackten Lysimeter 1.



Der Sub-Plot „Sickerwasser“ entspricht den volumengewichteten Mittelwert aus den „Abfluss“ und „Saugrechen“ Proben (vgl. Kapitel 0). Die gestrichelte blaue Linie „Sim. Min“ stellt die Simulation mit einem K_d von 0 L/kg (keine Sorption) und die gepunktete Linie „Sim. Max“ die Simulation mit einem K_d von 0,2 L/kg dar. Die beiden RMSE Werte in jeden Sub-Plot stellen die Übereinstimmung zwischen simulierten und beobachteten DZA-Konzentrationen beider Simulationen dar.
Quelle: eigene Darstellung, TUB.

In den Batchversuchen wurde für DZA eine vernachlässigbare Sorption (K_d < 0,2 L/kg) sowie kein Abbau festgestellt. Daher erfolgte die Simulation als „Min-Max"-Ansatz mit minimaler (K_d = 0 L/kg) und maximaler (K_d = 0,2 L/kg) Sorption (vgl. Tabelle 50). Welche Variante besser mit den beobachteten DZA-Konzentrationen übereinstimmt, variiert je nach Probennahme Tiefe. Insgesamt liefert die Max-Variante im Vergleich der Konzentrationsverläufe häufiger den besseren Fit (geringerer RMSE). Im Gegensatz dazu wird der kumulative DZA-Austrag mit dem Drainagewasser präziser durch die Min-Variante (keine Sorption) abgebildet, was auch durch den Vergleich beider RMSE-Werte bestätigt (Abbildung 92). Die Werte des beobachteten kumulierten Austrags liegen jedoch stets innerhalb des Simulationsintervalls zwischen beiden Varianten, was darauf hindeutet, dass eine minimale Sorption für DZA in den Lysimetern stattgefunden hat – eine Sorption, die in den Batchversuchen nicht quantifiziert werden konnte. Abschließend lässt sich festhalten, dass der kaum bis nicht-reaktive Stofftransport von DZA gut durch die H1D-Simulationen abgebildet wird. Dies deutet auf eine zuverlässige Vorhersagbarkeit des Wassertransports und eine korrekt ermittelte Dispersionslänge für dieses Lysimeter hin.

Abbildung 92: Kumulierter Zufluss von DZA und Vergleich des simulierten und beobachteten kumulativen Austrag mit dem Sickerwasser für das gepackte Lysimeter 1.



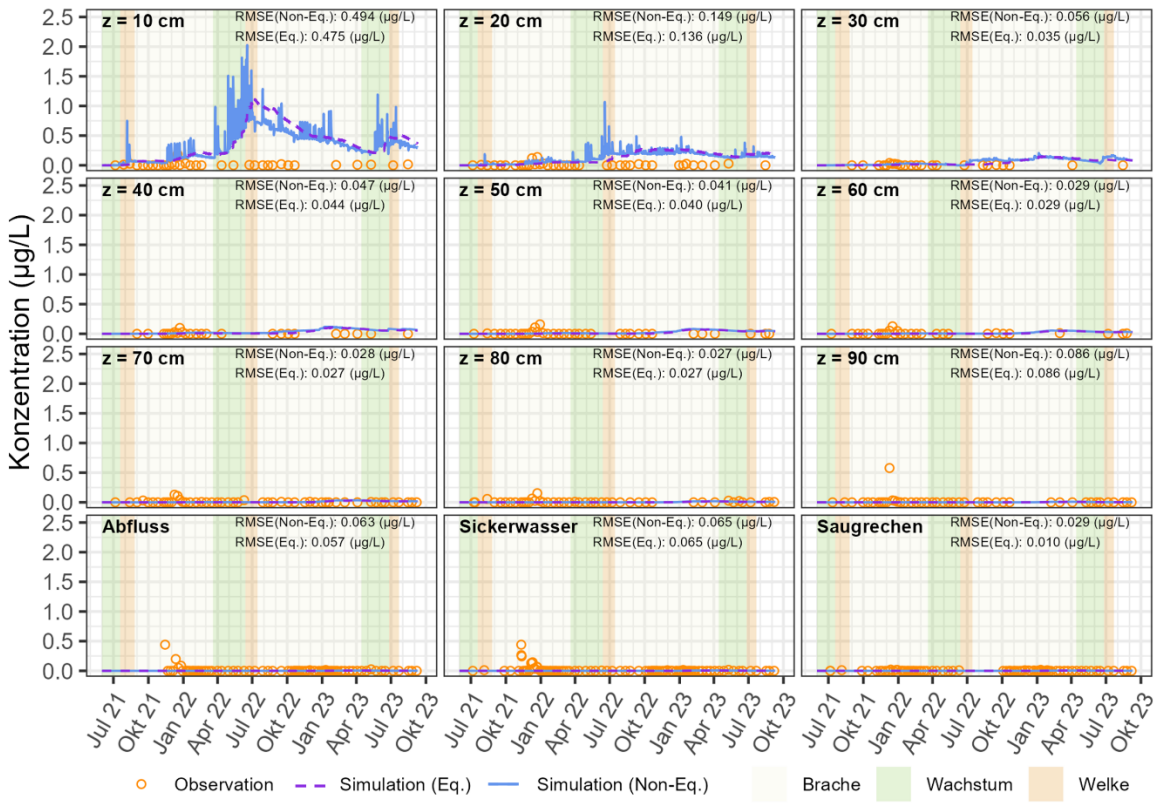
Austräge wurden mit keiner Sorption (Kd = 0 L/kg) und maximaler für den Stoff gültigen Sorption (Kd = 0,2 L/kg) simuliert, und das dazwischenliegende Intervall durch die blaue Fläche dargestellt. Quelle: eigene Darstellung, TUB.

5.5.2.3 Simulation von reaktiven PM-Stoffen und Einfluss der Modellkomplexität

Abbildung 93 zeigt die simulierte und beobachtete DCF-Konzentration in allen Probenahme Tiefen für das gepackte Lysimeter 1. Die Simulation wurde sowohl mit kinetisch limitierter Sorption im „One-Site" Ansatz (blaue Linie), sowie mit instantaner Gleichgewichtseinstellung (lila gestrichelte Linie) durchgeführt. Besonders in den oberen beiden Saugkerzen in 10 und 20 cm Tiefe sind Unterschiede erkennbar, die in größerer Tiefe jedoch vernachlässigbar klein werden. Die Unterschiede in den RMSE-Werten zeigen jedoch, dass beide Modellansätze über alle Tiefen hinweg nur geringe Abweichungen zu den Beobachtungsdaten aufweisen. In 10 cm Tiefe zeigt die „One-Site"-Simulation ein Oszillieren der DCF-Konzentration, das durch die relativ langsame Sorption bedingt ist. Es kann festgehalten werden, dass das komplexere Model zu keiner Verbesserung der Simulationsergebnisse gegenüber den Beobachtungen führt und somit kein Vorteil gegenüber dem einfachere Modelansatz mit sofortiger Gleichgewichtseinstellung darstellt. Ähnlich beobachteten Imig et al. (2023), dass komplexere Modellansätze (nichtlineare und kinetisch begrenzte Sorption) bei der Simulation des Herbizid-Verbleibs in bepflanzten Lysimetern keine Verbesserung gegenüber einfacheren Ansätzen mit linearer und sofortiger Sorption erzielten.

Darüber hinaus wird beobachtet, dass beide Simulationen das beobachtete Durchbruchsverhalten von DCF überschätzen, was insbesondere im Oberboden (10 – 30 cm) ersichtlich ist. Grund hierfür könnte insbesondere sein, dass die in den Batchversuchen ermittelten Reaktionsparameter die Reaktivität im Feld unterschätzen. Zum einen wurde die Sorption von DCF in puren Klarlauf parametrisiert (vgl. Batchversuche II Kapitel 5.2), welches den chemischen Eigenschaften der Bodenlösung in den Lysimetern vermutlich nicht entspricht. In den Batchversuchen I wurde für DCF eine stark vom Lösungs-Chemismus abhängige Sorption beobachtet, wobei die Sorption im Oberboden deutlich mit steigendem pH-Wert abnimmt. Es ist davon auszugehen, dass der pH in der Bodenlösung geringer als im reinen Klarlauf (pH = 7,5) ist und die DCF Sorption im Lysimeter somit unterschätzt wird. Des Weiteren könnte die Überschätzung des simulierten DCF Durchbruchs mit einem zu gering parametrisierten mikrobiellen Abbau zusammenhängen. Als biologischer Prozess ist der mikrobielle Abbau stark von Umweltfaktoren wie Temperatur und Bodenfeuchtigkeit abhängig, und wurde, wie zuvor erläutert, auf Grundlage empirischer Ansätze diesbezüglich korrigiert. Dabei werden die Abbauparameter unter Feldbedingungen mit geringerer durchschnittlicher Temperatur und Feuchtigkeit gegenüber den Laborbedingungen reduziert.

Abbildung 93: Vergleich des observierten und simulierten Transports von DCF im gepackten Lysimeter 1.



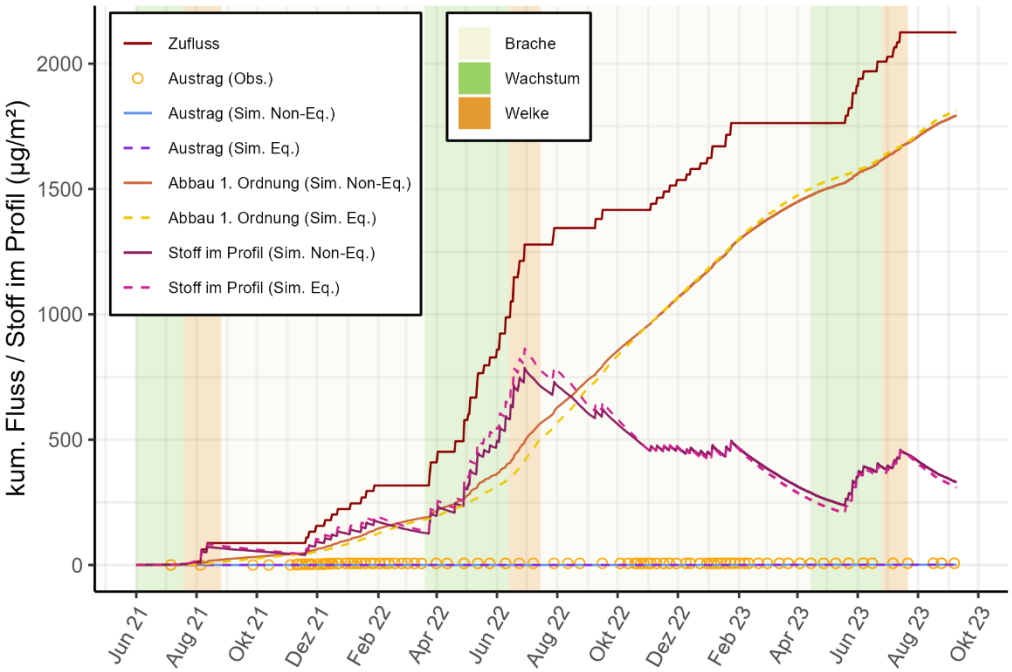
Die Simulation wurde einerseits im „One-Site“ Modell mit ausschließlich kinetisch limitierter Sorption (blaue Line; „Non-Eq.“) und mit sofortiger Gleichgewichtseinstellung (lila gestrichelte Linie; „Eq.“) simuliert. Die RMSE Werte in jeden Subplot geben die Modellgüte für beide Simulationen an. Der „Sickerwasser“ Subplot ist der nach Volumenanteil gewichtete Mittelwert für die Abfluss und Saugrechen Proben. Quelle: eigene Darstellung, TUB.

Die zugrundeliegende Korrektur basiert jedoch auf einer Jahresdurchschnittstemperatur im Oberboden und einer geschätzten mittleren Bodenfeuchtigkeit (nutzbare Feldkapazität), und berücksichtigt keine dynamische Änderung des Abbaus durch zeitliche Variabilität dieser

Umweltfaktoren, da dies nicht in H1D berücksichtigt werden kann. Diese Korrektur ist also limitiert und führt ebenfalls zu deutlichen Unsicherheiten der Simulationsergebnissen und kann die Abweichungen zwischen den Simulationen und den Beobachtungen erklären.

Die Simulation reaktiverer PM-Stoffe wie DCF kann mit deutlicheren Unsicherheiten einhergehen, welche unter anderem mit den Unsicherheiten in der Parameterschätzung und der Übertragbarkeit der unter Laborbedingungen bestimmten Parameter auf die Bedingungen in den Lysimetern assoziiert sind. Dennoch wurden anhand der Simulationen die Stoffmassenbilanzen und der DCF Verbleib im Lysimeter genauer differenziert. In Abbildung 94 sind die simulierten und beobachteten Stoffflüsse für DCF im Lysimeter 1 dargestellt. Auch hierfür zeigen die Ergebnisse beider Simulations-Ansätze geringfügige Unterschiede, was darauf hinweist, dass eine Berücksichtigung kinetisch limitierter Sorption auf dieser Skala vernachlässigt werden kann. Für den Verbleib von DCF ist der mikrobielle Abbau maßgeblich und 85 % des mit dem Bewässerungswasser applizierten Stoffmenge sind bis zum Ende des Simulationszeitraums abgebaut. In Anlehnung an Denora et al. (2024) wurde in den Simulationen keine Aufnahme von DCF ins Pflanzenmaterial berücksichtigt. Entsprechend ergibt sich aus der Differenz zwischen zugeführter und mikrobiell abgebauter Stoffmenge die dynamische Stoffmenge im Profil welche zum Ende der zweiten Vegetationsperiode ihr Maximum mit 56 % erreicht und anschließend durch mikrobiellen Abbau wieder abnimmt.

Abbildung 94: Simulierte und beobachtete Stoffflüsse von DCF im gepackten Lysimeter 1.



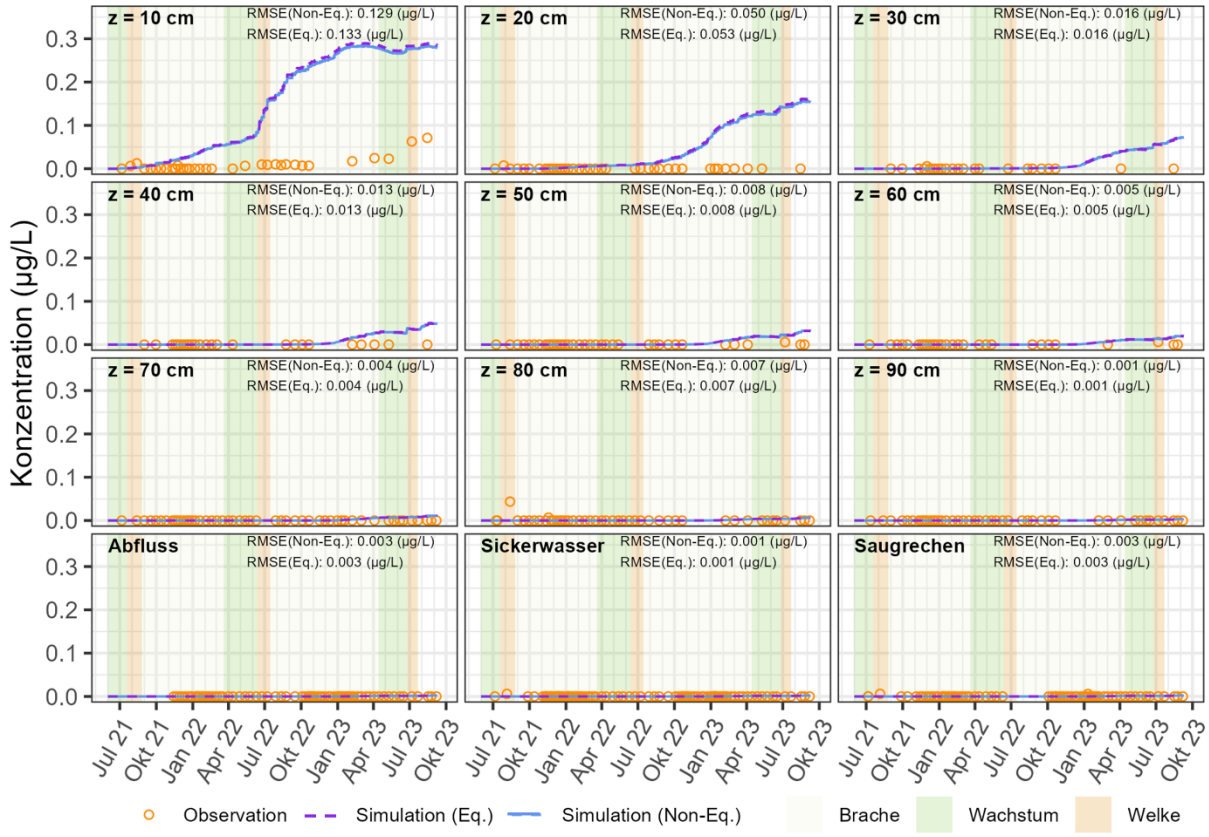
Kumulierte Flüsse (Zufluss, Abbau 1. Ordnung und Austrag) und Änderung der Stoffmenge von DCF im gepackten Lysimeter 1 für die Simulation mit kinetisch limitierter Sorption (durchgezogene Linien; „Sim. Non-Eq.“) und mit sofortiger Gleichgewichtseinstellung (gestreichelte Linien; „Sim-Eq.“). Der beobachtete kumulierte Zufluss (dunkelrote Linie) fungiert als Modell-Input. Zusätzlich ist der DCF Austrag (orange Kreise) abgebildet. Quelle: eigene Darstellung, TUB.

Die dynamischen Verläufe dieser Stoffhaushalsgrößen lassen sich jedoch nicht durch Beobachtungen Validierung und weichen vermutlich von den realen Bedingungen ab. Für den betrachteten Zeitraum ist der simulierte und beobachtete Austrag von DCF vernachlässigbar gering und zeigt somit eine hohe Übereinstimmung. In einer langfristigeren Betrachtung des DCF Transports würde sich die im Oberboden festgestellte Diskrepanz zwischen Simulation und Beobachtung (Abbildung 93) jedoch sukzessiv in größere Tiefen und schließlich auch auf den

kumulierten DCF-Austrag ausweiten. Dies zeigt auf, dass für eine Validierung der im Labor ermittelten Reaktionsparameter zum Stofftransport eine möglichst langfristig und/oder räumlich hoch aufgelöste Zeitreihe von Beobachtungsdaten notwendig ist, welche unter realen feldnahen Bedingungen gewonnen wurden.

Analog zu Abbildung 93 zeigt Abbildung 95 die beobachteten und simulierten CBZ-Konzentrationen für das gepackte Lysimeter 1 während für CBZ eine Differenzierung der kumulierten Stoffflüsse wie in Abbildung 94 für DCF dargestellt an dieser Stelle verzichtet wird. Der DCF Transport wurde sowohl im komplexen Ansatz mit kinetisch limitierte (Two-Site-Model) und konzentrationsabhängige (Freundlich Isotherme) Sorption sowie für den reduzierten Ansatz mit sofortiger und linearer (Henry Isotherme) Sorption simuliert.

Abbildung 95: Vergleich des observierten und simulierten Transports von CBZ im gepackten Lysimeter 1.



Die Simulation wurde einerseits im „Two-Site“ Modell mit kinetisch limitierter Sorption (blaue Line; „Non-Eq.“) und mit sofortiger Gleichgewichtseinstellung (lila gestrichelte Linie; „Eq.“) simuliert. Die RMSE Werte in jeden Subplot geben die Modellgüte für beide Simulationen an. Der „Sickerwasser“ Subplot ist der nach Volumenanteil gewichtete Mittelwert für die Abfluss und Saugrechen Proben. Quelle: eigene Darstellung, TUB.

Unterschiede beider Simulationen sind vernachlässigbar gering und bestätigen das unter Feldbedingungen ein chemisches Ungleichgewicht bedingt durch langsame Sorption vernachlässigt werden kann. Ähnlich wie zuvor für DCF, wird auch für CBZ das Durchbruchverhalten in den Simulationen überschätzt wie abermals an den insbesondere im Oberboden deutlich höheren simulierten CBZ Konzentrationen im Vergleich zu den Beobachtungen zu erkennen. So steigt die simulierte CBZ-Konzentration in 10 cm bereits kurz nach Beginn der Klarlauf Bewässerung, während diese in den Beobachtungen erst zum Ende des Simulationszeitraums steigen. Wie zuvor diskutiert hängt diese Überschätzung der Simulationen mit Unsicherheiten in der

Parameterschätzung und der Übertragbarkeit auf Lysimeter Bedingungen (insbesondre für den mikrobiellen Abbau) zusammen. Eine Überschätzung der simulierten zu beobachteten Konzentrationsverläufe wurde auch für SMX festgestellt. Somit wird für die Simulation des PM-Stofftransport deutlich reaktiver und somit immobiler Stoffe wie DCF, CBZ und SMX eine systemische Überschätzung des Durchbruchsverhaltens festgestellt. Im Gegensatz dazu wird der Transport eines nicht-reaktiven PM-Stoffs wie DZA durch die Simulation gut abgebildet und bestätigt somit ebenfalls das die Unsicherheiten in der Vorhersage der reaktiven PM-Stoffe mit den Reaktionsparametern zusammenhängen.

5.5.3 Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Die beobachteten Lysimeter Zustände bezüglich des Wasser- und Stofftransports wurden mit H1D simuliert. Der Wassertransport wurde durch Vergleich zu beobachteten kumulierten Wasserhaushaltsgrößen (ETtat, Drainage und Änderung des Bodenwasserspeichers) validiert und zeigte insgesamt eine zufriedenstellende bis gute Übereinstimmung in Abhängigkeit vom Lysimeter auf. Für DZA als nicht-reaktiver PM-Stoff zeigen die Simulationsergebnisse gleichermaßen zu den Ergebnissen des Wassertransport eine gute Übereinstimmung der Simulation zur Beobachtung auf. Der Transport nicht reaktiver Stoffe wird im Wesentlichen durch die Wasserbewegung im Boden beeinflusst, und kann, sofern eine valide Simulation des Wassertransports vorliegt vorhergesagt werden. Für die Simulation des reaktiven PM-Stofftransports wurden die in den Batchversuchen ermittelten Reaktionsparameter für mikrobiellen Abbau und Sorption verwendet (vgl. Tabelle 50). Im Gegensatz zu DZA zeigt die Simulation reaktiverer PM-Stoffe wie DCF, CBZ oder SMX eine geringere Übereinstimmung zwischen Simulation und Beobachtung auf. Dabei werden die beobachteten Durchbrüche dieser Stoffe systematisch durch die Simulationen überschätzt, sodass ein schnellerer Anstieg der PM-Konzentration in den Simulationen im Vergleich zu den Beobachtungsdaten insbesondere im Oberboden vorliegt. Diesen systematischen Abweichungen liegen im Wesentlichen Unsicherheiten in der Parameterschätzung und der Übertragbarkeit dieser unter Laborbedingungen gewonnen Parameter auf die feld-nahen Bedingungen in den Lysimetern zugrunde. Für den nach Abbau 1. Ordnung parametrisierten mikrobiellen Abbau, welcher für den Verbleib einiger der PM-Stoffe maßgeblich ist, wurde eine vereinfachte Korrektur anhand der Bodentemperatur, -feuchtigkeit und -tiefe vorgenommen, welche gleichermaßen zu den Unsicherheiten beigetragen haben könnte. Außerdem konnte in den H1D Simulationen eine zeitlich dynamische Anpassung des mikrobiellen Abbaus an die Umweltfaktoren nicht berücksichtigt werden. All dies führt insbesondere für die reaktiven PM-Stoffe mit hohem Rückhalt im Oberboden zu systemisch überschätzten Simulationsergebnissen. Die Berücksichtigung der kinetischen Limitation der Sorption hat auf den Stofftransport auf der Feld-Skala der Lysimeter einen vernachlässigbar geringen Einfluss sodass ein einfaches Transportmodell mit instantaner und linearer Sorption zur Abbildung des Transportes auf der Feld-Skala ausreichend ist.

5.6 Erarbeitung eines einfachen Prognose-Tools zur Abschätzung der Grundwasserkontamination durch langfristige Bewässerung mit Klarlauf

Zur Abschätzung des Risikos einer Grundwasserkontamination durch organische Spurenstoffe bei langjähriger Bewässerung mit Klarlauf unter variablen Standortbedingungen stellen prozess-basierte numerische Simulationen eine gute Grundlage dar. Ziel der Simulations-Szenarien zum Wasser- und Stofftransport im Gesamtsystem Boden-Pflanze-Atmosphäre ist die Simulationsergebnisse als „Werkzeugkasten“ für ein einfaches Excel-Vorhersagetool zum Stoffeintrag ins Grundwasser zu nutzen. Das erarbeitete Excel-Tool soll Entscheidungsträgern helfen, unter welchen Bedingungen für unterschiedliche Stoffe eine Bewässerung mit kontaminiertem Wasser in

Frage kommt und ob entsprechend mit einer Grundwasserkontamination zu rechnen ist. Hierfür werden unter verschiedenen Randbedingungen wie Bodenarten, Klima, Bewässerungs-Modus, Aufnahme des Stoffs in die Pflanze und unter systematischer Variation der Sorptions- und Abbaueigenschaften der Wasser- und Stofftransport für 50 Jahre in einem 2 m Tiefen Bodenprofil simuliert. Als Zielgröße fungiert die prozentuale Auswaschung der mit dem Bewässerungswasser zugeführten Stoffe. Die Benutzer des Tools müssen dabei nicht über Expertenwissen verfügen, während das Werkzeug selbst komplexe Prozesse berücksichtigt, wie sie in prozessbasierten, deterministischen numerischen Modellen integriert sind.

5.6.1 Methodik

5.6.1.1 Durchführung der Simulationen

Zur Durchführung der Simulations-Szenarien wurde wieder das Software Packet H1D, Version 4.17.0140 (Šimůnek et al., 2013) verwendet welches auch für die Simulationen der Lysimeter-Zustände verwendet und dort näher erklärt wurde (vgl. Kapitel 5.5).

Insgesamt wurden für die Szenarien 6160 H1D Simulationen durchgeführt, welche unterschiedliche Randbedingungen und Reaktionseigenschaften (Abbau und Sorption) der Stoffe im Boden repräsentieren. Für alle Szenarien wurde ein 200 cm tiefes Bodenprofil simuliert, jeweils unterteilt in 4 Schichten (0 - 30, 30 - 60, 60 - 100 und 100 - 200 cm) mit freier Drainage als untere Randbedingung (d. h. grundwasserferne Bedingungen). Für die räumliche Diskretisierung des Profils wurden 301 Knoten verwendet, mit einem Abstand von 0,5 cm in der oberen Hälfte des Profils und 1 cm in der unteren Hälfte. Der Simulationszeitraum betrug 51 Jahre im fiktiven Zeitraum vom 01.01.2025 bis zum 31.12.2075 mit einer 1-jährigen „Brun-In“ Phase. Die „Brun-In“ Phase dient dabei der Einstellung plausibler Startbedingungen des Bodenwassergehalts vor Beginn des Stoffinputs. Die Sorption wurde mit einer linearen Sorptionsisotherme und ohne Berücksichtigung kinetischer Limitation simuliert. Der mikrobielle Abbau wurde in der gelösten Phase als Prozess erster Ordnung berücksichtigt.

Im folgenden Kapitel wird die Charakterisierung der Pflanzen in H1D genauer erläutert. Anschließend werden jeweils die standort-spezifischen Szenarien und systematisch Variation der Reaktionsparameter erklärt. Des Weiteren wird erklärt wie die Ergebnisse der Simulations-Szenarien genutzt werden um ein einfaches Vorhersage-Tool in Excel zu implementieren.

5.6.1.2 Simulation des landwirtschaftlichen Anbaus

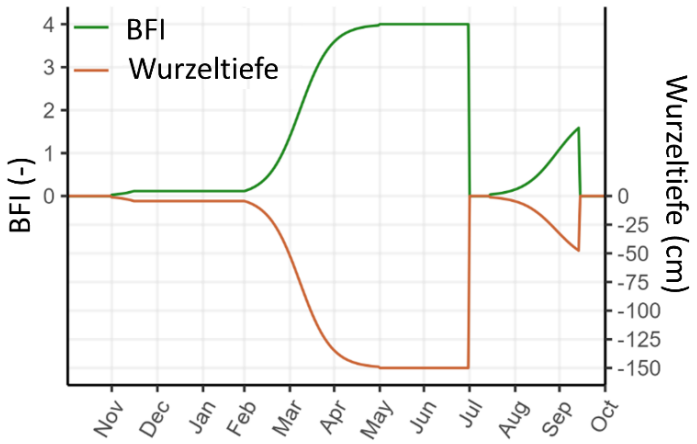
In allen Szenarien wurde eine jährliche Fruchtfolge von Winterweizen (*Triticum aestivum*) und Rainfarn-Phazelie (*Phacelia tanacetifolia*) als Zwischenfrucht parametrisiert um den landwirtschaftlichen Anbau zu simulieren und somit in den Szenarien einen möglichst realistischen Ackerstandort nachzuempfinden. Die Charakterisierung und Parametrisierung der Pflanzen wurde dabei in Anlehnung an Feifel et al. (2024) übernommen und genauere Details können in dieser Studie nachgelesen werden. Im Folgenden soll dennoch auf einige relevante Aspekte zur Charakterisierung der Pflanzen eingegangen werden.

Die Reaktion beider Kulturen auf Bodenwasserstress wurde durch das Feddes-Jarvis Model (Feddes et al., 1978; N. J. Jarvis, 1989) berücksichtigt. Feddes Parameter von Winterweizen wurden für beide Kulturen übernommen und sind Anhang von Feifel et al. (2024) zu finden. Der kritische Wasserstress Grenzwert bzw. Wurzelanpassungsfaktor ω_c (-) wurde auf 0,8 gesetzt (Cai et al., 2018) Die Interzeption durch die Blattoberflächen wurde ebenfalls in H1D berücksichtigt, wobei die in H1D hinterlegten Werte für typische Nutzpflanzen übernommen wurden.

Die Charakterisierung der Pflanzen wird als gekoppelte Entwicklung von Blattflächenindex (BFI) und Wurzeltiefe in H1D abgebildet, und wurde mit einer einfachen logistischen Funktion unter

Berücksichtigung einer Winterruhe modelliert (Abbildung 96). Der dort abgebildete einjährige Vegetationszyklus wird für jedes Simulationsjahr wiederholt. Einzelheiten sind in Feifel et al. (2024) zu finden.

Abbildung 96: Verlauf des Blattflächenindex (BFI) und der Wurzeltiefe in einem einjährigen Vegetationszyklus.



Quelle: eigene Darstellung, TUB.

Intern verwendet H1D die BFI-Zeitreihe, um die ET_{pot} in die potenzielle Transpiration (T_{pot}, die Wasseraufnahme durch die Wurzeln), und die potenzielle Verdunstung (E_{pot}) von der Bodenoberfläche unter Verwendung des Lambert-Beer'schen Gesetzes aufzuteilen.

Als atmosphärische Randbedingung benötigt H1D außerdem Zeitreihen des Zuflusses, in unserem Fall kombinierter Niederschlag und Bewässerung, und die ET_{pot}. Die Herkunft der Daten für Niederschlag und ET_{pot} sowie die Berechnungen für verschiedene Bewässerung-Szenarien werden in den Kapiteln 5.6.1.5 und 5.6.1.4 ausführlich erläutert.

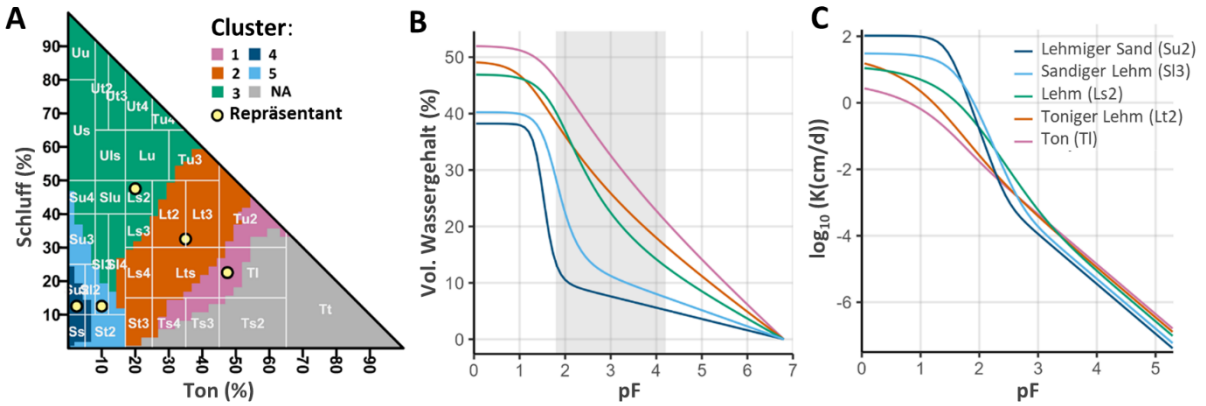
Die 6160 Simulationen decken eine Vielzahl verschiedener Standortbedingungen sowie Stoffreaktions-Szenarien ab. Für die diskreten Standortbedingungen wurden 5 Bodenarten, 2 Klimata, 2 Bewässerungs-Szenarien und 2 Varianten zur Aufnahme des Stoffs in die Pflanzen variiert, was 40 Standort-Variationen ergibt. Des Weiteren wurden als Stoffreaktions-Szenarien systematisch die Sorption und der Abbau der Stoffe variiert, was insgesamt 143 weitere Szenarien ergibt. In den folgenden Kapiteln werden die Szenarien im Detail erläutert.

5.6.1.3 Die hydraulischen Szenarien nach repräsentativen Boden-Texturklassen

Für das gesamte 200 cm Simulationsprofil wurde jeweils eine Bodenart anhand entsprechend repräsentativer hydraulischer Eigenschaften verwendet. Die Charakterisierung der hydraulischen Eigenschaften werden durch die Funktionen zur Wasserretention und der hydraulischen Leitfähigkeit abgebildet und durch das Peters-Durner-Iden Modell (PDI) parametrisiert (Peters et al., 2024). Das PDI-Modell berücksichtigt nicht nur das Wasser in den Kapillaren, sondern auch das Wasser in den Ecken der Poren und auf den Kornoberflächen, was es zu einem realistischen und robusten Modell für die hydraulischen Eigenschaften des Bodens auch unter sehr trockenen oder nassen Bedingungen macht. Als Szenarien wurden 5 repräsentative Bodenarten verwendet, welche sich maßgeblich hinsichtlich ihrer hydraulischen Eigenschaften unterscheiden (Abbildung 97). Die Klassifizierung in Bodenarten mit maßgeblich unterschiedlichen hydraulischen Eigenschaften wurde von Lange et al. (2023) durch das Verfahren des Zeitreihen-Clustering erarbeitet. Als Ergebnis dieser Methode wurde das Boden Texturdreieck in 5 Bereiche bzw. Klassen mit deutlich unterschiedlichen hydraulischen Eigenschaften neueingeteilt

(Abbildung 97A). Die entsprechenden Wasserretention- (Abbildung 97B) und hydraulischen Leitfähigkeitskurven (Abbildung 97C) entsprechen den Repräsentanten (Mittelpunkten) des jeweiligen Clusters, die in Abbildung 97A als gelbe Punkte dargestellt sind. Diese hydraulischen Funktionen der 5 Cluster wurden mit einer Pedotranfer-Funktion auf der Grundlage der Textur- und Lagerungsdichte-Daten von Hohenbrink et al. (2023) generiert. Es wird darauf hingewiesen, dass die gleiche Pedotranfer-Funktion auch von Feifel et al. (2024) verwendet wurde. Diese Einteilung der Bodenarten fungiert als ideale Grundlage zur Parametrisierung dieser Simulationsstudien da hierdurch Standorte mit möglichst unterschiedlichen Böden abgebildet werden können.

Abbildung 97: Texturdreieck mit neueingeteilten hydraulischen Clustern (A), Wasserretentions- (B) und Leitfähigkeitskurven (B) der Repräsentanten je Cluster.



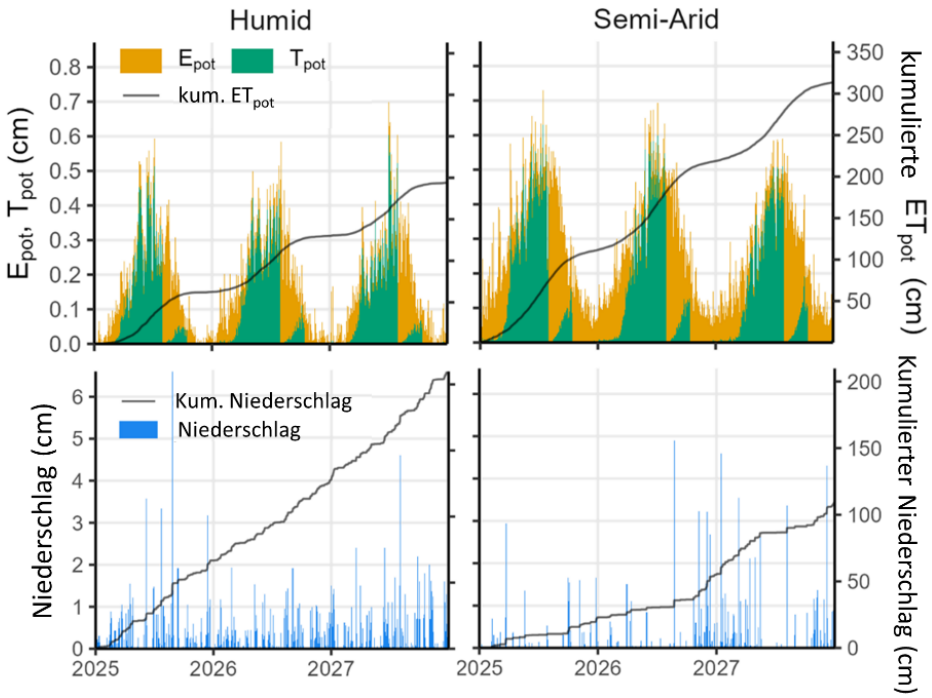
Deutsches Texturdreieck mit den entsprechenden Bodentexturklassen und hydrologischer Einteilung in 5 Cluster (A), modifiziert nach Lange et al. (2023), sowie Wasserretentionskurven (B) und hydraulische Leitfähigkeitskurven (C) der 5 Repräsentanten (Mittelpunkte) jedes Clusters (in A als gelbe Punkte markiert). Die Legende in C enthält eine eigene Bodenart Bezeichnung und das Deutsche Klassifikations-Kürzel in der Klammer welcher dem Repräsentanten entspricht. Der grau schattierte Bereich in B markiert den pflanzenverfügbaren Wassergehalt (zwischen pF 1,8 und 4,2). Die graue Fläche in A zeigt Bereiche an, für die keine Informationen verfügbar sind. Quelle: eigene Darstellung, TUB.

5.6.1.4 Atmosphärische Randbedingungen und Klima-Szenarien

Die atmosphärischen Daten als Tageswerte zum Niederschlag und ET_{pot} stammen aus den FOCUS Grundwasser-Szenarien (Travis, 2021). Die Daten für die Standorte Thiva (Griechenland) repräsentativ für semi-arides Klima, und Hamburg repräsentativ für humides Klima wurden als Variation der Klima-Szenarien übernommen und liegen in einer täglichen Auflösung vor. Die entsprechenden Jahresmittelwerte der Niederschläge liegen bei 79,5 ± 12,9 cm (Hamburg) und 48,5 ± 17,3 cm (Thiva), und die Jahresmittelwerte der ET_{pot} liegen bei 60,9 ± 4,9 cm (Hamburg) bzw. 119,4 ± 9,1 cm (Thiva).

Die täglichen und kumulativen Niederschlags- und ET_{pot} Zeitreihen der ersten 3 Simulationsjahre sind für beide Klimazonen beispielhaft in Abbildung 98 dargestellt. Insgesamt sind 66 Jahre in den FOCUS Grundwasser-Szenarien hinterlegt, wobei entsprechend die ersten 51 Jahre als Simulations-Input verwendet wurde. Entsprechend der jährlichen BFI-Entwicklung (vgl. Abbildung 96) wird die ET_{pot} auf der Grundlage des Lambert-Beer'schen Gesetzes in E_{pot} und T_{pot} aufgeteilt.

Abbildung 98: Tägliche (Balken) und kumulative (schwarze Linien) Werte für ET_{pot} und Niederschlag für die ersten drei Simulationsjahre für humides bzw. semi-arides Klima.



Tägliche ETpot Balken sind gestapelt, da sie Epot und Tpot-Werte unterteilt sind. Quelle: eigene Darstellung, TUB.

5.6.1.5 Beschreibung der Bewässerungs-Szenarien

Da die Simulations-Szenarien den Zweck verfolgen den Stofftransport und im speziellen die potenziellen Einträge ins Grundwasser im Kontext der Klarlauf Bewässerung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen vorherzusagen, kommt der Ausarbeitung von realistischen Bewässerungs-Szenarien ein besonderer Stellenwert zu. Wir definieren hierfür zwei Szenarien, (i) ein bedarfsorientiertes Bewässerungsszenario, das auf der derzeitigen landwirtschaftlichen Praxis hinsichtlich der Bewässerungsmengen und -intervalle basiert (Gu et al., 2020) und (ii) ein ganzjährige Bewässerungsszenario, das auf Grundlage des bedarfsorientierten Ansatzes abgeleitet wird. Im letzteren Szenario findet die Bewässerung das ganze Jahr über statt, da es die ganzjährige Klarlauf Erzeugung von Kläranlagen ohne Speicherkapazitäten berücksichtigt und eine künstliche Grundwasseranreicherung simuliert. Im Folgenden werden beide Bewässerungsszenarien im Detail erläutert.

In dem erarbeiteten heuristischen Ansatz hängt die Bewässerung für beide Szenarien vom Niederschlag, ET_{pot} und der Speicherkapazität W_{max} (cm) ab. Letztere hängt vom pflanzenverfügbaren Wassergehalt (*awc* [-]) und der Wurzeltiefe (z_r [cm]) ab. Abbildung 99 zeigt beispielhaft die wöchentlichen Bewässerungsmengen für das erste Simulationsjahr für das Lehm-Boden und semi-aride Klima Szenario ab. Für die bedarfsgerechte Bewässerung wird der Boden während der aktiven Wachstumsphase wöchentlich bis zum maximalen pflanzenverfügbaren Wassergehalt in der Wurzelzone bewässert, was W_{max} (cm) entspricht (blau gefärbter Bereich in Abbildung 99). In den letzten 4 Wochen vor der Ernte wurde die Bewässerung ausgesetzt, um die Reifung der Körner zu ermöglichen (orange gefärbter Bereich in Abbildung 99). W_{max} (cm) wird berechnet als:

$$W_{max} = z_r \cdot awc \quad (8)$$

wobei *awc* (-) der pflanzenverfügbare Wassergehalt ist, definiert als Wassergehalt zwischen Feldkapazität (pF 1,8) und Welkepunkt (pF 4,2) des Bodens (vgl. Abbildung 97B), und z_r (cm) die aktuelle Wurzeltiefe ist (vgl. Abbildung 96). Entsprechend der unterschiedlichen *awc*-Werten für die einzelnen Bodenarten (vgl. Abbildung 97B) unterscheiden sich auch die W_{max}-Werte (schwarze Linie, Abbildung 99) mit der Zeit. Bis z_r Anfang März 10 cm überschritten hat, wird W_{max} mit einem z_r von 10 cm berechnet, wobei angenommen wird, dass das Wasser in den oberen 10 cm immer der Evapotranspiration unterliegt.

Die Entwicklung der tatsächlich pflanzenverfügbaren Wassermenge in der Wurzelzone W_{tat} (cm) hängt wiederum von ET_{pot} (cm) und dem Niederschlag (cm) ab, wobei heuristisch angenommen wird, dass ET_{pot} der tatsächlichen Evapotranspiration (ET_{tat}) entspricht. Um einen plausiblen Anfangsfeuchtegehalt zu Beginn der Bewässerungsperiode zu berechnen, nehmen wir an, dass der Bodenwassergehalt am 1. Januar der Feldkapazität entspricht, sodass dann W_{tat} W_{max} entspricht. Anschließend wird der Tageswert von W_{tat} mit einem einfachen Eimermodell berechnet:

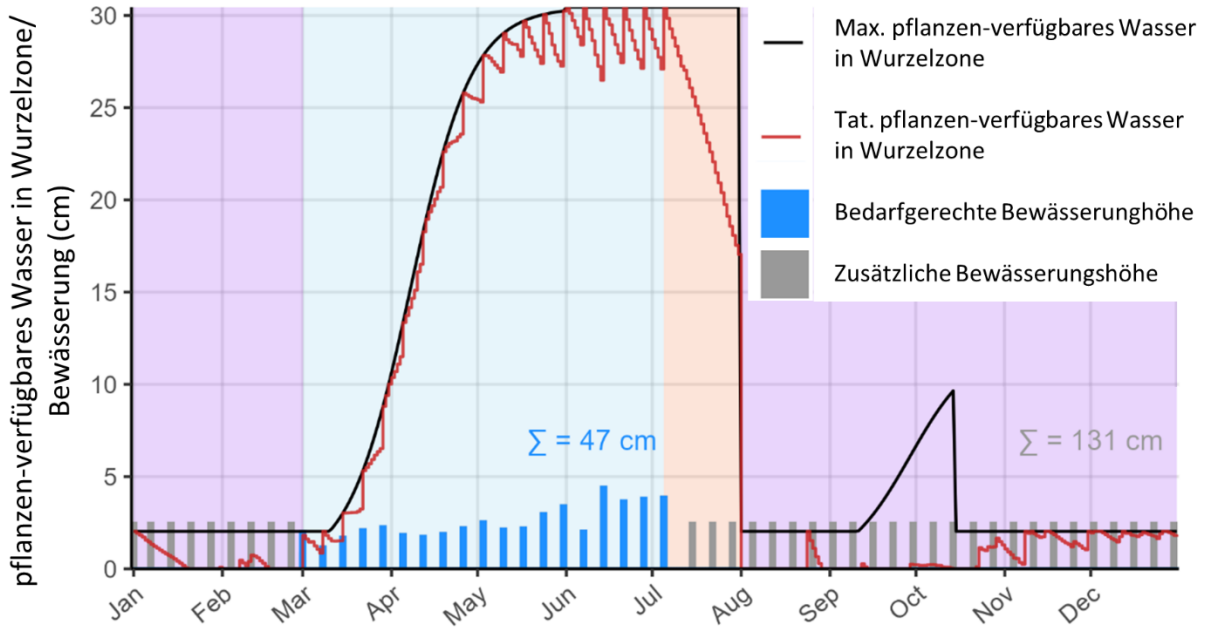
$$W_{tat,i} = \min \begin{cases} W_{tat,i-1}\, z_r^* + N + B_{bg,i} - ET_{pot,i} \\ W_{max,i} \end{cases} \quad (9)$$

wobei das Subskript i den i-ten Tag bezeichnet, B_{bg} (cm) die bedarfsgerechte Bewässerungsmenge ist und z_r^* [-] durch $z_{r,i}/z_{r,i-1}$ gegeben ist. Bei der Kappung auf $W_{max,i}$ wird davon ausgegangen, dass jeder Wasserüberschuss über die Feldkapazität hinaus sofort dräniert. Der Term z_r^* steht für die Zunahme der Wasserspeicherung infolge des Wurzelwachstums. Dabei wird davon ausgegangen, dass der Wassergehalt in dem kleinen zusätzlichen Bereich, der von den Wurzeln eingenommen wird, gleich dem Wassergehalt in der bereits bewurzelten Zone ist.

Schließlich wird am Ende jeder Woche die bedarfsgerechte Bewässerung (blaue Balken in Abbildung 99) wie folgt berechnet:

$$B_{bg,i} = \begin{cases} W_{max,i} - W_{tat,i}, W_{max,i} - W_{tat,i} > 0 \\ 0, W_{max,i} - W_{tat,i} \leq 0 \end{cases} \quad (10)$$

Abbildung 99: Der Ansatz für das Bewässerungsschema unter semi-aridem Klima für lehmigen Sand für das erste Simulationsjahr.



Im Ganzjahresbewässerungsszenario erfolgt die Bewässerung bedarfsorientiert (blaue Balken) und zusätzlich über das Jahr verteilt (graue Balken). Die ganzjährige Bewässerung schließt also die bedarfsabhängige Bewässerung ein. Die Entwicklung von Wtat (rote Linie) interagiert nur mit der bedarfsabhängigen Bewässerung (blaue Balken). Weitere Erklärungen im Text. Lila eingefärbter Bereich ist die Zeit der zusätzlichen (ganzjährige) Bewässerung, blaue eingefärbter Bereich die Wachstumsphase des bedarfsgerecht Bewässerten Winterweizen, und der orange gefärbte Bereich die Reife-Phase des Winterweizens in welchem keine bedarfsgerechte Bewässerung stattfindet. Quelle: eigene Darstellung, TUB.

Das ganzjährige Bewässerungsszenario übernimmt den bedarfsorientierten Ansatz, aber zusätzlich werden in der restlichen Zeit des Jahres jede Woche Bewässerungsereignisse geplant, was zu 34 zusätzlichen Bewässerungen pro Jahr führt (graue Balken in Abbildung 99). Die Bewässerungsmenge für jedes zusätzliche Ereignis B_{zu} (cm) wird durch Hochskalierung der gesamten bedarfsabhängigen Bewässerung berechnet:

$$B_{zu} = \frac{B_{bg,\emptyset}}{n_{bg}} \tag{11}$$

wobei $B_{bg,\emptyset}$ die jährliche Summe der bedarfsabhängigen Bewässerung (cm) ist, gemittelt über alle 50 Simulationsjahre, und n_{bg} die jährliche Anzahl der bedarfsabhängigen Bewässerungen ist. Die Bewässerungsmenge ist bei der ganzjährigen Bewässerung im Vergleich zur bedarfsabhängigen Bewässerung etwa 2,8-mal höher.

Da hohe Zuflussraten (Niederschlag und Bewässerung) über 2,5 cm pro Tag zu Problemen bei der numerischen Lösung in H1D führen können, wurden die täglichen Zuflussraten auf 2,5 cm begrenzt und der Überschuss auf die folgenden Tage verteilt, so dass die Gesamtmenge des zufließenden Wassers gleich bleibt.

5.6.1.6 Szenarien zur Stoffreaktion und der Aufnahme in Pflanzen

Der Transport und Verbleib von Schadstoffen in Böden ist vorwiegend von Sorption und mikrobiellen Abbau des Stoffs abhängig (Chen et al., 2013; Gworek et al., 2021; Sigmund et al., 2022). Wie stark ein Stoff im Boden dabei sorbiert und abgebaut wird ist von einer Vielzahl von Faktoren abhängig wozu neben den meteorologischen Bedingungen wie Temperatur vor allem die

Eigenschaften des Stoffs, der Bodenlösung und des Bodens selbst zählen (S. Wang & Wang, 2015; Y. Xu et al., 2021). Um der daraus resultierenden erheblichen Spannweite von Reaktionsmöglichkeiten von organischen Spurenstoffen im Boden gerecht zu werden, wurde die Sorptions- und Abbauparameter systematisch und über einen großen Bereich variiert. Entsprechend wurden lineare Verteilungskoeffizient K_d (L/kg) und die Abbauratenkonstante (Tag^{-1}) einer Reaktion 1. Ordnung äquidistant auf der log_{10} Skala in Drittel Schritten variiert. Für die Sorption wurden 13 K_d-Werte zwischen 0,1 und 1000 L/kg mit einem zusätzlichen Szenario ohne Sorption (K_d = 0 L/kg) verwendet. Zur besseren Vergleichbarkeit wurden die Abbauratenkonstante K (1/Tag) in Halbwertszeiten DT_{50} (Tag) umgerechnet:

$$DT_{50} = \frac{ln2}{K} \tag{12}$$

Die 11 verschiedenen DT_{50}-Werte lagen zwischen 1 Tag und 2154 Tagen und repräsentieren schnell abbaubare bis sehr persistente Stoffe. Als Kreuzkombination aller K_d- und DT_{50}-Werte werden 154 Reaktionskombinationen unterschieden.

In allen Szenarien wurde die Sorption nur in den ersten 30 cm Bodentiefe parametrisiert und unterhalb auf 0 gesetzt was einem „worst case"-Ansatz darstellt. Dies liegt der Annahme zugrunde, dass Sorption ausschließlich im organischeren Oberboden (Pflughorizont) stattfindet da entsprechend des K_{OC}-Ansatzes (Verteilungskoeffizient normiert auf den organischen Kohlenstoffgehalt des Bodens) angenommen, dass die Sorption von organischen Spurenstoffen überwiegend an die organischen Bodenbestandteile stattfindet. Eine tiefenabhängige Korrektur des Abbaus wurde in Anlehnung an die FOCUS Grundwasser Szenarien (Travis, 2021) übernommen analog zu den Simulationen der Lysimeter-Zustände (vgl. Kapitel 5.5.1.8). Die dort abgeleiteten Korrekturfaktoren je Bodentiefe sind 1; 0,5; 0.3 und 0 für 0 – 30, 30 – 60, 60 – 100 und < 100 cm. Da der mikrobielle Abbau von Spurenstoffen oft nur im Oberboden getestet werden ist es anhand dieses Ansatzes möglich den Abbau anhand eines Parameters für das gesamte Bodenprofil zu berücksichtigen.

Der Einfachheit halber wurde die Stoffkonzentration im Bewässerungswasser auf 1 µg/L festgelegt. Es ist zu beachten, dass die relative Verteilung des gelösten Stoffes zwischen Flüssig- und Festphase aufgrund der linearen Sorption konzentrationsunabhängig ist und diese Konzentration daher keinen Einfluss auf die relative Auswaschung des gelösten Stoffes (%) hat.

Wir haben zwei Szenarien der Aufnahme von gelösten Stoffen durch Pflanzen betrachtet, die die extremsten Fälle abdecken. Erstens, keine Aufnahme und zweitens die maximal mögliche Aufnahme, indem eine vollständige passive Aufnahme der Stoffe mit der Wurzelwasseraufnahme zugelassen wird.

5.6.1.7 Entwicklung eines einfachen Vorhersagetools zum Risiko einer Grundwasserkontamination auf Grundlage der Simulations-Szenarien

Als Zielwert wurde die simulierte prozentuale Auswaschung der Stoffe an der unteren Systemgrenze definiert, welche als Anteil des kumulierten Austrags (µg) zum kumulierten Eintrag (µg) zu verschiedenen Simulationszeiten (5, 10, 20, 30 und 50 Jahre) berechnet wird. Dementsprechend enthält jeder der 40 abgebildeten diskreten und standortspezifischen Bedingungen 154 Auswaschungs-Werte als Funktion systematisch veränderter Sorptions- und Abbauparameter (14 K_d- und 11 Halbwertszeiten (HWZ)) für 5 verschiedene Simulationszeiten.

Der Grundgedanke war, eine geeignete Funktion an diese Auswaschungs-Werte als Funktion von K_d und Halbwertszeit für jede Kombination der 40 Sets und Simulationszeiten anzupassen. Um ein benutzerfreundliches Prognosetool in MS Excel® zu entwickeln, musste die Anpassungsfunktion parametrisch sein, um den Export der angepassten Parameter zu ermöglichen. Wir

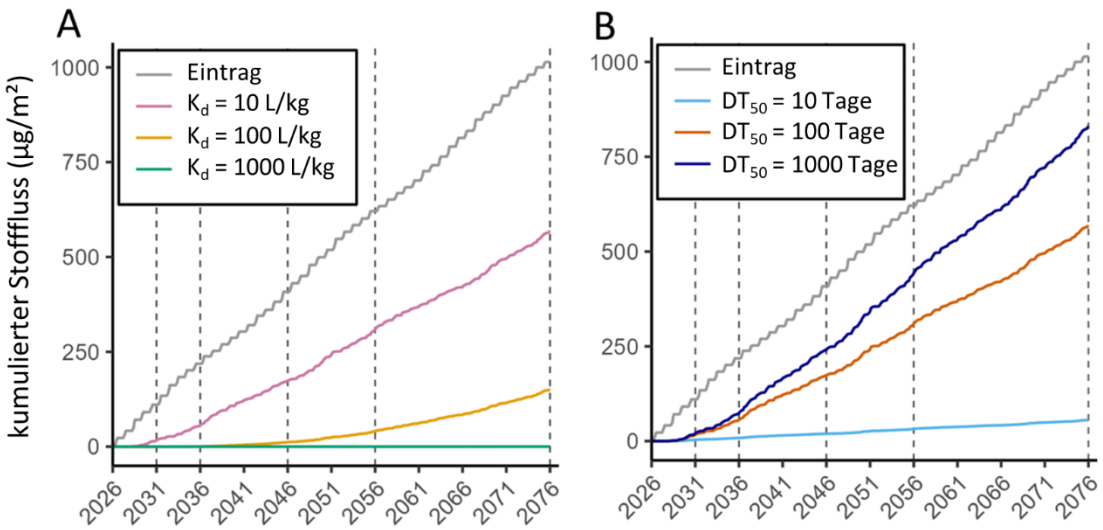
verwendeten die Software TableCurve 3D (Version 15, Systat Software GmbH) die die ideale Gleichung zur Beschreibung dreidimensionaler empirischer Daten findet. Als Ergebnis wurde eine bivariate Fourier-Kosinusreihe 7. Ordnung gefunden, die die Daten in allen diskreten Varianten angemessen beschreibt. Diese spezifische Funktion wurde ausgewählt, da sie die Daten recht gut beschreibt und gleichzeitig eine überschaubare Parameterzahl von 36 aufwies. Auf die Vollständige formulierte Gleichung wird aufgrund der Länge an dieser Stelle verzichtet.

5.6.2 Ergebnisse und Diskussion

5.6.2.1 Herleitung der Auswaschungs-Werte

Um visuell zu veranschaulichen, wie die Auswaschungs-Werte auf Grundlage der H1D-Simulationsszenarien in mehreren Zeitschritten berechnet werden, zeigt Abbildung 100 exemplarisch für ein einzelnen standortspezifischen Szenario den kumulativen Eintrag und drei kumulative Austräge, welche sich für drei unterschiedliche K_d-Werten bei einer bestimmten HWZ (Abbildung 100A), und umgekehrt für drei unterschiedliche HWZ mit gleichem K_d-Wert (Abbildung 100B) ergeben. Dementsprechend wird die Auswaschung der gelösten Stoffe (%) als Anteil des kumulativen Austrags an der mit dem Zufluss eingetragenen kumulativen Stoffmenge berechnet und stellt den Zielwert der Simulationen dar, der das Risiko einer Grundwasserkontamination repräsentiert. Wie in Abbildung 100: Herleitung der Auswaschungs-Werte. Abbildung 100A gut ersichtlich wird mit steigenden K_d-Werten über drei Größenordnungen von 10 bis 1000 L/kg (bei einer Halbwertszeit von 100 Tagen) nach 50 Jahren die Auswaschung als Folge eines Retardierungseffekts der gelösten Stoffe von 56,1 auf nahezu 0 % reduziert. Analog dazu zeigt Abbildung 100B deutlich die Auswirkung des Abbaus auf die Auswaschung bei einem relativ niedrigen K_d-Wert von 10 L/kg nach 50 Jahren, wobei sich die Auswaschung bei einer reduzierten Halbwertszeit von 1000 auf 10 Tage von 81,9 auf 5,5 % verringert.

Abbildung 100: Herleitung der Auswaschungs-Werte.



Kumulierter Eintrag gegenüber dem Austrag für sandigen Lehm, humides Klima, bedarfsgerechte Bewässerung und keine Stoffaufnahme in die Pflanzen für eine Halbwertszeit von 100 Tagen bei drei verschiedenen K_d-Werten (A) und für einen K_d-Wert von 10 L/kg bei drei verschiedenen HWZ (B). Gestrichelte vertikale Linien markieren Simulationszeitschritte von 5, 10, 20, 30 und 50 Jahren Klarlauf-Bewässerung, für die jeweils der relative Anteil der ausgewaschenen Stoffmenge (%) berechnet wird. Quelle: eigene Darstellung, TUB.

5.6.2.2 Auswaschung aller H1D Simulations-Szenarien

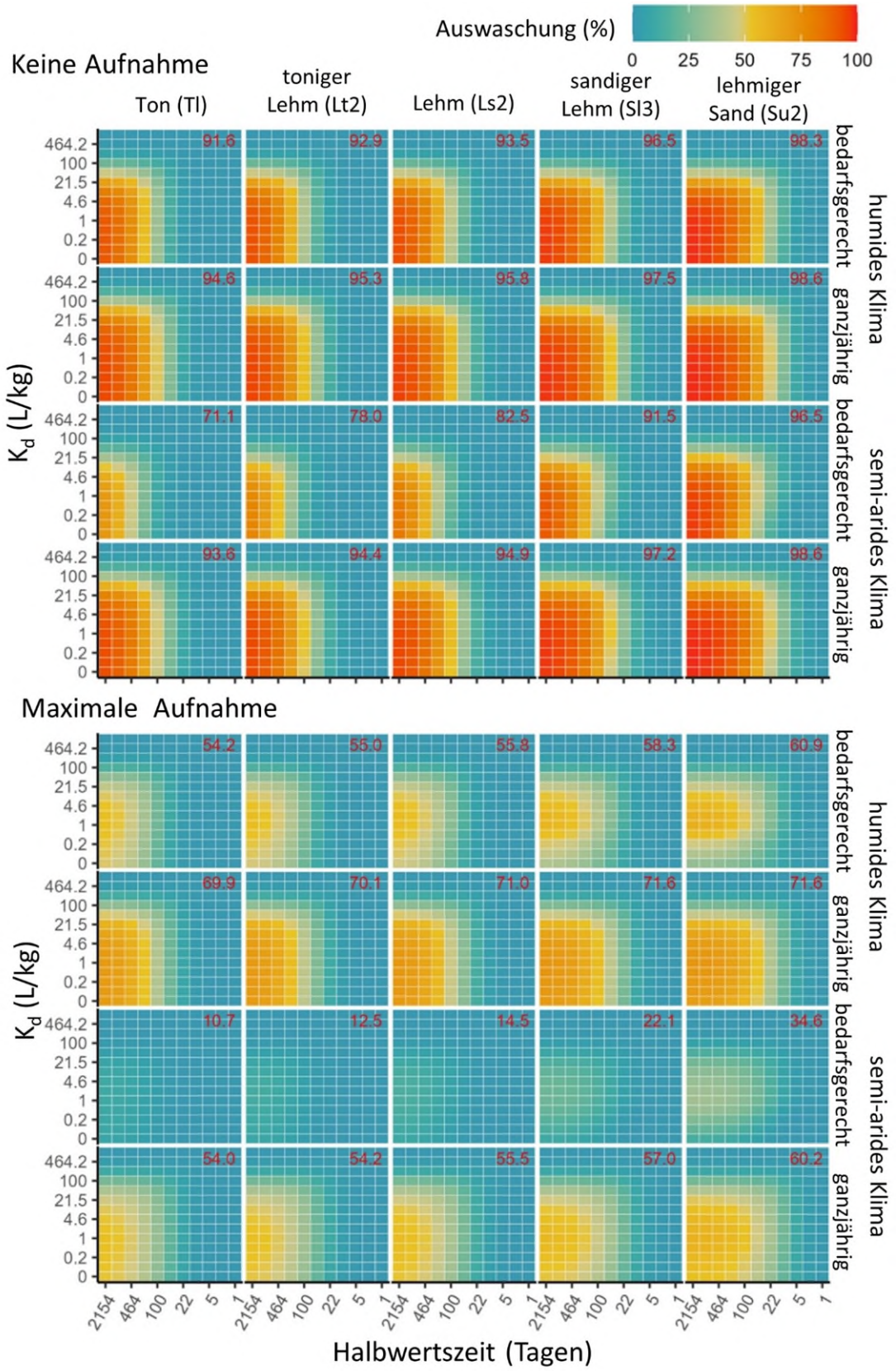
Abbildung 101 zeigt den relative Auswaschung nach 50 Jahren simulierter Klarlauf-Bewässerung für alle diskreten standortspezifischen Szenarien. Der relative Fehler (%) in Bezug auf die Massenbilanz des Wasser- und Stofftransport für den gesamten Simulationszeitraums blieb bei allen Simulationen (n = 6160) < 1 %, was auf insgesamt stabile numerische Simulationsbedingungen hinweist.

Im Allgemeinen ist die Auswaschung das Ergebnis standortspezifischer Randbedingungen und der Reaktivität (Sorption und Abbau) der gelösten Stoffe. Im Folgenden werden die Auswirkungen der verschiedenen diskreten standortspezifischen Variationen (Pflanzenaufnahme des gelösten Stoffes, Bodentyp, Klima und Bewässerungsmodus) auf die Auslaugungsverteilung des gelösten Stoffes entlang verschiedener K_d- und HWZ diskutiert.

Wird keine pflanzliche Aufnahme des gelösten Stoffes berücksichtigt (Abbildung 101; „Keine Aufnahme“), beträgt die maximale Auswaschung 98,6 %, während bei maximaler passiver Aufnahme des gelösten Stoffes durch Pflanzen (Abbildung 101; „Maximale Aufnahme“) die maximale Auswaschung nur 71,6 % beträgt. Darüber hinaus ist die Spanne der K_d und HWZ mit hohem Auswaschungspotenzial > 50 % in allen Varianten mit pflanzlicher Aufnahme wesentlich geringer, was verdeutlicht, dass die pflanzliche Aufnahme von gelösten Stoffen ein entscheidender Faktor für den Verbleib von Stoffen im Boden-Pflanze-System ist. Bei maximaler passiver Stoffaufnahme wird insbesondere unter trockenen Bedingungen (semi-ariden Klima und bedarfsgerechte Bewässerung) ein hoher Anteil des gesamten Stoffeintrags von den Pflanzen aufgenommen. Daher ist das Risiko einer Grundwasserkontamination unter diesen Bedingungen selbst für nicht-reaktive Stoffe (keine Sorption, kein biologischer Abbau) relativ gering. Bei einer hohen Aufnahme von gelösten Stoffen können landwirtschaftliche Erzeugnisse jedoch kontaminiert werden (abhängig von der Verteilung und Umwandlung der Stoffe in den Pflanzen), was ein Gesundheitsrisiko für die Verbraucher darstellt (Fu et al., 2019; Gworek et al., 2021). Wenn gelöste Stoffe jedoch nicht von den Pflanzen aufgenommen werden, kann sich der Großteil der gelösten Stoffe im Sommer, wenn die täglichen ET_{pot}-Werte und somit Transpirationraten der Pflanzen hoch sind, in der Bodenlösung der Wurzelzone anreichern und dann mit der steigenden Grundwasserneubildungsrate im Winter in ausgewaschen werden, wie z.B. für DZA und TFMSA in den Lysimeterversuchen beobachtet wurde (vgl. 5.4.2.2).

Von fein bis grob strukturierten Böden nahm die Auswaschung im Allgemeinen hinsichtlich der Maxima und des Verteilung des Auswaschungspotenzials entlang der Reaktionsparameter (steigende HWZ, sinkende K_d-Werte) zu, wobei die Stärke je nach Klima, Bewässerung und Aufnahme des gelösten Stoffes durch Pflanzen unterschiedlich war (Abbildung 101). Dies ist zum einen das Ergebnis einer höheren Grundwasserneubildung in grobkörnigen Böden aufgrund einer höheren hydraulischen Leitfähigkeit und einer geringeren Wasserspeicherkapazität im Vergleich zu feinkörnigen Böden. Dieser Effekt ist jedoch im Allgemeinen geringfügig und unter trockeneren Bedingungen (bedarfsgerechte Bewässerung und semi-arides Klima) ausgeprägter, wenn die Speicherkapazität des Bodens nur selten erreicht wird. Andererseits hat die Verweildauer des Wassers und der mitgeführten Stoffe, welche von den hydraulischen Eigenschaften der Böden abhängt, vermutlich eine starke Auswirkung auf die Auswaschung, da sie sich insbesondere auf die Abbauraten auswirkt. Diesbezüglich nahm die Auswaschung von feinen zu groben Böden für alle standortspezifischen Randbedingungen (Bewässerungs- und Klimaszenarien) mit abnehmenden HWZ deutlich, und weniger mit steigenden K_d-Werten zu. Der mikrobielle Abbau hängt deutlich von der Verweilzeit in der flüssigen Phase ab da es sich um einen kinetischen Prozess handelt, und ist entsprechend in grob strukturierten Böden aufgrund kurzer Verweilzeit relativ gering.

Abbildung 101: „Heatmap“ zur Auswaschung aller H1D Simulations-Szenarien.



Auswaschung (%) an der unteren Systemgrenze (2 m) für alle 6160 Simulationen. Jeder Sub-Plot stellt eine diskrete standortspezifische Bedingung als Kombination aus Bodenart, Bewässerungsszenario und Klima sowie der Aufnahme der Stoffe in Pflanzen dar. Der Wert in der oberen rechten Ecke jedes Sub-Plots ist das Maximum der Auswaschung. Die Werte der X- und Y-Achse sind auf der $\log_{10}$-Skala äquidistant. Quelle: eigene Darstellung, TUB.

Die Beobachtung, dass die Auswaschung bei verschiedenen Bodenarten weniger stark von der Sorption beeinflusst wird hängt mit dem simplen Gleichgewichts-Sorptionsmodell zusammen, welches entsprechend keine kinetisch limitierte Sorption berücksichtigt und somit unabhängig von der Sickergeschwindigkeit, bzw. Verweilzeit ist. Die Feststellung, dass die Auswaschung mit in grobkörnigen Böden zunimmt, stimmt mit den Ergebnissen experimenteller Studien überein. Pan & Chu (2017) untersuchten beispielsweise die Auswaschung von 5 Veterinärantibiotika in Bodensäulen mit drei verschiedenen Texturen (Ton, Lehm und Sand) und stellten in grob strukturierten Böden höhere Auswaschung fest. Huang & Hartemink (2020) fassten zusammen, dass Stoffe in sandigen Böden ein hohes Potenzial zur Auswaschung ins Grundwasser haben, da sie eine geringe spezifische Oberfläche und eine hohe Durchlässigkeit aufweisen und Chemikalien daher eine geringere Sorptionsaffinität zu sandigen Böden haben.

Der Einfluss des Klimas auf das Auswaschungspotenzial ist stark mit den Bewässerungs-Szenarien verwoben, da die Bewässerungsmengen auf der Grundlage der Klimabedingungen berechnet werden (vgl. Kapitel 5.6.1.4). Die Auswaschung als Funktion der K_d- und HWZ als Kombination von Bewässerungs- und Klimaszenarien (Abbildung 101) spiegeln sich vor allem in den Unterschieden in den Wasserbilanzen wider und hängen insbesondere mit dem Drainageaufkommen zusammen. Entsprechend hängt die stoffliche Auswaschung unmittelbar mit dem Drainageaufkommen zusammen und nimmt in der kombinierten Betrachtung von Klima und Bewässerung von humid/ganzjährige ≈ semi-arid/ganzjährig > humid/bedarfsgerecht > semi-arid/bedarfsgerecht ab. Was die Auswirkungen der ausgearbeiteten Bewässerungsszenarien betrifft, so ist die Bewässerungsmenge und analog dazu der absolute Stoffeintrag beim ganzjährigen Ansatz etwa 2,8-mal höher als beim bedarfsorientierten Ansatz, sodass die ganzjährige Bewässerung grundsätzlich ein größeres Risiko für die Grundwasserkontamination darstellt. Allerdings soll dieses Bewässerungsszenario auch eine künstliche Grundwasseranreicherung abbilden, auch für den Fall, dass keine Speicherkapazität für den kontinuierlich anfallenden Klarlauf vorhanden ist.

5.6.2.3 Anpassung einer parametrischen Funktion zur Nutzung für die Auswaschungs-Vorhersage

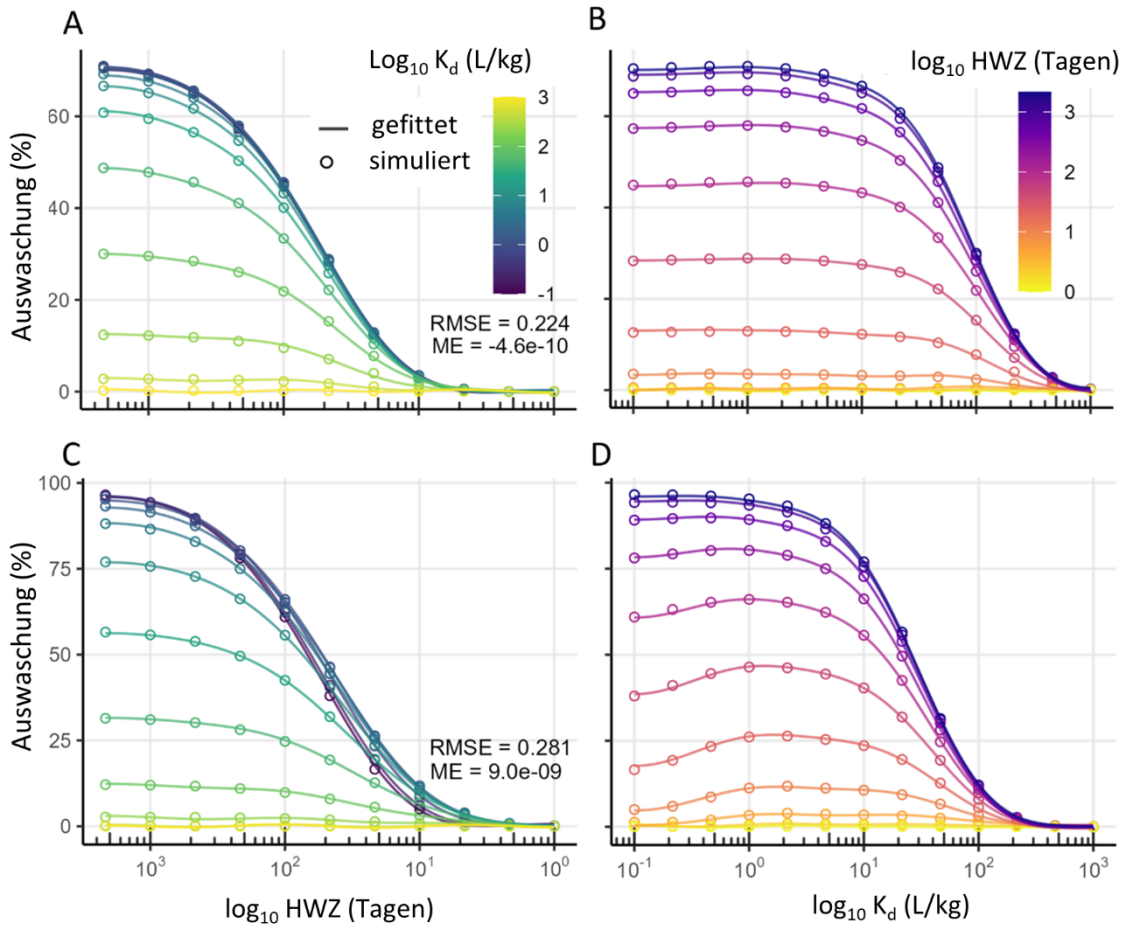
Die Anpassung einer bivariaten Fourier-Kosinusreihe 7. Ordnung an die simulierten Auswaschung, die auf der Grundlage der H1D-Ergebnisse als Funktion der K_d- und Halbwertszeitwerte berechnet wurden, führte zu einer guten Vorhersage für alle diskreten standortspezifischen Varianten (n = 40) nach 50 Jahren Simulation mit RMSE-Werten < 0,333 %. Außerdem lag der mittlere Fehler für alle diskreten standortspezifischen Varianten zwischen -1,2E10-8 und 2,0E10-8 %, was auf eine nahezu normale Verteilung der Residuen hindeutet. Mit dem Excel-Vorhersagetool wurde die Auslaugung für Zwischenzeiträume von 5, 10, 20 und 30 Jahren berechnet und analog angepasst (RMSE < 0,356 %). Das in Excel® implementierte Tool wurde in einem online Repositorium veröffentlicht (Thalmann & Peters, 2025).

Die Auswaschung als Funktion der der $\log_{10}$ transformierten HWZ folgt generell einem monotonen sigmoidalen Verlauf mit abnehmender Auswaschung bei zunehmendem Abbau (Abbildung 102A, C). Mit zunehmenden K_d-Werten nimmt der Einfluss des Abbaus auf die Auswaschung ab, da die Sorption den Verbleib zu dominieren beginnt. Bei einem maximalen K_d-Wert von 1000 L/kg beispielsweise liegt die Auslaugung unabhängig von der HWZ durchweg bei 0 %. Alles in allem scheinen diese Ergebnisse plausibel zu sein und entsprechen unseren Erwartungen.

Die Auswaschung als Funktion der $\log_{10}$ transformierten K_d-Werte folgt sowohl einem monotonen (Abbildung 102B) als auch einem nicht-monotonen (Abbildung 102D) Verlauf in Abhängigkeit von den standortspezifischen Bedingungen und der HWZ. Auch hier entspricht ein monoton abnehmender Verlauf der Auslaugung bei steigenden K_d-Werten (Abbildung 102B) unseren Erwartungen. Unter bestimmten standortspezifischen Bedingungen (z. B. grob strukturierte Böden und trockenen Bedingungen) und bei langsamem Abbau gibt es jedoch auch nicht-monotone

Verläufe. Bei anfänglich steigenden K_d-Werten (< 3 L/kg) nimmt die Bioverfügbarkeit eines bestimmten gelösten Stoffes ab, welcher in Lösung dem Abbau unterliegt oder von Pflanzen absorbiert wird, da beide Prozesse in der flüssigen Phase ablaufen und die Auswaschbarkeit somit zunehmen kann. Dies wird durch die Ergebnisse anderer Studien gestützt, in denen berichtet wurde, dass die Sorption die Bioverfügbarkeit der gelösten Stoffe verringert und dadurch den mikrobiellen Abbau und die Aufnahme durch Pflanzen reduziert (Ghafoor et al., 2011; Ren et al., 2018).

Abbildung 102: Die simulierte Auswaschung als Funktion von Halbwertszeit und K_d.



Vergleich zwischen simulierter (H1D-Ergebnisse) und vorhergesagter (angepasst durch eine Fourier-Kosinusreihe 7. Ordnung) Auswaschung für die standortspezifische Variationen Lehm, humides Klima, ganzjährige Bewässerung und maximale Pflanzenaufnahme (A, B) und Sand, semi-arides Klima, bedarfsgerechte Bewässerung, keine Aufnahme in Pflanzen (C, D) als Funktion von Halbwertszeit (A, C) und K_d (B, D) in $\log_{10}$ transformierter Darstellung (X-Achse). Der RMSE und der mittlere Fehler (ME) jeweils in % werden in den Sub-Plots A und C als Qualitätskriterien für das Modell dargestellt. Die Halbwertszeit ist in umgekehrter Reihenfolge von hohen zu niedrigen Werten angezeigt (zunehmender Abbau).
Quelle: eigene Darstellung, TUB.

5.6.2.4 Fehlerbetrachtung und Limitationen

Das Vorhersage-Tool basiert auf den Ergebnissen der in H1D ausgearbeiteten Simulationsszenarien, und wie bei jeder anderen Simulationsstudie wurden erhebliche Vereinfachungen der komplexen Realität und verallgemeinernde Annahmen getroffen, die die Gültigkeit des Tools einschränken können. In diesem Abschnitt werden daher einige Schlüsselaspekte hinsichtlich der wichtigsten Vereinfachungen und Annahmen der H1D-Simulationsszenarien diskutiert, um auf

einige der wichtigsten Einschränkungen der Simulationen und des abgeleiteten Vorhersage-Tools hinzuweisen.

Das simulierte Anbausystem, das in H1D durch Zeitreihen des Pflanzenwachstums (LAI) und der Wurzelverteilung berücksichtigt wurde, war nicht mit den Umweltbedingungen verknüpft, was möglicherweise zu einer unrealistischen Pflanzenentwicklung und in der Folge zu einer fehlerhaften Schätzung der Wasser- und Stoffaufnahme durch die Wurzeln führt. Dementsprechend könnte dies durch die Kopplung von H1D mit einem dynamischen Pflanzenwachstumsmodell verbessert werden (Shelia et al., 2018), was wahrscheinlich die Simulationsschätzungen hinsichtlich der tatsächlichen Transpiration und damit der Aufnahme gelöster Stoffe durch die Pflanzen verbessern würde. Außerdem wurde das landwirtschaftliche Anbausystem selbst als einmalige, sich wiederholende Fruchtfolge dargestellt (Feifel et al., 2024), was eine starke Vereinfachung realer landwirtschaftlicher Praxis darstellt.

Bei den H1D-Simulationen wurde die Sorption ausschließlich in den oberen 30 cm des Bodenprofils erlaubt, was eine starke Vereinfachung darstellt. Dieser Ansatz stellt ein „worst case"-Ansatz dar, das auf der Annahme beruht, dass die Sorption ausschließlich im Oberboden (Pflughorizont) eines landwirtschaftlichen Bodens stattfindet, der in der Regel den größten Teil der organischen Substanz enthält. In diesem Zusammenhang wird häufig angenommen, dass die Sorption insbesondere von organischen Stoffen überwiegend an der organischen Bodensubstanz stattfindet (z.B. B. Pan et al., 2009; Paz et al., 2016; Ukalska-Jaruga et al., 2023). Allerdings kann die Sorption vieler Stoffe in tieferen Bodenschichten stattfinden, entweder wenn dort organische Substanz vorhanden ist, oder wenn die Sorption neben organischer Substanz auch an anderen Bodenbestandteilen stattfindet (z. B. an Tonmineralen, Sesquioxiden etc.).

In den H1D-Simulationen wurde der Sorptionsprozess als sofortige lineare Gleichgewichtseinstellung zwischen flüssiger und fester Phase betrachtet, was eine Vereinfachung realer Sorptions-Desorptionsprozesse in Böden darstellt. Einerseits kann die Sorption kinetisch limitiert (Chorover & Brusseau, 2008), und andererseits konzentrationsabhängig sein, was zu einer nicht-linearen Sorption führt (Alhalabi et al., 2024). Durch Verwendung eines linearen K_d-Werts wurden erstens die Eingabeparameter des Vorhersagetools so einfach wie möglich, und zweitens das Ergebnis des Tools unabhängig von der Konzentration im Bewässerungswasser gehalten. Die Sorptionskinetik von Stoffen in Böden hängt von vielen Faktoren ab, z. B. von den physikochemischen Eigenschaften des gelösten Stoffes, des Bodens und der Bodenlösung (Alhalabi et al., 2024). Abhängig von der Zugänglichkeit der Sorptionsstelle und dem Reaktionsmechanismus kann es mehrere Tage dauern, bis ein Gleichgewicht zwischen der flüssigen und der festen Phase erreicht wird (Tran et al., 2017). Delle Site (2001) beschreibt jedoch, dass der Großteil der organischen Schadstoffe in Böden eine schnelle anfängliche Adsorption, gefolgt von einer langsameren Annäherung ans Sorptions-Gleichgewicht unterliegen. Daher kann die kinetisch begrenzte Sorption für den Transport im Feldmaßstab vernachlässigbar sein und wurde bei den durchgeführten H1D-Simulationen nicht berücksichtigt. Dies wurde gleichermaßen durch die H1D Simulationen der Lysimeter-Zustände gezeigt (vgl. Kapitel 5.5.2.3), in welchen der komplexere Modellansatz mit Berücksichtigung kinetisch limitierter Sorption die Ergebnisse des Stofftransports kaum beeinflussen. In einer Studie von Imig et al. (2023), die den Verbleib von Herbiziden in bepflanzten Lysimetern unter Verwendung von H1D simulierten, zeigten die Autoren, dass komplexere Modellansätze für die Sorption (nichtlineare und kinetisch limitierte Sorption) die Modellleistung im Vergleich zu einem einfachen Ansatz (lineare sofortige Sorption) nicht verbesserten, was die Gültigkeit unserer H1D-Simulationsergebnisse unterstützt.

Die Auswaschung von Stoffen kann durch präferentielle Strömung entlang von Makroporen stark beeinflusst werden (N. J. Jarvis, 2020), was bei den durchgeführten H1D-Simulationen nicht berücksichtigt wurde. Präferentielles Fließen ist ein weit verbreitetes Phänomen, das in

den meisten Böden, insbesondere in der vadosen Zone, auftritt (N. Jarvis et al., 2016), da es stark von strukturbildenden Prozessen beeinflusst wird (z. B. Befeuchtungs- und Trocknungs-Zyklen, Bewurzelung von Pflanzen). Daher schränkt die präferentielle Strömung die Anwendbarkeit von Standardmodellen für Strömung und Transport stark ein, wie z. B. die auf der Richards- und der Konvektions-Dispersions-Gleichung (Gerke, 2006) basierenden Modelle. Brown et al. (2000) untersuchten die Auswaschbarkeit von Pestiziden in ungestörten Lysimetern mit 5 verschiedenen Bodentypen, und entgegen den Erwartungen der Autoren wurde die höchste Auswaschung in stark strukturierten, feintexturierten Böden gefunden, da diese stärker durch präferentielles Fließen dominiert wurde.

Der mikrobielle Abbau ist von besonderer Bedeutung für den Verbleib von organischen Schadstoffen in Böden (Fu et al., 2019; Mamy et al., 2015; Ren et al., 2018). Der mikrobielle Abbau in Böden kann stark von Umweltfaktoren wie Bodentemperatur und Feuchtigkeit abhängen (Campan et al., 2022; Travis, 2021). In der durchgeführten Simulation wurde eine interne Korrektur der Auswirkungen von Bodenfeuchte und Temperatur auf den mikrobiellen Abbau nicht berücksichtigt. Eine grobe externe Korrektur durch den Benutzer des Tools vor der Eingabe eines Abbauparameters kann jedoch vorgenommen werden und würde zu einer realistischeren Auslaugungsprognose für den betreffenden Stoff führen.

Trotz dieser wesentlichen Vereinfachungen und Einschränkungen in den H1D-Simulationen und des daraus abgeleiteten Vorhersage-Tools sind wir der Meinung, dass dieses Werkzeug näherungsweise zur Bewertung des Risikos einer Grundwasserkontamination für diverse landwirtschaftliche Standorte mit langfristiger Klarlauf-Bewässerung, geeignet.

5.6.3 Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Die langfristige Bewässerung von Anbauflächen mit Klarlauf birgt das Risiko einer Grundwasserkontamination, das Entscheidungsträger weltweit bewerten müssen. Mit dem vorgeschlagenen Vorhersage-Tool stellen wir ein prozessbasiertes und einfach bedienbares in Excel implementiertes Werkzeug bereit, um das Risiko einer langfristigen Grundwasserkontamination durch Bewässerung mit kontaminiertem Wasser unter einer Vielzahl von standortspezifischen Bedingungen abzuschätzen. Die unterschiedenen standortspezifischen Bedingungen (n = 40) umfassen 5 Bodenarten, 2 Klimazonen (humid, semi-arid), 2 Bewässerungsarten (bedarfsgerecht und ganzjährig) und 2 Arten der Aufnahme gelöster Stoffe durch Pflanzen (keine und maximale). Die Auswaschung von gelösten Stoffen (%) wurde anhand der H1D-Simulationsergebnisse geschätzt und anschließend als Funktion der $\log_{10}$-transformierten K_d-Werte und HWZ für jede diskrete Bedingung modelliert, indem eine Fourier-Kosinusreihe 7. Ordnung an den dreidimensionalen Datenraum je diskreter standortspezifischer Variation angepasst wurde. Dabei waren diese Anpassungen im Allgemeinen gut, wie RMSE-Werte < 0,356 % zeigen. Die Auswaschung der H1D-Simulationen wurden mit Erkenntnissen aus der Literatur verglichen, um die prognostische Gültigkeit zu prüfen, und erscheinen plausibel. Um die Einfachheit des Tools zu erhalten, müssen die zugrundeliegenden H1D-Simulationen so einfach wie möglich sein während gleichzeitig die wichtigsten Prozesse (Sorption, mikrobieller Abbau und Aufnahme durch Pflanzen) für den Verbleib und Transport von Stoffen durch die vadose Zone berücksichtigt werden. Wir erheben nicht den Anspruch, die gesamte Komplexität des Boden-Pflanze-Atmosphären Systems zu erfassen, aber wir denken, dass wir die wichtigsten Prozesse abgedeckt haben, und trotz der unverzichtbaren Vereinfachungen und Annahmen die Vorhersagekraft des Tools dennoch gegeben ist.

6 Potenzialanalyse

6.1 Geografische Identifikation von Hotspots

6.1.1 Vorgehensweise

Die Ermittlung der geographischen Hotspots erfolgte über den Bewässerungsbedarf, der sich über die landwirtschaftlichen Flächen und die Trockenheit (klimatische Wasserbilanz) ergibt, sowie über das Vorkommen von abflusslosen Sammelgruben und die Menge und Verteilung der kommunalen Kläranlagen.

Zunächst wurden die Orte ermittelt, an denen vermehrt landwirtschaftliche Nutzung stattfindet. Diese Orte würden aufgrund des erhöhten Bewässerungsbedarfs potenziell von einer dezentralen Wasseraufbereitung für den landwirtschaftlichen Gebrauch profitieren, weil es hier einen erhöhten Bedarf für das aufbereitete Wasser gibt. Dafür wurden die Daten des digitalen Landbedeckungsmodells für Deutschland „LBM-DE2018“ genutzt. Das Modell beinhaltet sowohl Daten für die Landbedeckung als auch für die Landnutzung. In der vorliegenden Arbeit wurden die Landnutzungsdaten verwendet. Die im Datensatz verwendetet Nomenklatur von CORINE Land Cover (CLC) wurde von CLC-Codes in CLC-Klassennamen übersetzt und mit den entsprechenden Farben in einer Karte dargestellt. Alle irrelevanten Klassen wurden in grau eingefärbt, während Felder, die für die Bewässerung in Frage komme, farbig dargestellt wurden. Dann wurden die Orte markiert, an denen besonders viel landwirtschaftliche Nutzung stattfindet.

Um die Regionen zu bestimmen, in denen in Brandenburg eine besondere Trockenheit vorherrscht wurden die Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) zur klimatischen Wasserbilanz genutzt. Die betrachtete Zeitspanne geht von 1991 bis 2020 und umfasst die gesamten Jahre. Besonders trockene Gebiete würden von einer dezentralen Wasseraufbereitung profitieren, weil es hier potenziell einen erhöhten Bedarf an Bewässerungswasser gibt.

Um zu ermitteln, wo die meisten abflusslosen Sammelgruben sind, wurden die Daten aus dem Lagebericht 2021 zur kommunalen Abwasserbeseitigung genutzt, welcher Daten für das Jahr 2019 bereitstellt. Es wurden die Einwohnerzahlen mit Sammelgruben für die Gemeinden absolut und relativ dargestellt, ebenso für die Einwohnerzahlen, die Ihr Abwasser mittels Kleinkläranlage entsorgen.

Die vorhandenen kommunalen Kläranlagen im Raum Brandenburg wurden durch shp-Dateien aus der Dokumentation „Kommunale Kläranlagen und Einleitstellen im Land Brandenburg“ dargestellt. Die Daten stammen vom Landesamt für Umwelt Brandenburg und wurden 2019 erhoben. Der Datensatz beinhaltet die kommunalen Kläranlagen und deren Einleitstellen. Um die Kläranlagen wurde ein Pufferradius von 8 km gelegt, um die Abdeckung Brandenburgs und die Kläranlagendicht optisch einschätzen zu können.

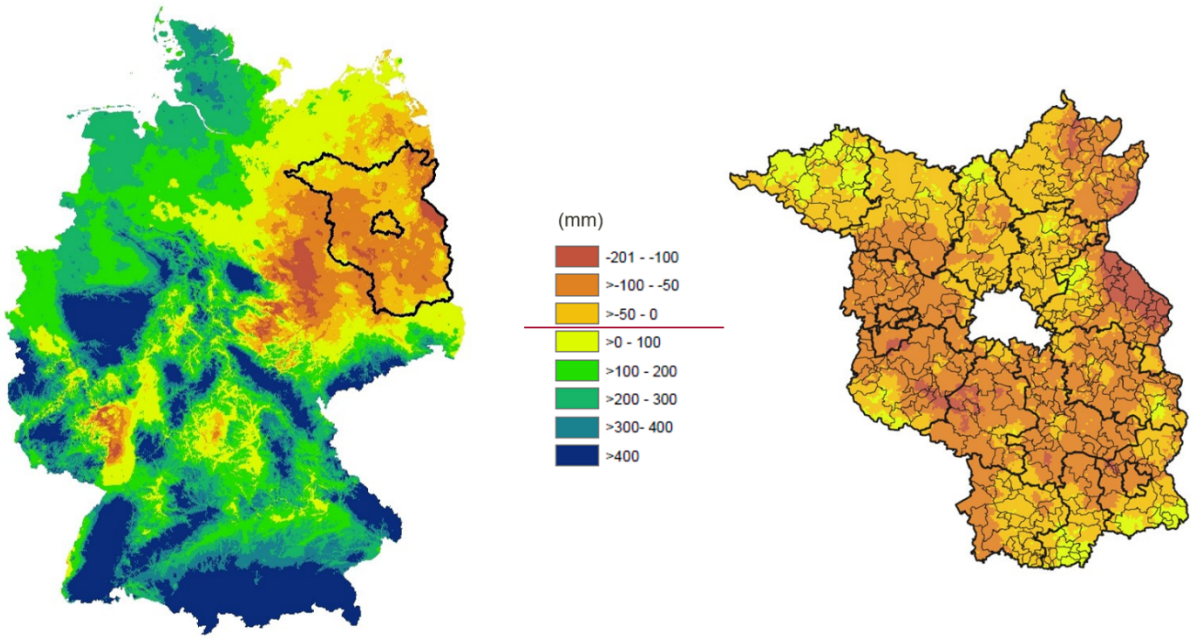
6.1.2 Auswertung von Hotspots

Die geographischen Hotspots definieren sich über die Trockenheit des Standorts, die Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung in dem Gebiet und die Anzahl der nicht an die Kanalisation angeschlossenen Einwohner. Diese Standorte haben einen erhöhten Bedarf für landwirtschaftliche Bewässerung und es gibt dort abflusslose Sammelgruben, aus denen potenziell Wasser zur Verfügung gestellt werden kann.

Als Maß für das verfügbare Wasserdargebot und damit auch für die vorherrschende Trockenheit wurde die klimatische Wasserbilanz gewählt. Deutschland ist zwar insgesamt ein wasserreiches Land. Doch für die klimatische Wasserbilanz zeigt sich, dass diese im Nordosten Deutschlands

deutlich geringer als im restlichen Bundesgebiet (Abbildung 103, links). Im langjährigen Mittel über die Jahre 1991 bis 2020 ist sie in großen Teilen Brandenburgs negativ. Insbesondere der Osten von Märkisch-Oderland ist mit einer klimatischen Wasserbilanz von bis zu -201 mm auffällig (Abbildung 103, rechts).

Abbildung 103: Mittlere klimatische Wasserbilanz für Deutschland (links) und Brandenburg (rechts) in der Periode von 1991 bis 2020.



Quelle: Dittmann et al. (2024).

Insgesamt sind die negativen klimatischen Wasserbilanzen für gesamt Brandenburg im Vergleich zum Rest vom Deutschland entscheidend und prädestinieren Brandenburg für das PU_2R-Projekt. Tabelle 51 zeigt die klimatische Wasserbilanz für das Frühjahr (in der die meiste Grundwasserneubildung stattfinden sollte) in den vorangegangenen 30-Jahres-Perioden sowie für das „Dürrejahr“ 2018 und das Jahr 2022. Bei der zeitlichen Entwicklung der klimatischen Wasserbilanz über die Jahre fällt auf, dass die Werte deutlich geringer geworden sind und anzunehmen ist, dass der Bedarf an Bewässerungswasser in Brandenburg zunimmt.

Tabelle 51: Klimatische Wasserbilanz des Frühjahrs für Brandenburg in mm.

Frühjahr der Jahre/des Jahrs	Klimatische Wasserbilanz in mm
1961 - 1990	-48
1971 - 2000	-54
1991 - 2020	-83
2018	-153
2022	-182

Der zweite Aspekt, der die geographischen Hotspots beeinflusst, ist die landwirtschaftliche Nutzung. In Brandenburg nimmt die Landwirtschaft eine relativ große Fläche ein. Die

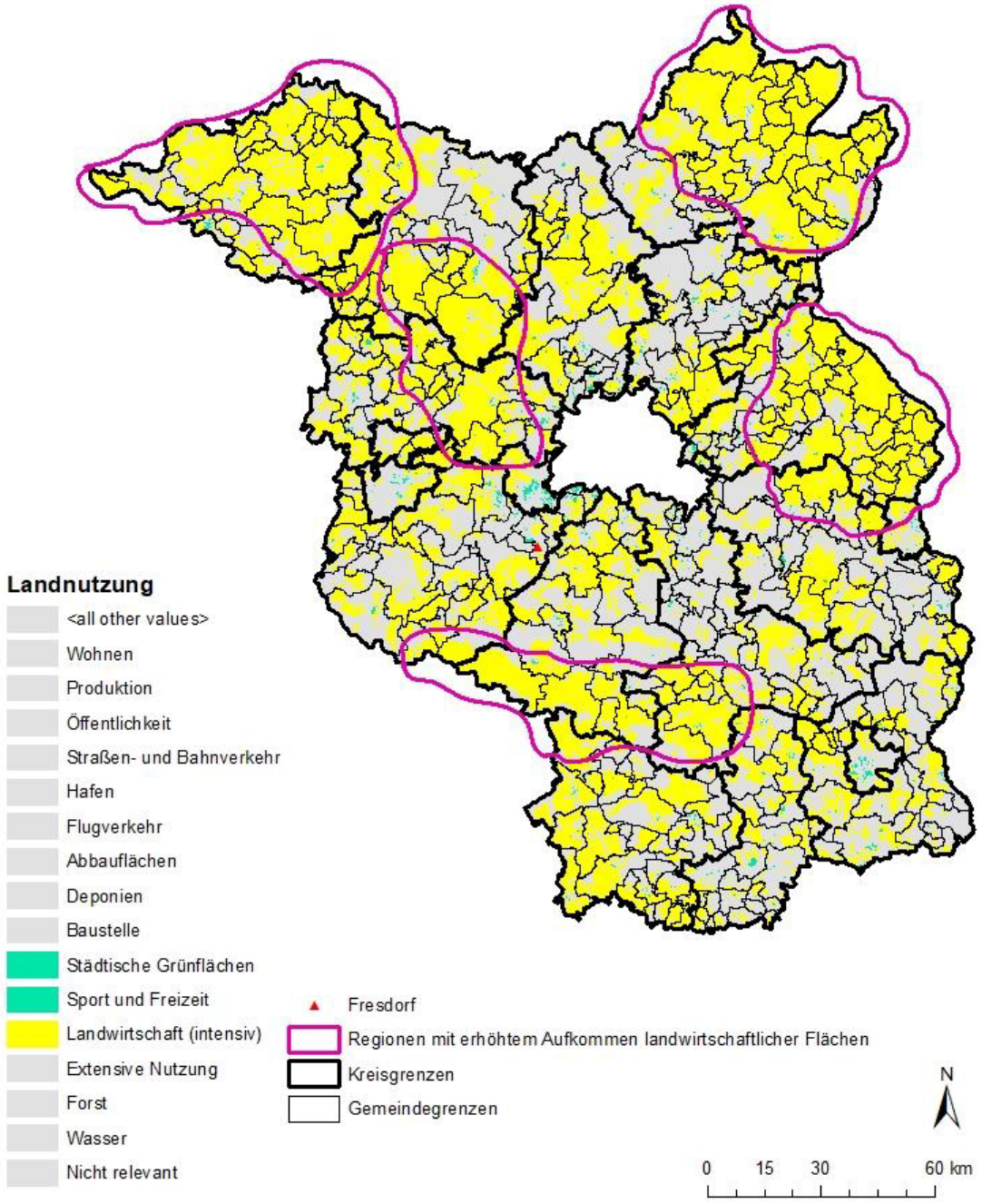
landwirtschaftlich genutzten Flächen machen einen Anteil von etwa 46 % aus (Abbildung 104). Somit ist auch der Anteil der Flächen, die potenzielle einen großen Bewässerungsbedarf haben, hoch. Auch wenn nicht alle landwirtschaftlichen Flächen bewässert werden, ist die Fläche mit landwirtschaftlicher Nutzung dennoch ein Indiz für Regionen, in denen potenziell viel Wasser benötigt wird. Dies gilt insbesondere auch mit Blick auf die Zukunft und auf einen veränderten Bewässerungsbedarf. Gebiete, in denen es ein besonders hohes Aufkommen an landwirtschaftlichen Flächen gibt, sind zum Beispiel die Uckermark, Prignitz, Märkisch-Oderland, Teltow-Fläming und Teile von Ostprignitz-Ruppin und dem Havelland. Diese und weitere Flächen sind besonders interessant für dieses Projekt, da dort viele potenzielle Abnehmer für das aufbereitete Wasser sind. Weitere Interessenten an dem aufbereiteten Wasser könnten auch aus dem Sektor „Sport und Freizeit“ kommen. Ein Beispiel für potenzielle Abnehmer aus diesem Sektor sind Golfplätze. In dem vorliegenden Bericht liegt der Fokus jedoch nicht auf diesem Sektor, da diese Flächen im Vergleich zu der Landwirtschaft einen geringen Anteil ausmachen.

Die Regionen, in denen besonders viele Einwohner ihr Abwasser in abflusslosen Sammelgruben zwischenspeichern, sind gleichzeitig auch die Regionen, in denen viel Abwasser für die Wasserwiederverwendung im Sinne von PU_2R zur Verfügung stünde. In Brandenburg gibt es mit insgesamt über 190.000 Einwohner sehr viele, die ihr Wasser mittels abflusslosen Sammelgruben entsorgen. In der Uckermark haben 20,9 % der Einwohner eine abflusslose Sammelgrube. Damit machen sie 12 % der Sammelgruben in Brandenburg aus. Aber auch in Märkisch Oderland, Ost-Prignitz-Ruppin und dem Havelland liegt der Anteil der Einwohner mit Sammelgruben > 10 % und Märkisch-Oderland und Potsdam-Mittelmark stellen jeweils ≥ 10 % der Einwohner mit Sammelgruben in ganz Brandenburg (MLUK, 2021)(Abbildung 105).

Bei der Betrachtung der absoluten Zahlen in den einzelnen Gemeinden stellt sich ein heterogeneres Bild dar. Es gibt zwar auch in der Uckermark viele Gemeinden mit einer hohen Anzahl an Einwohnern mit Sammelgrube, aber es gibt auch einige solcher Gemeinden in anderen Landkreisen wie beispielsweise Teltow-Fläming (Abbildung 106). Dies verdeutlicht, dass die Werte für die einzelnen Kreise zwar einen guten Überblick geben, aber auch, dass die Situation in den einzelnen Gemeinden individuell bewertet werden muss. Gleichzeitig bieten die absoluten Zahlen allein ebenfalls keine zuverlässige Aussage. Beispielsweise sind die absoluten Zahlen in den kreisfreien Städten wie Potsdam oder Frankfurt (Oder) ebenfalls hoch (Abbildung 106). Im Vergleich zu den Kreisen ist deren Anteil an allen Bewohnern Brandenburgs mit abflusslosen Sammelgruben jedoch gering, das Gleiche gilt für den Anteil der Einwohner mit Sammelgruben gemessen an den Einwohnern der kreisfreien Städte (Abbildung 105, Abbildung 106). Bei der Etablierung von Wasserwiederverwendungsprojekten, bei denen Wasser aus Sammelgruben verwendet werden soll, sollten neben der absoluten Anzahl der Sammelgruben auch der relative Anteil an allen Sammelgruben berücksichtigt werden.

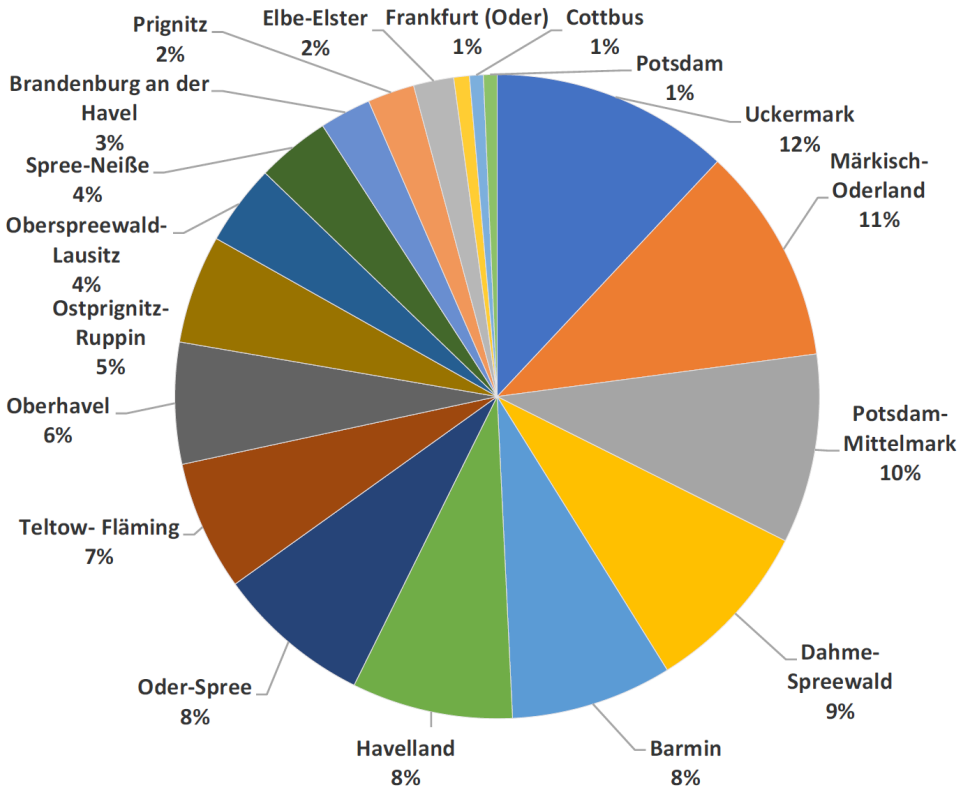
Zudem ist die Anzahl der Sammelgruben nicht allein ausschlaggebend für die Bestimmung der Hotspots. Besonders interessant sind jene Flächen, die eine hohes Aufkommen an landwirtschaftlichen Flächen und eine große Anzahl abflussloser Sammelgruben vereinen. In Brandenburg ist dies für die in Tabelle 52 aufgelisteten Gemeinden der Fall (Abbildung 106). Diese Gemeinden sind grundsätzlich mit dem höchsten Potenzial in Brandenburg einzuschätzen, da sie einen hohen Bedarf und ein hohes Angebot vereinen. Da der Ort, an dem das Abwasser anfällt, und die landwirtschaftlichen Flächen, die das Wasser benötigen, hier nah beieinander liegen, sind diese Gebiete im Sinne des PU_2R-Projekts besonders geeignet.

Abbildung 104: Landnutzung für Brandenburg (2018).



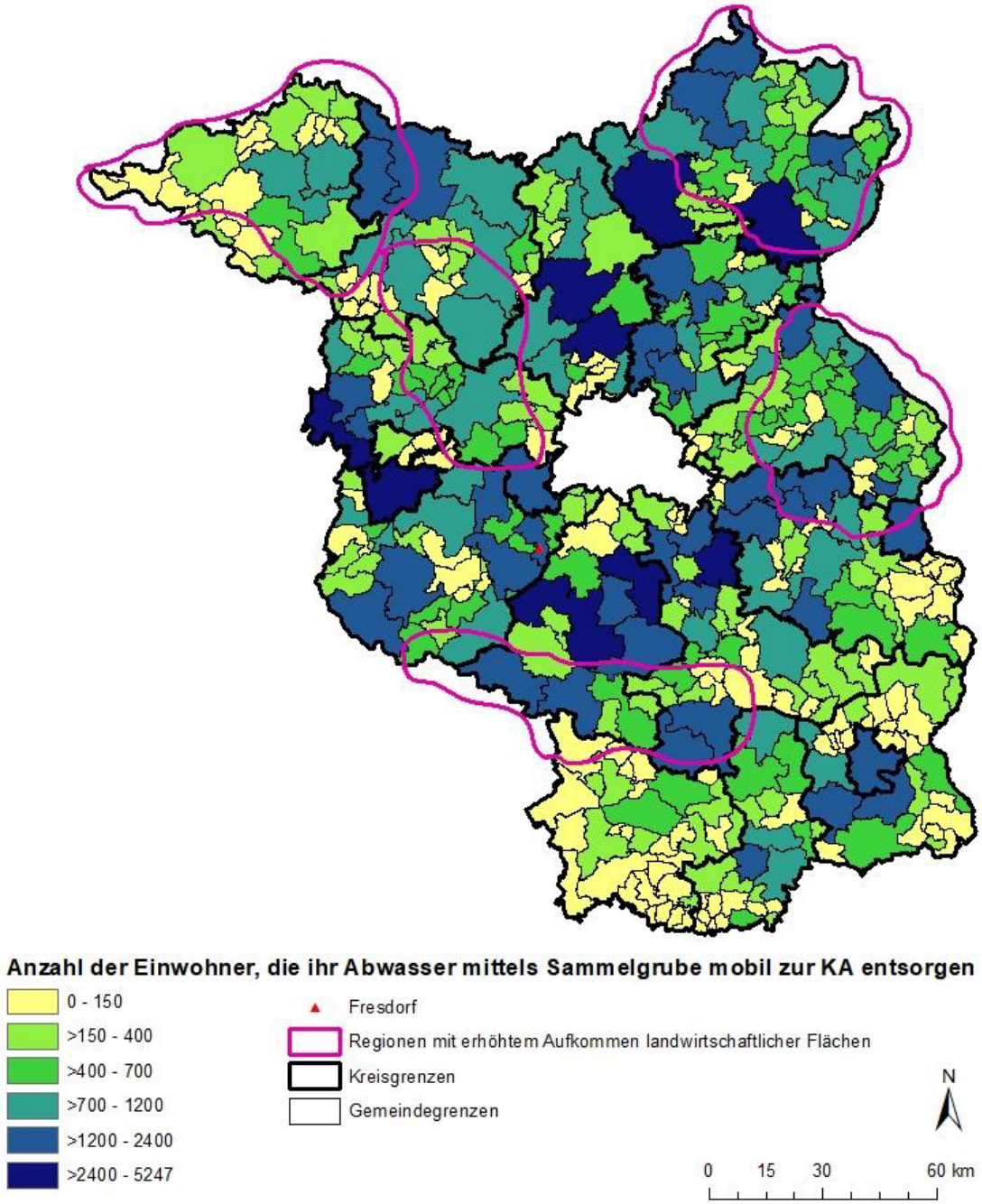
Quelle: eigene Darstellung, FHM.

Abbildung 105: Verteilung der Einwohner mit abflusslosen Sammelgruben in Brandenburg nach Landkreisen.



Quelle: eigene Darstellung, FHM.

Abbildung 106: Anzahl der Einwohner mit abflusslosen Sammelgruben (2019) und Regionen viel landwirtschaftlich genutzter Fläche (2018).



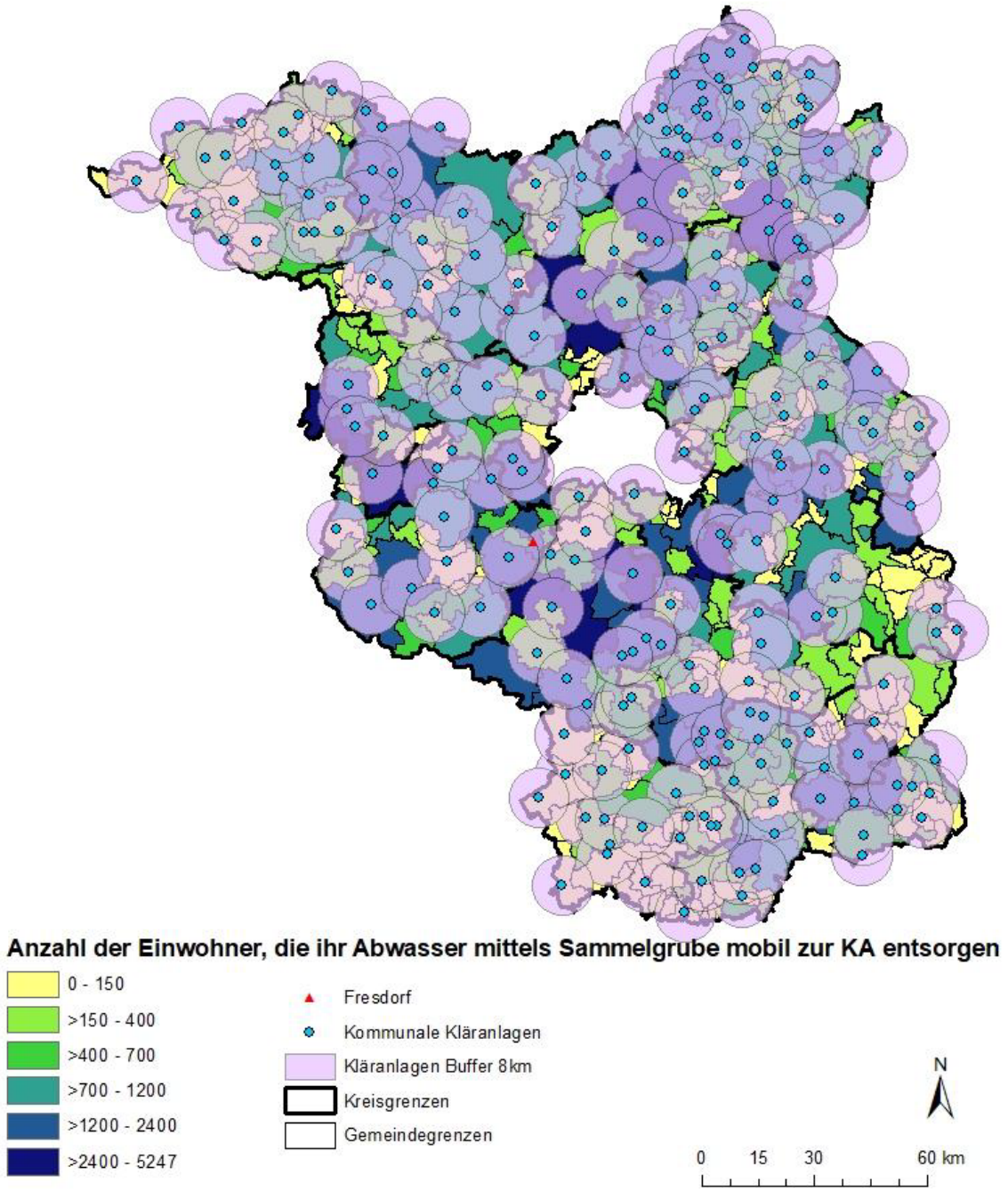
Quelle: eigene Darstellung, FHM.

Tabelle 52: Liste der Gemeinden, die in Gebieten mit hohem Aufkommen landwirtschaftlicher Flächen liegen und >1200 Einwohner*innen mit abflusslosen Sammelgruben haben.

Landkreis	Gemeinde / Stadt	Einschränkung
Ostprignitz- Ruppin	Wittstock/Dosse	
	Heiligengraden	
Uckermark	Uckerland	
	Nordwestuckermark	
	Casekow	
	Angemünde	
	Templin	nur der Nord-Osten
Märkisch- Oderland	Bad-Freienwalde (Oder)	
	Letschin	
	Zeschdorf	
	Frankfurt Oder	nur der Norden
Oder-Spree	Steinhöfel	
	Fürstenwalde-Spree	
Teltow-Fläming	Niedergörsdorf	
	Niederfläming	
Dahme-Spreewald	Heideblick	
	Luckam	

Besonders viel Fahrtweg, bei der Entleerung der abflusslosen Sammelgruben, kann dort gespart werden, wo die Dichte der kommunalen Kläranlagen besonders gering ist. Bei einem Radius von 8 km um jede Kläranlage ergibt sich insgesamt eine relativ dichte Abdeckung von Brandenburg (Abbildung 107). Die einzigen Gemeinden, die bei einem solchen Radius nicht abgedeckt sind und gleichzeitig >1200 Einwohner mit Sammelgruben haben und in einer Region mit erhöhtem landwirtschaftlichem Aufkommen liegen, sind Niedergörsdorf und Urstromtal in Teltow-Fläming. Diese Gemeinden haben zum einen das höchste Potenzial in Bezug auf Bedarf und Angebot von Abwasser und gleichzeitig ist hier der Effekt von eingesparter Strecke vermutlich am größten. Dies schmälert jedoch nicht das Potenzial von anderen Flächen in Bezug auf das verfügbare und benötigte Wasser. Außerdem ist es möglich, dass das Abwasser aus den Sammelgruben nicht zwingend zur nächstgelegenen Kläranlage gebracht wird, zum Beispiel wenn dies durch die Kapazität der Kläranlage nicht möglich ist. Dementsprechend kann auch bei anderen Gemeinden der Effekt von geringeren Fahrtstrecken hoch sein.

Abbildung 107: Einwohnerzahl mit abflusslosen Sammelgruben (2019) und kommunale Kläranlagen mit einem Puffer-Radius von 8 km (2019).



Quelle: eigene Darstellung, FHM.

Insgesamt ist Brandenburg aufgrund einer relativen Trockenheit, hohem landwirtschaftlichem Aufkommen und vielen Einwohnern, die ihr Wasser über abflusslose Sammelgruben entsorgen, eine geeignete Region für eine dezentrale Wasserwiederverwendung für die landwirtschaftliche Bewässerung. Insbesondere die Uckermark ist hierbei hervorzuheben, aber gerade mit Hinblick auf die Verteilung von Kläranalgen sind auch die Gemeinden Niedergörsdorf und Urstromtal in Teltow-Fläming potenziell gut geeignete Standorte.

6.2 Bilanzierung des Substitutionspotenzials

6.2.1 Substitution des Bewässerungswassers

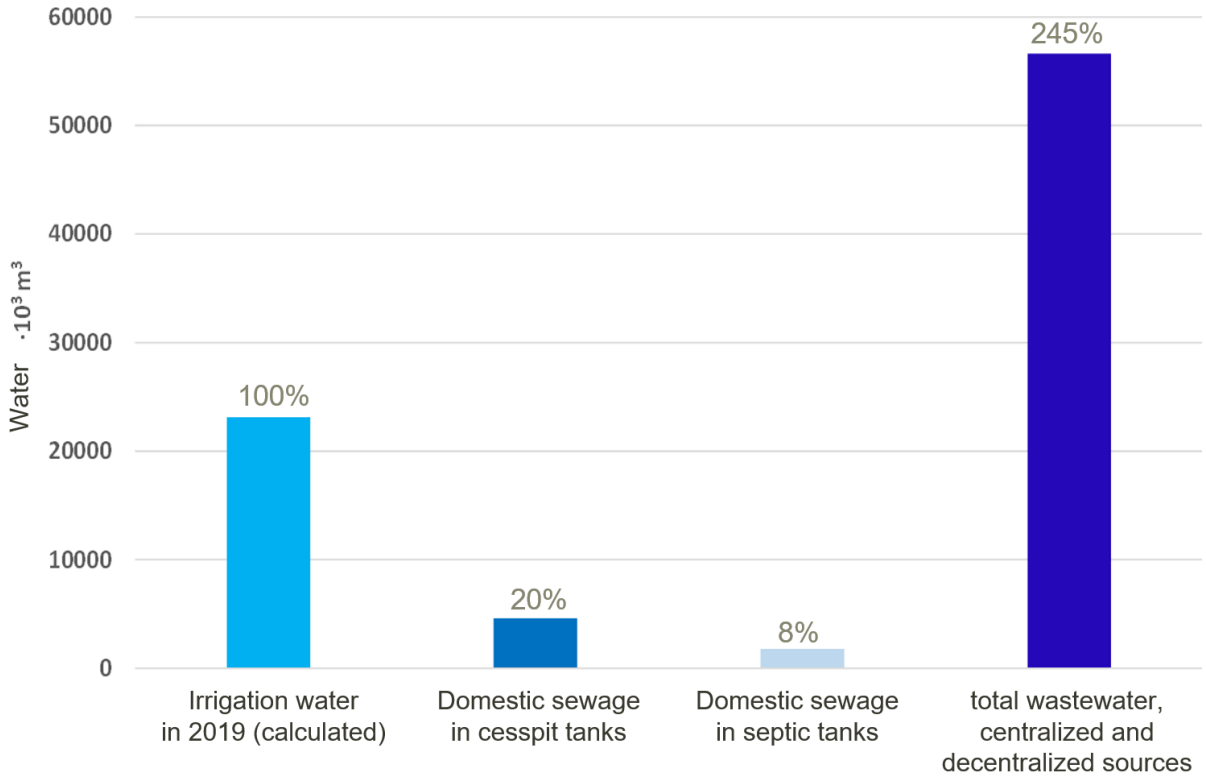
Für die Menge des Bewässerungswassers, welches potenziell durch Wasserwiederverwendung ausgeglichen werden kann, wurde die Einwohneranzahl, die ihr Abwasser mittels Sammelgrube mobil zur Kläranlage entsorgen, mit der pro Person durchschnittlich angenommene Menge an produziertem Schmutzwasser je Tag von 0,106 m^3 multipliziert (Destatis, 2018). Das Gleiche wurde auch für die Einwohneranzahl, die ihr Abwasser über Kleinkläranlagen entsorgen berechnet. Die Wassermengen wurden für die einzelnen Gemeinden berechnet und für die Landkreise beziehungsweise gesamt Brandenburg aufsummiert.

Die Daten für die Abschätzung des Bewässerungsbedarfs in Brandenburg erfolgte mit Daten aus dem Statistischen Bericht zur Bewässerung in landwirtschaftlichen Betrieben im Land Brandenburg 2012, in dem Daten von 2009 veröffentlicht sind (Amt für Statistik Berlin-Brandenburg, 2012). Des Weiteren wurde der Bericht zur Bewässerung in landwirtschaftlichen Betrieben, in dem Daten von 2019 veröffentlicht sind, genutzt. Die Daten von 2009 beinhalten, im Gegensatz zu den Daten aus 2019, verbrauchte Wassermengen (Amt für Statistik Berlin-Brandenburg, 2012). Die Daten von 2019 geben nur die Größe der landwirtschaftlichen Flächen an, die bewässert werden (Destatis, 2021). Es wurde angenommen, dass sich der Wasserverbrauch pro Hektar nicht verändert hat. Dementsprechend wurde mit den Wassermengen pro Hektar aus 2009 der Wasserverbrauch für 2019 berechnet. Das Jahr 2009 gilt laut Seis et al. (2016) als klimatisch repräsentativ, was dafür spricht, dass auch die in 2009 verbrauchte Wassermenge repräsentativ ist. Ein möglicher Anstieg der Bewässerungsmenge in den letzten 13 Jahren aufgrund des Klimawandels wurde nicht berücksichtigt. Für die vorliegende Arbeit ist dies vernachlässigbar, da die ermittelten, substituierbaren Wassermengen als eine erste Einschätzung des denkbaren Potenzials dienen und nicht als absolut substituierbare Wassermenge.

Der substituierbare Anteil an dem Bedarf eines Jahres wurde für die Wassermenge, die über ein Jahr aus den abflusslosen Sammelgruben zur Verfügung stehen würde, berechnet. Außerdem wurde auch der Anteil des, über eine Vegetationsperiode potenziell verfügbaren, Wassers aus abflusslosen Sammelgruben ermittelt. Als Vegetationsperiode wurde der Zeitraum von April bis Oktober gewählt.

Demnach könnten in Brandenburg über ein Jahr mit dem Abwasser von Einwohnern, die dies über abflusslose Sammelgruben sammeln, etwa $7{,}8 \cdot 10^6$ m^3 Bewässerungswasser substituiert werden. Dies entspricht etwa 34 % des Bewässerungsbedarfs in 2019. Diese Menge bezieht sich jedoch auf die Gesamtabwassermenge, die über ein Jahr in den abflusslosen Sammelgruben anfällt. Das Bewässerungswasser wird jedoch nicht gleichmäßig über das Jahr verteilt benötigt, sondern insbesondere in den Sommermonaten (Seis et al., 2016). Daher wurde das substituierbare Bewässerungswasser aus den abflusslosen Sammelgruben über eine Vegetationsperiode berechnet (April bis Oktober). Die Wassermenge, die in diesem Zeitraum aus abflusslosen Sammelgruben zur Verfügung stünde, beträgt etwa $4{,}6 \cdot 10^6$ m^3. Dies entspricht etwa 20 % des Bedarfs (Abbildung 108). Es ist jedoch davon auszugehen, dass selbst dieses Wasser nicht vollständig genutzt werden kann, da der Bewässerungsbedarf auch über die Vegetationsperiode nicht gleichmäßig verteilt ist. Wasser, welches nicht sofort auf den Feldern benötigt wird, könnte potenziell auch für den späteren Gebrauch zwischengespeichert werden oder unter Umständen zur Grundwasseranreicherung genutzt werden.

Abbildung 108: Benötigtes Bewässerungswasser für das Jahr 2019 (Balken links, 100 %) im Vergleich zu dem potenziell verfügbaren Wasser über eine Vegetationsperiode (April – Oktober) aus verschiedenen Quellen (abflusslose Sammelgruben, Kleinkläranlagen, Gesamtabwasseraufkommen).



Quelle: Dittmann et al. (2024).

Es ist zu berücksichtigen, dass das substituierbare Wasser aus den Sammelgruben für gesamt Brandenburg dargestellt ist. Dies gibt eine Einschätzung über das Potenzial. An einzelnen Standorten kann der Unterschied zwischen Bewässerungsbedarf und Wasserangebot aus den abflusslosen Sammelgruben jedoch sehr unterschiedlich ausfallen. Das potenziell verfügbare Wasser in den einzelnen Gemeinden gibt Tabelle 59 in Anhang B.1 wieder. Grundsätzlich sind dezentrale Lösungen für die Abwasserentsorgung, zu denen auch die Sammelgruben gehören, aber insbesondere in dünn besiedelten Bereichen zu finden (MLUK, 2021). In diesen Bereichen ist auch mit einem hohen Aufkommen an Landwirtschaft zu rechnen. Daher liegt die Vermutung nahe, dass ein hoher Wasseranfall aus Sammelgruben dort ist, wo die landwirtschaftlichen Flächen sind. Die hier berechneten Wassermengen aus Sammelgruben sind konservativ geschätzt, da sich der Abwasserbeseitigungsbericht des Landes Brandenburg ausschließlich auf die Einwohneranschlüsse für den Hauptwohnsitz bezieht. Entsprechend sind zum Beispiel Sammelgruben von Kleingärten und Ferienbungalows nicht berücksichtigt. Gerade in den Sommermonaten könnten diese allerdings die Menge des zur Verfügung stehenden Abwassers erhöhen.

Mit dem Blick auf die Zukunft, kann die Idee, aufbereitetes Wasser für die Landwirtschaft zu verwenden, auch über abflusslose Sammelgruben hinausgehen. Wenn Kleinkläranlagen mit in das Projekt einbezogen würden, könnte das Wasser aus diesen weitere 8 % über eine Vegetationsperiode ausmachen. Über ein Jahr wären es sogar weiter 13 % die mit dem Abwasser aus Kleinkläranlagen substituierbar wären. Mit Blick auf das gesamte produzierte Abwasser (zentral und dezentral) würde das in Brandenburg anfallende Abwasser den berechneten Wasserbedarf von 2019 um ca. das 2,5-fache übersteigen (Abbildung 108).

Insgesamt ist das Potenzial der Substitution von Bewässerungswasser in Brandenburg hoch. Gerade in Hinblick auf die dezentrale Wiederaufbereitung ist die Substitution von Bewässerungswasser mit aufbereitetem Abwasser als wichtige und zukunftsfähige Ressource zu betrachten. Insbesondere das Wasser aus abflusslosen Sammelgruben ist als Bewässerungswasser sinnvoll, da es im konventionellen Behandlungsverfahren von dem Ort des Anfalls zur Kläranlage transportiert werden muss. Bei einer dezentralen Wiederaufbereitung kann auf diesen Transport verzichtet werden, da das Wasser direkt auf naheliegende Flächen ausgebracht wird und so länger im lokalen Wasserkreislauf verbleibt, als über die Flüsse die trockene Region zu verlassen.

6.2.2 Substitution von Düngemitteln

Der zweite Bereich für die Bewertung des Substitutionspotenzials ist der Ersatz von Düngemitteln mit den Nährstoffen aus dem aufbereiteten Wasser. In Kapitel 3.1 wurde die Aufnahme von Pflanzennährstoffen bereits umfassend untersucht. Für die Ermittlung des Substitutionspotenzials wird sich jetzt allein auf Stickstoff- und Phosphordünger bezogen. Um dieses Potenzial zu ermitteln, wurden die Inlandsabsätze der Düngemittel in Brandenburg als Verbrauch angenommen, da es in Brandenburg keine Statistiken über den tatsächlichen Verbrauch gibt. Es wurde je die Gesamtmenge des stickstoffhaltigen und des phosphorhaltigen Düngers angenommen. Für beide Düngemittelarten wurde der Mittelwert von 2019/2020 und 2020/2021 berechnet. Für stickstoffhaltige Düngemittel liegt der Wert bei 68.551 t-N und bei phosphorhaltigen Düngemitteln bei 7.803 t-P_2O_5 (Destatis, 2022).

Um die potenziell verfügbaren Nährstoffmengen im Wasser von abflussloser Sammelgruben abzuschätzen, wurde die Gesamtmenge von Stickstoff und Phosphor in den Sammelgruben ermittelt. Dafür wurde für Stickstoff ein Wert von 11 g und für Phosphor wurde ein Wert von 1,8 g pro Einwohner und Tag angenommen. Die Werte wurden mit der Einwohnerzahl, die ihr Abwasser mittels abflusslosen Sammelgruben entsorgen multipliziert, um die täglich enthaltende Gesamtmenge von Stickstoff und Phosphor zu erhalten. Bei Phosphor wurde der im Abwasser enthaltende Wert mit 2,29 multipliziert, um von Phosphor auf Diphosphorpentoxid (P_2O_5) umzurechnen, da der Inlandsabsatz auch in t-P_2O_5 angeben ist und Pflanzen Phosphor in Form von Phosphaten aufnehmen. Für Stickstoff wurde nur der anorganische Anteil von 74 % als Ammonium (NH_4-N) nach der mechanischen Reinigung berücksichtigt, da nur dieser von Pflanzen aufgenommen werden kann.

Die Menge der Nährstoffe, die über die Gesamtdauer eines Jahres potenziell durch das Wasser aus Sammelgruben zur Verfügung stünden, beträgt etwa 7.454 t-NH_4-N und 3.777 t-P_2O_5. Am Anteil des Inlandsabsatzes für Brandenburg macht das 11 % der stickstoffhaltigen Düngemittel aus und 48 % der phosphorhaltigen Düngemittel. Berücksichtigt man nur die über eine Vegetationsperiode (April-Oktober) ergibt sich für Stickstoff eine Menge von 4.348 t-NH_4-N, was etwa 6 % des Inlandabsatzes von stickstoffhaltigen Düngemitteln ausmacht. Bei Phosphor sind es ca. 2.203 t-P_2O_5, die über eine Vegetationsperiode in den abflusslosen Sammelgruben Brandenburgs anfallen. Das macht etwa 28 % des Inlandabsatzes aus.

Die Menge, die tatsächlich substituierbar ist, wird deutlich niedriger ausfallen und hängt stark vom Aufbereitungsprozess ab (siehe Kapitel 2.3). Durch eine flexible biologische Behandlung soll in der Pilotanlage die Möglichkeit geschaffen werden die Nährstoffe an den Bedarf anzupassen. In Zeiten der Düngung soll möglichst viel Dünger substituiert werden, während außerhalb der Vegetationsperiode die Nährstoffe minimiert werden sollen (vergl. Sommerbetrieb und Winterbetrieb des MBR). Im Zweifelsfall sollte der MBR so eingestellt werden, dass nur der Grundbedarf an Nährstoffen substituiert wird, um ökologische Schäden zu vermeiden, auch wenn dadurch das Substitutionspotenzial geschmälert würde.

Auf der anderen Seite kann ein Minimum der substituierbaren Düngemittel abgeschätzt werden. Hierfür wurden entsprechend der Abwasserverordnung Grenzwerte zur Berechnung der Nährstoff-Fracht angenommen. Bei NH_4-N liegt der Grenzwert für alle Kläranlagen-Größenklassen, für die ein Grenzwert existiert, bei 10 mg/L. Für Phosphor (P_{ges}) ist ein Grenzwert für die Größenklassen 4 und 5 angegeben, was für den dezentralen Ansatz des PU_2R-Projekts unrealistisch ist. Der Mittelwert dieser beiden Grenzwerte beträgt 1,5 mg/L. Bei der Umrechnung zu P_2O_5 ergeben sich 3,44 mg/L. Auch für die Minima der substituierbaren Düngemittel wurden die prozentualen Anteile an den Inlandsabsätzen berechnet.

Demnach stünden über eine Vegetationsperiode ca. 566 t-NH_4-N im Bewässerungswasser aus den abflusslosen Sammelgruben zur Verfügung. Dies entspricht 0,8 % des Bedarfs. Bei Phosphor sind es 195 t-P_2O_5, was 2,5 % des Bedarfs entspricht und das minimale, Substitutionspotenzial darstellt.

Es ergibt sich insgesamt ein Korridor für die Substitution von stickstoffhaltigem Dünger zwischen 0,8 % und 6 %. Für Phosphor liegt der Substitutionskorridor zwischen 2,5 % und 23 %. Die Substitution der Düngemittel kann jedoch durch die zeitliche Diskrepanz zwischen der Bewässerung und der Düngung erschwert werden. Außerdem muss die Düngung und die Bewässerung bedarfsgerecht erfolgen (Seis et al., 2016). Da das Bewässerungswasser und der Dünger im PU_2R-Projekt zwingend aneinandergebunden sind, kann es sein, dass die Düngemittelsubstitution auch durch die bedarfsgerechte Bewässerung limitiert ist. Dies unterstreicht erneut, wie wichtig die Optimierung des flexiblen Nährstofferhalts im MBR ist

Die Substitution von Düngemitteln wird auch dann besonders interessant, wenn die Preise für Mineraldünger steigen, was sie derzeit auch stetig tun.

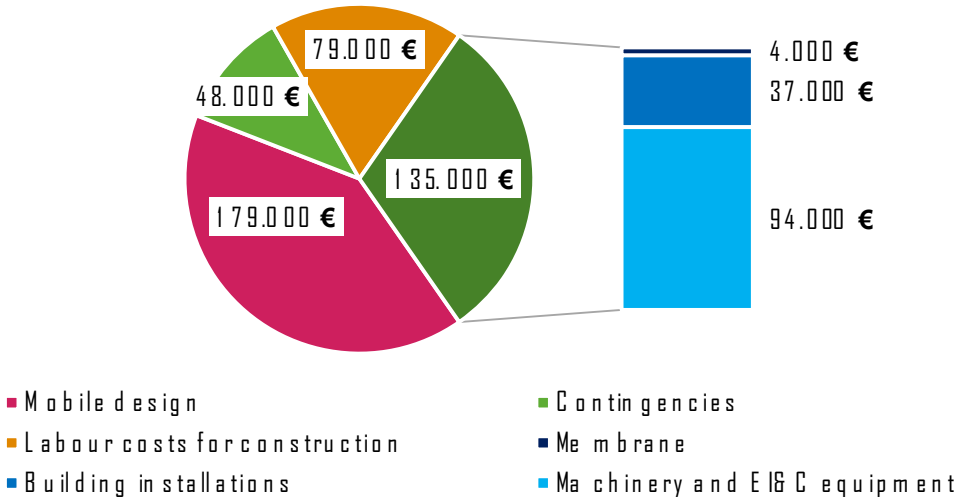
6.3 Bilanzierung ökonomischer Kriterien

Für eine ökonomische Bewertung der dezentralen Wasserwiederverwendung im Ansatz des PU_2R-Projekts, wurden die Investitionskosten und Jahreskosten des mobilen MBRs, für verschiedene Betriebsvarianten im Vergleich zum vorhandenen Entleerungsservice, nach der Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien) (DWA, 2012) berechnet. Die Brutto-Investitionskosten für den mobilen MBR lagen in der Größenordnung von 441.000 € (Abbildung 109), wobei etwa 40 % der Investitionskosten auf den LKW und die notwendigen Modifikationen entfielen, was die Kosten einer mobilen Umsetzung wiedergibt. Die Kosten für Materialien, Maschinen sowie Mess- und Regeltechnik machen etwa 30 % der Investitionskosten aus, während die Kosten für das Ultrafiltrationsmembranmodul nur 1 % ausmachen. Die Arbeitskosten für den Bau betragen etwa 20 % der Investitionskosten. Im Vergleich hierzu lagen die Investitionskosten für den LKW des Entleerungsservices bei 191.000 €.

Die Jahreskosten des mobilen MBRs wurden für einen Betrieb von 8 h/d und von 24 h/d für die Betriebsarten Nitrifikation und ausschließliche Kohlenstoffelimination (siehe Kapitel 2.3) berechnet. Für den Entleerungsservice wurde ein Betrieb von 4 Abholungen pro Tag mit einem mittleren Volumen von 13 m^3 pro Abholung angenommen. Für beide Systeme wurden 250 Arbeitstage pro Jahr bei der Berechnung gewählt.

Hieraus resultieren Jahreskosten, einschließlich der Investitionsabschreibung (über die Lebensdauer der Ausrüstung von 10 bis 30 Jahren) und des Betriebs, von ca. 114.000 € pro Jahr für den Betrieb mit Nitrifikation für 8 h/d und ca. 123.000 € pro Jahr im Betrieb zur C-Elimination für 24 h/d (siehe Abbildung 110).

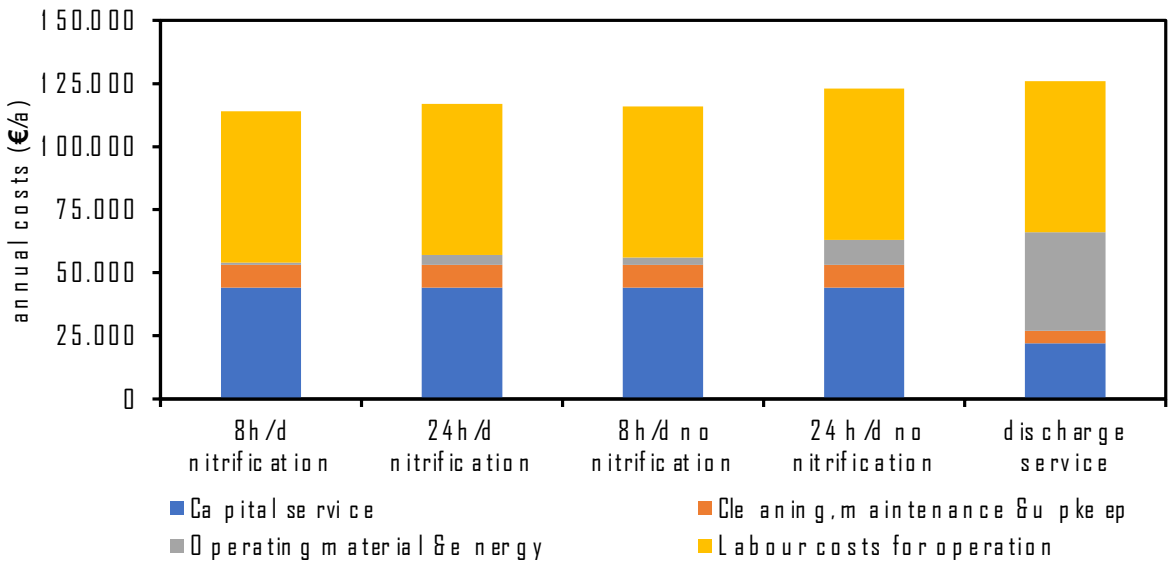
Abbildung 109: Unterteilung der Bruttoinvestitionskosten für den Bau eines mobilen MBRs.



Quelle: Dittmann et al. (2025).

Über die Hälfte dieser Kosten entfallen auf den Arbeitsaufwand für den Betrieb der Anlage, während etwa 40 % auf die Kapitaldienstleistung (Abschreibung aus den Investitionskosten) der mobilen Behandlungseinheit entfallen. Der Anteil der Kosten für Energie, Betriebsstoffe, Reinigung und Wartung beträgt nur 10 %. Im Vergleich hierzu liegen die Jahreskosten des Entleerungsservices mit 126.000 € pro Jahr am höchsten. Die Personalkosten sind für rund 50 %, die Kapitaldienstleistung für rund 15 % und die Kosten für Energie, Betriebsstoffe, Reinigung und Wartung für rund 35 % verantwortlich. Der im Vergleich große Anteil an Betriebskosten für Material und Energie zum mobilen MBR resultiert aus den Kosten für die Abwasserentsorgung durch eine Kläranlage, im Fall der Kläranlage Stahnsdorf, in Höhe von 2,045 €/m³.

Abbildung 110: Vergleich des Jahreskosten der einzelnen MBR Betriebsmodi bei einem Betrieb von 250 d/a.

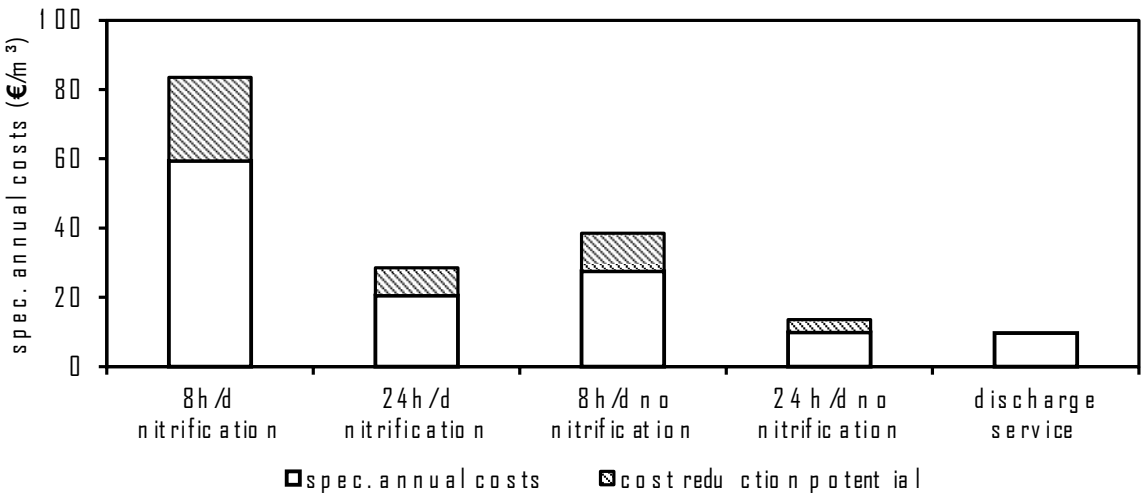


Quelle: eigene Darstellung, UBA.

Aus den jährlichen Kosten ergeben sich bei Betrieb des mobilen MBRs im Nitrifikationsmodus und einer täglichen Betriebszeit von 8 h spezifische Behandlungskosten von 84 €/m³ Abwasser, die nicht in einem Bereich liegen, der mit den berechneten Entsorgungskosten für Klärgruben von 10 €/m³ konkurriert (siehe Abbildung 111). Durch den Betrieb des MBRs als C-Elimination werden durch den höheren Durchsatz des mobilen MBRs die spezifischen Kosten auf 39 €/m³ reduziert. Bei einem 24 h/d Betrieb des mobilen MBRs liegen die spezifischen Jahreskosten bei 29 €/m³ im Nitrifikationsmodus und bei 14 €/m³ im C-Eliminationsmodus. Wodurch ausschließlich der C-Eliminationsmodus bei 24 h/d mit dem Entleerungsservice konkurrieren kann.

Eine potenzielle Reduktion der spezifischen Jahreskosten kann aus dem autonomen Betrieb des mobilen MBRs an Wochenenden und Feiertagen resultieren (siehe Abbildung 111). Hierfür müssen ggf. ausreichend große Sammelgruben im Einzugsgebiet nachgerüstet werden, damit die Anlage mit ausreichend Abwasser versorgt wird. Auch würde die Erhöhung des Aufbereitungs-volumens und der Membranfläche den potenziellen Durchsatz erhöhen und die spezifischen Jahreskosten entsprechen senken. Basierend auf der Pilotanlage des PU_2R-Projekts lassen sich diese Potenziale jedoch noch nicht quantifizieren. Ebenfalls wurde das Einsparpotenzial durch Düngemittelsubstitution, potenzielle Einnahmen durch den Verkauf des Bewässerungswasser und die Kompensation von Ernteausfällen nicht berücksichtigt.

Abbildung 111: Vergleich der spezifischen Jahreskosten bezogen auf die gereinigte Abwassermenge (Die potenzielle Kostenreduktionen resultieren aus der Optimierung des Betriebs von 250 d/a zu 354 d/a)



Quelle: Dittmann et al. (2025).

Insgesamt zeigt die Kostenanalyse, dass eine mobile Auslegung der Behandlungseinheit vor allem durch die Investitionskosten, insbesondere für den LKW, und die Arbeitskosten aufgrund des zeitintensiven Betriebs einer mobilen Anlage bestimmt wird. Ein großes Potenzial zur Kostensenkung kann durch eine Verlängerung der Betriebszeiten des MBR und eine Erhöhung der Durchflussmenge erreicht werden, indem die Anlage nur zur Kohlenstoffelimination betrieben wird (Nährstofferhalt). Dies könnte durch eine semimobile Auslegung der Anlage realisiert werden, bei der das Abwasser zentral in kleinen Siedlungen gesammelt wird und die Anlage je nach Abwasseraufkommen in Abständen von Tagen bis Wochen den Standort wechselt.

Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass diese Kostenschätzung auf der Implementierung eines Prototyps sowie dessen Betrieb in Deutschland (d.h. mit hohen Lohnkosten) basiert. Es ist zu erwarten, dass eine Serienfertigung die Investitionskosten deutlich senken würde und dass der

Betrieb in wasserarmen Regionen ohne zentrale Abwasserinfrastruktur, aber mit geringeren Lohnkosten die spezifischen Behandlungskosten weiter senken würde. Daher wird das mobile MBR-System nicht nur für die Modellregion in Brandenburg, sondern auch aus weltweiter Sicht als eine praktikable Option für die Wasserwiederverwendung angesehen.

6.4 Bilanzierung ökologischer Kriterien

6.4.1 Ökologische Bewertung

Zur ökologischen Bewertung wurde eine Literaturrecherche durchgeführt und verschiedene umweltrelevante Aspekte und Einflussfaktoren qualitativ diskutiert. Dabei lag der Fokus auf möglichen Auswirkungen der Nutzung aufbereiteten Wassers im Kontext des PU_2R-Projekts.

Ein bedeutender Aspekt ist der Ausstoß von Treibhausgasen. Die Menge kann abhängig von der gewählten Verfahrensweise und der Prozessoptimierung variieren. Dabei wird zwischen direkt und indirekt verursachten Emissionen unterschieden. Direkte Treibhausgase entstehen hauptsächlich durch biologische Umsetzungsprozesse, während indirekte Emissionen unter anderem durch Bau, Rückbau, Transport, Einsatz von Betriebsmitteln sowie durch den Energieverbrauch verursacht werden können (DWA, 2022). MBR-Verfahren haben im Vergleich zu anderen Belebtschlammverfahren einen hohen Energiebedarf von 0,73 kWh/m³ bis 1,83 kWh/m³ (Pinnekamp et al., 2017), in der PU_2R-Versuchsanlage liegt dieser jedoch mittlerweile mit 0,42 kWh/m³ unter dem Literaturbereich. Auch kurze Transportwege reduzieren CO_2-Emissionen.

N_2O-Emissionen durch Bewässerung sind auf den sandigen, gut belüfteten Böden Brandenburgs als gering einzuschätzen (Trost, 2015). Die verwendete Tröpfchenbewässerung wirkt zusätzlich emissionsmindernd, da sie das durchfeuchtete Bodenvolumen begrenzt (Trost, 2015). Auch eine potenzielle Bodenversalzung durch salzhaltiges Abwasser wird durch diese Methode und die gemäßigten klimatischen Bedingungen in Brandenburg verringert (DWA, 2019a). Durch die Nutzung von aufbereitetem Abwasser als Düngerersatz lassen sich Emissionen aus der energieintensiven Mineraldüngerproduktion vermeiden, bei der neben CO_2 auch N_2O freigesetzt wird (Heinzlmaier, 2013). Voraussetzung ist eine bedarfsgerechte Düngung, um Nährstoffüberschüsse und eine Belastung des Grundwassers zu vermeiden.

Ein weiteres ökologisches Risiko stellt die mögliche Bodenversalzung dar – besonders bei salzhaltigen häuslichen Abwässern. Eine Versalzung des Bodens kann das osmotische Potenzial und die spezifische Ionentoxizität beeinflussen und zu einer Verschlechterung der physikalischen Bodenbedingungen führen (DWA 2019). Im Extremfall sind Salzakkumulationen in der Wurzelzone der Pflanzen möglich, die zu Pflanzenschäden und Ertragseinbußen führen können (DWA 2019). Im PU_2R-Reallabor wird dieses Risiko durch Tröpfchenbewässerung und moderate klimatische Bedingungen reduziert (Haberkamp et al., 2021).

Behandeltes kommunales Abwasser macht in deutschen Flüssen einen teils erheblichen Anteil am Gesamtwasser aus – in der Havel unterhalb Berlins beträgt dieser bei mittlerem Abfluss etwa 10 %, bei Niedrigwasser sogar bis zu 45 % (Drewes et al., 2018). Dadurch spielt es eine wichtige Rolle im Wasserkreislauf. Im Rahmen des PU_2R-Projekts ist ein Wassermangel durch Abwasserwiederverwendung jedoch unwahrscheinlich, da vor allem geringe Mengen aus abflusslosen Sammelgruben und vorrangig aus ländlichen Regionen genutzt würden. Eine Ausweitung der Wiederverwendung auf weitere Quellen könnte jedoch Auswirkungen auf Flusswassermengen haben und sollte entsprechend berücksichtigt werden.

6.4.2 Ökobilanz

Die Lebenszyklusanalyse (LCA) stellt ein fundiertes Instrument dar, um die ökologischen Auswirkungen eines Produkts, Prozesses oder gesamten Systems über dessen gesamten Lebensweg hinweg zu erfassen und dessen Umweltwirkungen zu bewerten (Curran, 2013). Die methodischen Grundlagen und Vorgaben für die Durchführung solcher Analysen sind in den internationalen Normen DIN EN ISO 14040 (2006a + A1:2020) sowie DIN EN ISO 14044 (2006b+ A1:2018 + A2:2020) festgelegt. Diese Normen bilden auch den methodischen Rahmen für die in dieser Arbeit durchgeführte Ökobilanz.

6.4.2.1 Festgelegte Rahmenbedingungen

Ziel dieser Untersuchung war es, die potenziellen Umweltwirkungen der Abwasserbehandlung mittels eines MBR und anschließender Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft systematisch zu untersuchen. Es wurden zwei verschiedene Anwendungsvarianten betrachtet: Zum einen ein mobiler MBR, der flexibel vor Ort betrieben werden kann, und zum anderen eine stationär installierte Anlage, die fest an einem Feldstandort verankert ist. Beide Varianten wurden mit der gegenwärtig praktizierten Entsorgung von Abwässern aus Einzelhaushalten über Sammelgruben verglichen, bei der die Inhalte mittels dieselbetriebener Lastkraftwagen zu entfernten Kläranlagen transportiert werden. Dieser Vergleich ermöglichte eine detaillierte ökologische Gegenüberstellung der alternativen Systeme, wobei insbesondere Faktoren wie Energieversorgung und betriebliche Effizienz in die Bewertung einflossen.

Als funktionelle Einheit dieser LCA wurde die Behandlung von 1 m^3 Abwasser durch den MBR definiert, wobei das gereinigte Wasser anschließend zur landwirtschaftlichen Bewässerung genutzt wird. Zur umfassenden Erfassung aller relevanten Umweltwirkungen wurde ein *Cradle-to-Grave*-Ansatz gewählt, der sämtliche Lebensphasen der Anlage – von der Herstellung bis zur Entsorgung – berücksichtigt. Kleinere Prozesse, deren Umweltwirkung unterhalb der Relevanzgrenze von 2 % liegen, wurden gemäß den definierten Abschneidekriterien nicht berücksichtigt, wie beispielsweise Stromverbrauch von Sensoren, UV-Lampen, Energiesparlampen sowie die Produktion der UV-Lampe selbst und des Lastkraftwagens.

Im Rahmen der Modellierung wurden verschiedene Annahmen getroffen. So wurden Wartungsaufwände, Verpackungsmaterialien sowie mögliche Ersatzinvestitionen über den Betrachtungszeitraum hinweg nicht einbezogen. Die Lebensdauer der betrachteten Anlagen wurde mit etwa zehn Jahren angesetzt. Darüber hinaus wurde für die Abwasserlogistik eine durchschnittliche Transportstrecke von einem Kilometer pro Einwohner*in kalkuliert. Diese umfasst die Entnahme aus den Sammelgruben einzelner Haushalte, den Transport zum landwirtschaftlich genutzten Gebiet sowie die Betankungsvorgänge. Die übrigen Anlagenteile – mit Ausnahme des Containers – wurden mit einer Anfahrtsstrecke von 100 Kilometern berücksichtigt. Nach Ablauf der Nutzungsdauer werden sämtliche Anlagenteile recycelt.

Zur Bewertung der Umweltauswirkungen wurde die CML-IA-Methode (Version 2016) herangezogen (CML-Department of Industrial Ecology, 2016; Guinee, 2002). Dabei flossen folgende Wirkungskategorien in die Analyse ein: Treibhauspotenzial (GWP), Versauerungspotenzial (AP), Eutrophierungspotenzial (EP), Ozonabbaupotenzial (ODP) sowie das photochemische Ozonbildungspotenzial (POCP).

6.4.2.2 Ergebnisse und Diskussion

Die Ökobilanz zeigte, dass die stärksten Umweltauswirkung des mobilen MBR größtenteils während des Betriebs (Nutzungsphase) entstehen. Der dominierende Faktor für alle Wirkungskategorien ist die Stromerzeugung. Die Ergebnisse zeigen, dass die Stromerzeugung über einen Dieselmotor (möglich bei der mobilen Variante) die höchsten Umweltbelastungen aufweist. Die

Stromerzeugung aus regenerativen Quellen, z.B. mit einer Photovoltaikanlage, senkt die Umweltbelastungen in allen Wirkungskategorien hingegen stark. Nach aktueller Datenlage ist dies ein Schlüsselfaktor für eine nachhaltigere Systembilanz, auch gegenüber dem Entleerungsservice mit LKW (Saugwaagen). An der Ökobilanz wird weitergearbeitet.

6.5 Rechtliche Rahmenbedingungen

Die Untersuchungen in Rahmen von PU_2R haben sich an den Anforderungen der seit 2023 geltenden EU-Verordnung zu Wasserwiederverwendung sowie den unten skizzierten nationalen Empfehlungen orientiert, um perspektivisch eine rechtssichere Umsetzung der dezentralen Wasserwiederverwendung sicherzustellen.

Die EU-Verordnung (REG (EU) 2020/741, 2020) über Mindestanforderungen für die Wasserwiederverwendung wurde im Juni 2020 verabschiedet, gilt seit Juni 2023 und setzt damit verbindliche Anforderungen für die landwirtschaftliche Bewässerung mit aufbereitetem Wasser. Die EU-Verordnung ergänzt damit die bestehenden Regulierungen zum Umwelt- und Wasserrecht und der Lebensmittelsicherheit. Ein besonderes Augenmerk wird dabei auf die Verbrauchersicherheit gelegt (Patt et al., 2021; Schramm, 2019).

Die Mindestanforderungen der EU-Verordnung (REG (EU) 2020/741, 2020) an die Wasserqualität und die Überwachung des aufbereiteten Wassers sind in Güteklasse A bis D differenziert, welche sich nach zulässigen Kulturpflanzen und Bewässerungsmethoden unterscheiden (Tabelle 53).

Tabelle 53: Güteklassen von aufbereitetem Wasser und zulässige Kulturpflanzen und Bewässerungsmethoden nach EU-Verordnung (REG (EU) 2020/741, 2020).

Mindestgüteklasse von aufbereitetem Wasser	Kategorie der Kulturpflanzen	Bewässerungsmethode
A	Alle roh verzehrten Nahrungsmittel, deren essbarer Teil unmittelbar mit dem aufbereiteten Wasser in Kontakt kommt und roh verzehrte Hackfrüchte	Alle Bewässerungsmethoden
B	Roh verzehrte Nahrungsmittelpflanzen, deren essbarer Teil über dem Boden erzeugt wir und nicht unmittelbar mit dem aufbereiteten Wasser in Kontakt kommt, verarbeitet Nahrungsmittelpflanzen und Non-Food-Kulturen, einschließlich Futterkulturen für milch- und fleischerzeugende Tiere	Alle Bewässerungsmethoden
C	Roh verzehrte Nahrungsmittelpflanzen, deren essbarer Teil über dem Boden erzeugt wir und nicht unmittelbar mit dem aufbereiteten Wasser in Kontakt kommt, verarbeitet Nahrungsmittelpflanzen und Non-Food-Kulturen, einschließlich Futterkulturen für milch- und fleischerzeugende Tiere	Tropfbewässerung oder eine andere Bewässerungsmethode, bei der unmittelbarer Kontakt mit dem essebaren Teil der Pflanze vermieden wird
D	Industrie- und Energiepflanzen sowie aus Saatgut gewonnene Pflanzen	Alle Bewässerungsmethoden

In den Mindestanforderungen werden auch Reinigungsverfahren vorgegeben. Bei Güteklasse A sind zusätzlich zur mechanisch-biologischen Abwasserbehandlung Filtration und Desinfektion erforderlich, bei den anderen drei Güteklassen ergänzt eine Desinfektion die mechanisch-biologische Behandlung. Die Mindestqualitätsanforderungen umfassen die Parameter *E.coli*, den biologischen Sauerstoffbedarf (BSB_5), die gesamten suspendierten Feststoffe (TSS; total suspended solids), die Trübung und bei bestehendem Risiko einer Aerosolbildung *Legionella* spp. Bei einer Bewässerung von Weideflächen und Futtermitteln müssen auch intestinale Nematoden berücksichtigt werden (Tabelle 54).

Tabelle 54: Anforderungen an die Qualität von aufbereitetem Wasser für die landwirtschaftliche Bewässerung nach EU-Verordnung (REG (EU) 2020/741, 2020).

Güteklasse des aufbereiteten Wassers	Zielvorgaben für die Technik	Qualitätsanforderungen				
		E. coli (Anzahl/100 mL)	BSB_5 (mg/L)	TSS (mg/L)	Trübung (NTU)	Sonstiges
A	Zweitbehandlung, Filtration und Desinfektion	≤ 10	≤10	10	5	Legionella spp.: < 1000 KBE/L, wenn das Risiko der Aerosolbildung besteht. Intestinale Nematoden (Eier von Helminthen): ≤ 1 Ei/L für die Bewässerung von Weideflächen oder Futterpflanzen
B	Zweitbehandlung und Desinfektion	≤ 100	Gemäß Richtlinie 91/271/EWG (Anhang 1 Tabelle 1)		-	
C	Zweitbehandlung und Desinfektion	≤ 1000			-	
D	Zweitbehandlung und Desinfektion	≤ 10000			-	

Neben den einheitlichen Mindeststandards enthält die Verordnung auch Vorschriften für ein Risikomanagement zur Bewertung und Minimierung potenzieller Umwelt- und zusätzlicher Gesundheitsrisiken. Für diesen Zweck sind Risikomanagementpläne (RMP) zu erstellen, die die Grundlage für die Genehmigung darstellen. Die einzelnen Elemente des RMP sind im Anhang 2 der EU-Verordnung (REG (EU) 2020/741, 2020) aufgeführt und wurden in Kapitel 4.2 näher betrachtet.

Die Risikobewertung kann ergeben, dass neben den genannten Anforderungen strengere oder zusätzliche Anforderungen bezüglich der Wasserqualität und der Überwachung oder weitere Vorsorgemaßnahmen/ Barrieren nötig sind. Im Rahmen der Risikobewertung sind beispielsweise Schwermetalle, Pestizide, Desinfektionsnebenprodukte, Arzneimittel, antimikrobielle Resistenzen und andere Stoffe, die zunehmend Bedenken hervorrufen EU-Verordnung (REG (EU) 2020/741, 2020) zu betrachten. Zudem sind konkrete Vorkehrungen zu treffen, um die ermittelten Risiken angemessen einzudämmen. Besondere Priorität liegt dabei auf dem Schutz von Wasserkörpern, aus denen Wasser für den menschlichen Gebrauch entnommen wird (REG (EU) 2020/741, 2020).

Die EU-Verordnung (REG (EU) 2020/741, 2020) macht Spezifizierungen im nationalen Recht erforderlich. Dies betrifft beispielsweise die möglichen Gebietsausschlüsse, Regelungen zu Zuständigkeiten und Genehmigungserfordernissen sowie die Ergänzung nationaler Anforderungen. Entsprechende Empfehlungen und Eckpunkte wurden im Endbericht der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) vom Februar 2022 festgehalten.

Dazu wird zum einen die Anpassung des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) erforderlich, zum anderen wird eine Bundesverordnung für Wasserwiederverwendung erarbeitet. Der erste Referentenentwurf zur Änderung des WHG wurde im Februar 2024 veröffentlicht (Entwurf eines Dritten Gesetzes zur Änderung des Wasserhaushaltsgesetzes (Referentenentwurf), 2024). Darin wird u.a. festgehalten, dass neben der Genehmigung für die Wasseraufbereitung auch eine Erlaubnis für die Ausbringung des aufbereiteten Wassers erforderlich wird, Wasserschutzgebietszonen von der Wasserwiederverwendung ausgeschlossen werden sollen und der ökologische Mindestabfluss von Fließgewässern durch die Wasserwiederverwendung nicht unterschritten werden darf. Aufbauend auf den Stellungnahmen und Ressortabstimmungen, die auf den Referentenentwurf folgten, wurden zwischenzeitlich Änderungen vorgenommen. Bspw. soll der Anwendungsbereich auf urbane Zwecke erweitert werden. Eine Verabschiedung des überarbeiteten WHG wird nach Regierungsbildung im Laufe des Jahres 2025 erwartet.

Die Bundesverordnung für Wasserwiederverwendung wird – aufbauend auf denen für den nationalen Kontext empfohlenen Vorgaben gemäß LAWA-Bericht (2022) sowie weiteren Abstimmungen – vorbereitet und soll voraussichtlich im Sommer 2025 als Referentenentwurf veröffentlicht werden. Darin werden zusätzliche Qualitätsanforderungen und Konkretisierungen für das Risikomanagement geregelt. Gemäß LAWA-Empfehlungen sollen auch für die Güteklasse B und C eine Filtration und das Validierungsmonitoring erforderlich sein, sofern Lebensmittel bewässert werden. Der Grenzwert für die Trübung soll in diesen Fällen zur Sicherstellung der Desinfektionsleistung auf 2 NTU begrenzt werden. Rohverzehrbare Pflanzenteile sollen nicht direkt mit dem aufbereiteten Wasser in Kontakt kommen.

In der Bundesverordnung wird zudem auf weitere relevante nationale Rechtssetzung verwiesen, die einzuhalten bzw. im Rahmen des Risikomanagements zu berücksichtigen ist. Dazu gehören die Regelungen der Bundesbodenschutzverordnung (Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV), 2021) (insbesondere die dort genannten Vorsorgewerte).

Ergänzend erstellt die DWA mit dem Merkblatt M-1200 „Wasserwiederverwendung für landwirtschaftliche und urbane Zwecke in Deutschland“ ein technisches Regelwerk, in dem die Anforderungen der EU-Verordnung (REG (EU) 2020/741, 2020) sowie die nationalen Vorgaben weiter konkretisiert und ausgestaltet werden.

Die Mindestanforderungen der EU-Verordnung (REG (EU) 2020/741, 2020) sowie die weiteren, für den nationalen Kontext empfohlenen Vorgaben (LAWA, 2022), wurden im Rahmen von PU2R zur Bewertung und Einschätzung der Projektergebnisse herangezogen.

Die Projektergebnisse haben gezeigt, dass der MBR zusammen mit einer UV Desinfektion aufbereitetes Wasser erzeugen kann, das den Mindestanforderungen der EU-Verordnung (REG (EU) 2020/741, 2020) für Güteklasse A, einschließlich der Log-Reduktion für die Validierungen, entspricht. Das so aufbereitete Wasser hält auch die für Deutschland empfohlenen verschärften Anforderungen (LAWA, 2022) für die Trübung (< 2 NTU) ein. Ohne UV Desinfektion können zwar die Mindestanforderungen für die Parameter der Routineüberwachung eingehalten und die Validierung für Bakterien (E.coli) und Protozoen (Clostridium perfringens-Sporen) nachgewiesen werden, jedoch nicht die erforderliche Log-Reduktion für Coliphagen.

Die Erstellung eines RMP wurde wie in Kapitel 4.2 beschrieben gemäß EU-Verordnung (REG (EU) 2020/741, 2020) umgesetzt.

7 Freilandversuche (Reallabore)

7.1 Installation und Betrieb eines energieautarken Bewässerungssystems im Freilandlabor

Die Implementierung eines energieautarken Bewässerungssystems im Freilandlabor war ein Projekt, das Forschung mit innovativer Bewässerungstechnik verband. Das System wurde speziell entwickelt, um die Möglichkeiten und Grenzen nachhaltiger Bewässerungstechniken unter realen Feldbedingungen unter Verwendung von gereinigtem Abwasser aufzuzeigen. Im Jahr 2021 wurde die Bewässerungsanlage für die geplante Versuchsfläche in Fresdorf auf die freigegebene Fläche des Landwirts konzipiert. Ziel war es, eine nachhaltige Bewässerungsmethode zu entwickeln, die ressourcenschonend und energieeffizient ist. Im Folgenden werden die wesentlichen Aspekte der Systementwicklung, Umsetzung und Optimierung beschrieben.

7.1.1 Systemkonzeption und technische Umsetzung

Die Planungsphase des Projektes begann mit einer Analyse der standortspezifischen Bedingungen. Dazu gehörten detaillierte Bodenuntersuchungen, klimatische Auswertungen der letzten zehn Jahre sowie eine Bewertung der vorhandenen Infrastruktur. Das entwickelte Systemkonzept sah eine vollständig energieautarke Lösung vor, die sowohl ökologischen als auch ökonomischen Anforderungen gerecht werden sollte.

Die Kernkomponenten des Systems bestanden aus einer Photovoltaikanlage mit einer Spitzenleistung von 3 kW, einem 10 m^3 fassenden Wassertank aus Stahlblech sowie einer solarbetriebenen Tauchpumpe mit einer Leistung von max. 1,8 kW, einem Druck von 4 bar und einer Fördermenge von max. 13 m^3/h, die für die Bewässerung von Mais und Winterweizen auf 1 ha ausgelegt war und somit auch für Kulturen mit einem geringerem Wasserbedarf umgebaut werden konnte.

Die Solarmodule wurden auf einem speziell für das Projekt angefertigten, 50 cm tief eingegrabenen Metallgestell ohne Fundament montiert, so dass die gesamte Photovoltaikanlage flexibel auf und abgebaut werden konnte (Abbildung 112).

Abbildung 112: Foto des aufgebauten Bewässerungssystems im Reallabor. V.l.n.r.: Wassertank, Schaltschrank, Photovoltaikanlage. Hintergrund: Tropfschlauchbewässerung.

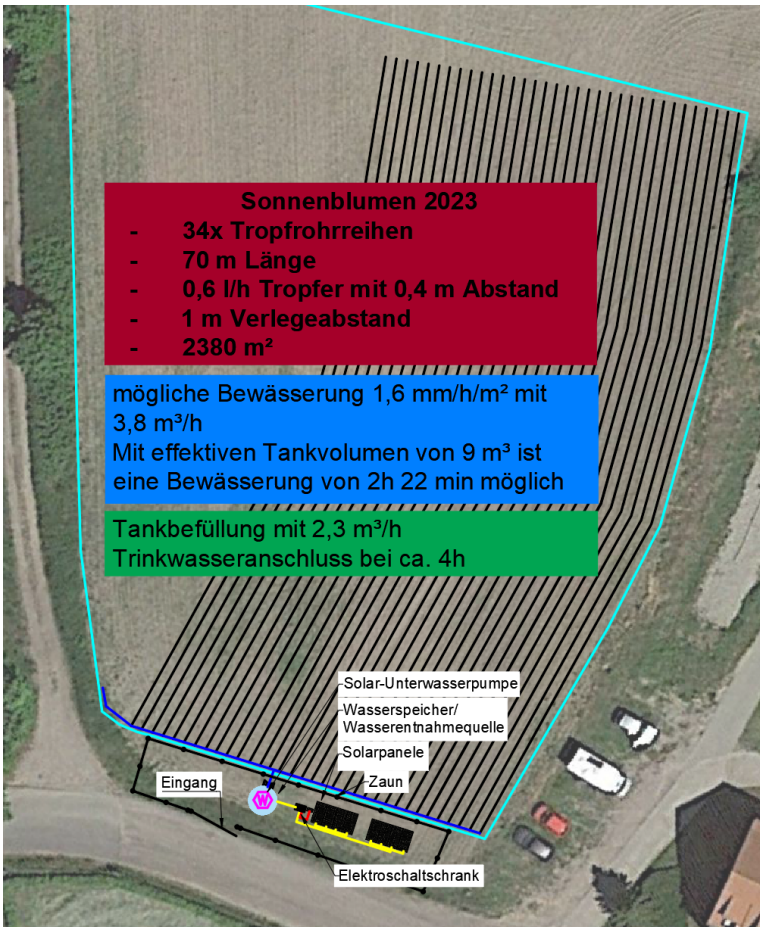


Quelle: eigene Darstellung, irriproject.

Die Solarpumpe wurde liegend im Wassertank und zur optimalen Kühlung und Ansaugung auf einem leicht erhöhten Metallgestell montiert. Zusätzlich wurde ein Trockenlaufschutz mit Schwimmerschalter an der Druckleitung der Pumpe installiert, um einen Pumpendefekt bei niedrigem Wasserstand zu verhindern. Dadurch reduzierte sich das tatsächlich nutzbare Nettovolumen des Tanks auf ca. 9 m^3.

Besonderer Wert wurde auf die modulare Bauweise aller Komponenten gelegt, die eine flexible Anpassung an unterschiedliche Versuchsbedingungen ermöglicht. Die Systemelemente wurden so konzipiert, dass ihr Konfiguration kurzfristig innerhalb weniger Tage auf andere Kulturen angepasst werden konnte. Dazu gehören die druckgesteuerte Tiefbrunnenpumpe mit ausreichender Leistung für wachsende und schrumpfende Beregnungsflächen, ein offener Wassertank zur einfachen Befüllung von der Zufahrtsstraße aus sowie die PEHD-Druckrohrleitung mit Tropfschlauchanschlüssen in verschiedenen Abständen für unterschiedliche Reihenabstände der verschiedenen Kulturen (Abbildung 113). Zusätzlich wurde ein Zaun zum Schutz der Solaranlage errichtet. Diese Maßnahmen wurden getroffen, um die Langlebigkeit der Anlage zu gewährleisten und Vandalismus vorzubeugen.

Abbildung 113: Installationsaufbau zur Bewässerung von Sonnenblumen (2023).



Quelle: eigene Darstellung, irriproject.

Normale Flügelradwasserzähler hätten für einen festen Nenndurchfluss ausgelegt werden müssen, der sich jedoch je nach Beregnungslayout verändert. Aufgrund der variierenden Wasserzufuhr wurde daher die Durchflusskontrolle über eine speziellen Ultraschallwasserzähler installiert, der präzise Bewässerungsmengen in Litern an das Bewässerungssteuergerät übermitteln konnte.

7.1.2 Energieversorgung und Systemautarkie

Die Energieversorgung des Gesamtsystems basierte auf einer speziell für den Standort konfigurierten Photovoltaiklösung. Die Anlage bestand aus acht Solarmodulen mit einer Nennleistung von je 375 W (max. 41 V, max. 11,6 A), die 3x3 verschaltet waren. Diese Konfiguration ermöglichte bei einer Sonneneinstrahlung von 800 W/m² (bewölkt) einer Nennleistung von 2260 Wp an der Pumpensteuerung, die ausreichte, um die Pumpe mit ihrer vollen Leistung von 1800 W zu betreiben. Die Module wurden in einem 55°-Winkel montiert, um eine gleichmäßige Energieproduktion über den Tag hinweg zu sichern (Abbildung 114).

Abbildung 114: Solaranlagenauslegung für den Standort Fresdorf.

Solarpumpenprojekt

Parameter

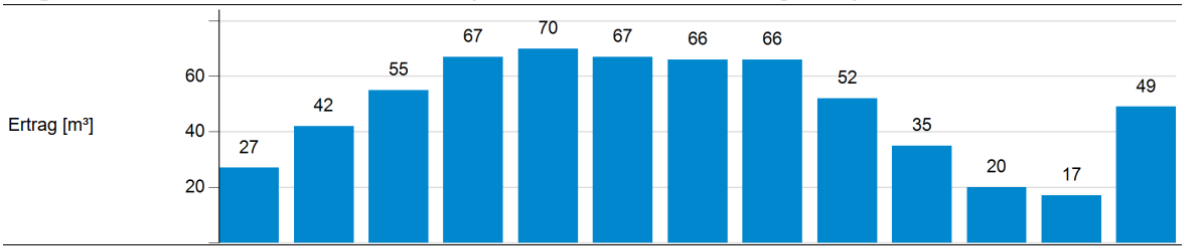
Ort:	Germany, Fresdorf (52° Nord; 13° Ost)	Wassertemperatur:	15 °C		
Gef. tägl. Fördermenge:	50 m³; Auslegung für durchschnittlichen Monat	Verschmutzungsverlust:	5,0 %	Motorkabel:	50 m
Rohrtyp:	plastic, drawn/pressed, used: 0,030 mm	Förderhöhe:	30 m	Rohrlänge:	100 m

Produkte	Menge	Details
PS2-1800 C-SJ8-7	1 Stk.	Unterwasserpumpensystem inklusive Controller mit DataModule, Motor und Pumpe
LC360-M72	9 Stk.	3 240 Wp; 3 x 3 Module; 52 ° geneigt
Motorkabel	50 m	6 mm² 3-Phasen Kabel für Strom und 1-Phasen Kabel für Erdung
Rohrleitung	100 m	60 mm (Innendurchmesser) Rohrleitung
CONNECTED products	1 Satz	PS Communicator 3G, LC20-12M for PS Communicator application, External Antenna for PS Communicator
Zubehör	1 Satz	Well Probe V2, Float Switch, Pressure Switch, Liquid Level Sensor, Liquid Pressure Sensor, Water Meter, SunSwitch, PV Disconnect 440-40-3, Surge Protector2

SunSwitch Einstellungsanforderungen **min. 10 %**

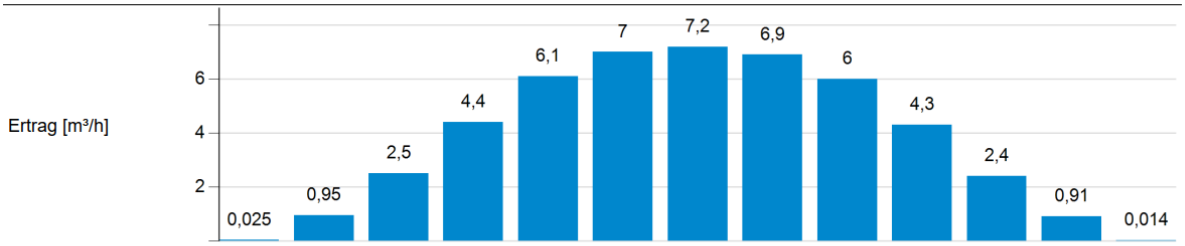
Täglicher Ertrag im durchschnittlichen Monat **49 m³**

Tägl. Werte



	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Ø
Energie [kWh]	5,2	8,0	11	13	14	13	13	13	10	7,0	4,4	3,8	9,7
Einstrahlung [kWh/m²]	1,6	2,5	3,3	4,3	4,8	4,5	4,5	4,4	3,3	2,2	1,4	1,2	3,2
Niederschlag [mm]	1,3	1,1	1,2	1,3	1,8	2,2	1,9	2,0	1,5	1,2	1,5	1,1	1,6
Umgebungstemp. [°C]	0	1	4	9	15	17	20	19	15	10	4	1	10

Stündl. Werte



	6:00	7:00	8:00	9:00	10:00	11:00	12:00	13:00	14:00	15:00	16:00	17:00	18:00
Energie [kWh]	0,099	0,26	0,52	0,84	1,1	1,3	1,4	1,3	1,1	0,82	0,50	0,25	0,096
Einstrahlung [kWh/m²]	0,031	0,082	0,17	0,27	0,37	0,43	0,45	0,43	0,37	0,27	0,17	0,082	0,031
Umgebungstemp. [°C]	5	5	6	8	10	12	14	15	15	15	15	14	14

Quelle: eigene Darstellung, irriproject.

Ein weiteres Solarmodul mit Solarregler wurde installiert, um eine 12V-Batterie parallel zu laden und die autonome Bewässerungssteuerung mit einem GSM-Modul zur Echtzeitüberwachung zu betreiben. Besondere Herausforderungen ergaben sich aus der Notwendigkeit, sowohl die intermittierende Verfügbarkeit der Solarenergie (starke Verschattung, Regenwolken) als auch den Wasserbedarf der Pflanzen mit der Regenwahrscheinlichkeit in Einklang zu bringen. Diese Aufgabe konnte bisher nur durch tägliche Fernwartung der Geräte und manuelle Anpassung der Programme im Bedarfsfall gelöst werden.

7.1.3 Datenermittlung und Systemüberwachung

Zur kontinuierlichen Erfassung der Bodenfeuchte wurden vier FDR-Sonden (Frequency Domain Reflectometry) eingesetzt, die in jeweils 10 verschiedenen Tiefenstufen von 5 bis 85 cm Messungen durchführten. Jede Sonde war mit einem autonomen Loggersystem und GSM-Modulen ausgestattet, welche die Daten alle 15 Minuten erfassten und an einen zentralen Server übertrugen. Die Daten konnten jederzeit online abgerufen und ausgelesen werden.

Die natürliche Inhomogenität des Bodens ab einer Tiefe von 45 cm sowie Lufteinschlüsse durch mögliche Tieraktivität stellten eine besondere Herausforderung dar. Die erhöhte Inhomogenität ist auf die typische Bodenbearbeitung des Feldabschnittes von max. 30 cm zurückzuführen. Dadurch waren die ermittelten Wasserwerte und Beregnungsmengen in den tieferen Schichten nur schwer zwischen den Sensoren vergleichbar bzw. nachweisbar. Hier war es notwendig, sich durch den Vergleich von 4 Sensoren ein Gesamtbild zu machen und auf dieser Basis die Bewässerung fein abzustimmen.

So war es möglich, die Steuerung der Beregnungsanlage über die Wassergabe in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte zu regeln. Durch die Digitalisierung der Steuerung konnten die Bewässerungszeiten optimiert und Wasserverluste minimiert werden.

Die Kommunikation mit dem Landwirt ist beim Einbau von Bodenfeuchtesensoren entscheidend, um sicherzustellen, dass die Sensoren an geeigneten Stellen platziert werden. Dabei muss berücksichtigt werden, dass sie nicht von Fahrgassen, Bearbeitungsbereichen oder landwirtschaftlichen Anbaugeräten beschädigt werden.

Auch der Einbau der Sensoren sollte durch geschultes Personal erfolgen und geeignete Stellen sollten vorher durch Bodenproben untersucht werden, da bereits kleine Einbaufehler zu Lufteinschlüssen oder Sensorplatzierungen führen können, die für die Bewässerung eines Feldabschnittes nicht aussagekräftig sind.

7.1.4 Praktische Umsetzung und Erfahrungen

Das ursprüngliche Konzept sah ein Bewässerungssystem unter Verwendung von gereinigtem Abwasser aus einer Membranbioreaktoranlage (MBR) vor. Dieses Vorhaben musste jedoch aufgrund unvorhergesehener Lieferverzögerungen bei elektronischen Steuerungskomponenten zunächst zurückgestellt werden. Als Interimslösung wurde ein Trinkwassersystem implementiert, um die volle Funktionsfähigkeit der Anlage und aller Anforderungen zu testen und aufrechtzuerhalten.

Die Bewässerung selbst erfolgte wie geplant über die Tropfbewässerung, angepasst an die aktuelle Nutzpflanze, mit druckausgleichenden Tropfern, die eine gleichmäßige Wasserabgabe unabhängig von Geländeunebenheiten gewährleistete. Die Schläuche wurden in einem variablen Raster verlegt, das an die jeweiligen Reihenabstände der Versuchspflanzen angepasst werden konnte. Die Tropfschläuche wurden in geringen Abständen mit Erdankern im Boden befestigt.

Um die Befahrbarkeit der Ackerfläche für Aussaat, Pflanzenschutz und Ernte zu gewährleisten, wurde die Bewässerungsanlage turnusmäßig auf- und abgebaut. Dies erforderte eine detaillierte Planung, um eine reibungslose Umsetzung zu gewährleisten.

Die mehrfachen Auf- und Abbauzyklen während der zweijährigen Versuchslaufzeit führten zu Eigenentwicklungen von Auf- und Abrollständern, die zu deutlichen Effizienzsteigerungen führten. Diese Verbesserung resultierte sowohl aus optimierten Arbeitsabläufen als auch aus technischen Verbesserungen wie dem Einsatz von Schnellkupplungen für die Hauptwasserleitung.

Die Windanfälligkeit der Tropfschläuche in der frühen Wachstumsphase konnte durch spezielle Endverschlüsse mit Gummispannern sowie durch eine Erhöhung der Erdankermenge gelöst werden.

Aufgrund der Lage des Reallabors im Vorgewende und der Feldzufahrt für die Landmaschinen sowie der Nähe von verdichteten Straßen waren die Bodenbearbeitung, die Saatgutbedeckung und die Reihenabstände nicht immer homogen genug, um Aussagen über die gesamte Feldbewässerung treffen zu können. Hier wäre ein geeigneterer Feldabschnitt mit besserer Vergleichbarkeit mit einer größeren Anbaufläche von Vorteil.

Aufgrund der Problematik der Wasserversorgung mit gereinigtem Abwasser musste auf die Unterstützung des angrenzenden Wohnhauses zurückgegriffen werden. Durch die Hilfsbereitschaft der Anwohner konnte die Trinkwasserversorgung für eine Bewässerungssaison sichergestellt werden, um die Funktionsfähigkeit der Anlage ausgiebig zu testen. Dies erforderte zusätzliche Absprachen, Wasserzählerinstallationen, Anwohnerfragen sowie Fehlerdiagnose und Fahrten zum Auffüllen des Wassersilos.

7.1.5 Ergebnisse und zukünftige Entwicklungen

Die Auswertung der Versuchsdaten hat gezeigt, dass das System seine grundsätzliche Funktionalität unter Beweis gestellt hat.

Für zukünftige Entwicklungen sind verschiedene Verbesserungen geplant. Dazu gehören die Integration von Algorithmen für eine noch effizientere automatische Bewässerungssteuerung, der Betrieb der Anlage mit gereinigtem Abwasser sowie die Entwicklung von automatischen Verlegemaschinen für Tropfschläuche. Die gewonnenen Erkenntnisse bilden eine solide Grundlage für die Weiterentwicklung nachhaltiger Bewässerungssysteme in der Landwirtschaft.

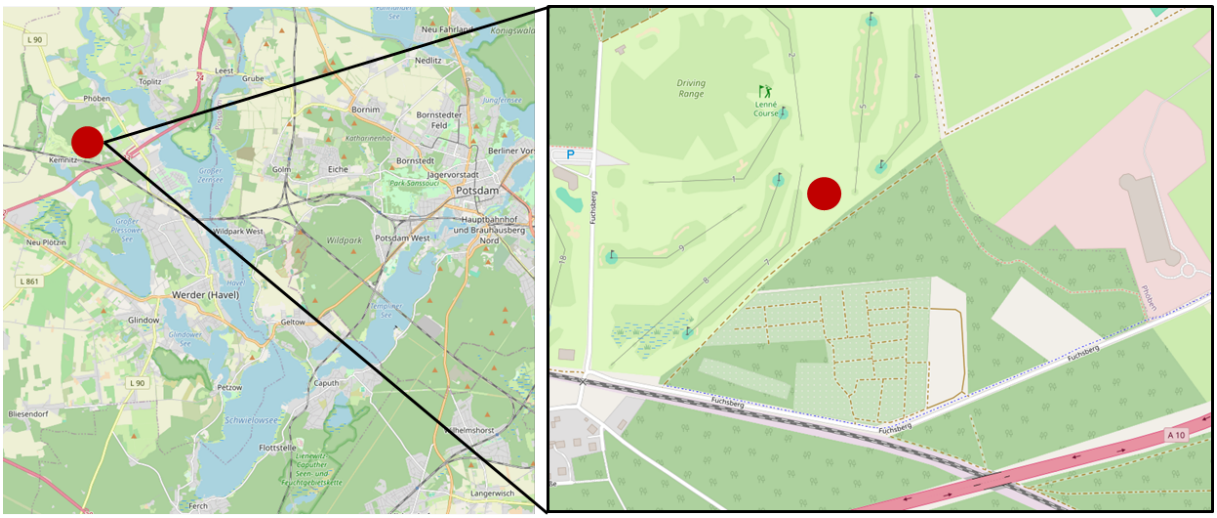
7.2 Bewässerungsstudien für urbane Zwecke

Auf dem Gelände der Märkischen Golfland GmbH (MGL) wurden Bewässerungsversuche im Pilotmaßstab zur Erprobung einer Grün- und Sportflächenbewässerung durchgeführt. Für die Betreiber der Anlage, die aus sportlich genutzten und naturnahen Flächen besteht, ist eine Bewässerung unabdingbar. Unter den Betreibenden herrscht Klarheit darüber, dass sie in Nutzungskonkurrenz zu anderen Wasserverbräuchen stehen, bei gleichzeitig begrenzten Wasserressourcen in der Region. Deutlich wird dies zum Beispiel an deutlichem Rückgang der Pegel im „Seddiner See“ und im „Plessower See“ (BUND, 2023). In dem Kontext ist es bedeutsam, dass der Plessower See durch den „Wasser- und Abwasserzweckverband Werder“ (WAZV) als Frischwasserressource zur Trinkwassergewinnung genutzt wird. Die MGL stellte ihre Bewässerung von der Nutzung von Grundwasser auf Oberflächenwasser um. Das Oberflächenwasser entstammt einem nahegelegenen Schöpfwerk und wird auf den Flächen der MGL in Bewässerungsteichen zwischengespeichert, bevor es zur Bewässerung genutzt wird. Verschiedene Maßnahmen, um den Wasserverbrauch durch Bewässerung zu verringern wurden bereits eingesetzt, wie z.B. die

Ermittlung des unterschiedlichen Wasserbedarfs einzelner Flächen und der Einsatz von Teilkreisberegnern, um nicht bedürftige Flächen auszusparen.

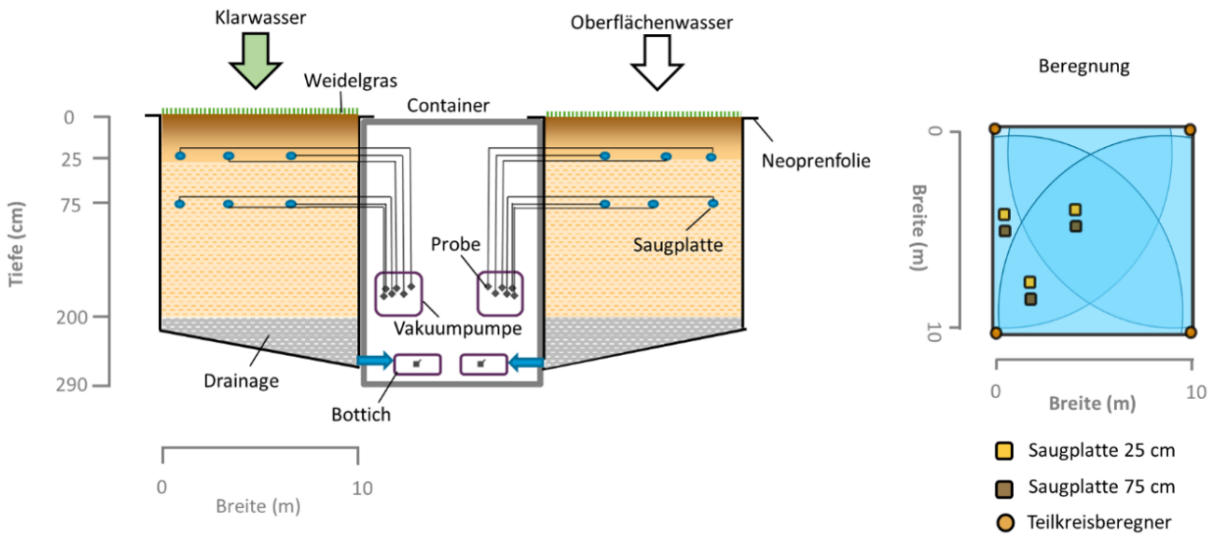
Über diese Maßnahmen hinaus wird die Wasserwiederverwendung als Chance gesehen, den Frischwasserverbrauch weiter zu reduzieren und somit den örtlichen Wasserkreislauf zu entlasten. Um die urbane Wasserwiederverwendung zu erproben, wurden, durch die MGL eigenfinanziert, zwei Großlysimeter installiert. Mit diesen ist es möglich, Pilotversuche durchzuführen und sowohl praktische als auch Aspekte des Grundwasser- und Bodenschutzes zu untersuchen. Die Lage der MGL und der Großlysimeter auf den Flächen der MGL sind in Abbildung 115 durch rote Punkte markiert.

Abbildung 115: Links: Lage der Versuchsflächen in Phöben bei Werder (Havel). Rechts: Die Lage der Großlysimeter auf dem Gelände der Märkischen Golfland GmbH.



Quelle: eigene Darstellung, UBA.

Abbildung 116: Skizze der zwei Versuchsanlage inklusive Probenahmestellen und Anordnung der Teilkreisberegner.



Quelle: eigene Darstellung, UBA.

Wie in Abbildung 116 skizziert, umfasst ein Lysimeter eine Oberfläche von 100 m^2 bei einer Tiefe von 2 m. Nach Aushub des anstehenden Bodenmaterials wurde eine verschweißte

Neoprenfolie zur Abdichtung gegenüber dem außenliegenden Boden verbaut. Der Bodenaushub wurde in verschiedenen Haufwerken gesammelt und entsprechend des Ausgangszustands rückverfüllt. Danach ruhten die Lysimeter für circa ein Jahr, sodass sich das Bodenmaterial setzen konnte, um ein neues Gleichgewicht der biologischen und chemischen Prozesse zu erreichen. Die Beregnung eines Lysimeters erfolgt über vier Teilkreisberegner, einer pro Ecke, die sich in ihrer Wurfweite überlappten (zweifach, dreifach und vierfach). Dieses Bewässerungsbild sollte entsprechend der Beregnungsplanung eine möglichst homogene Flächenberegnung erzeugen.

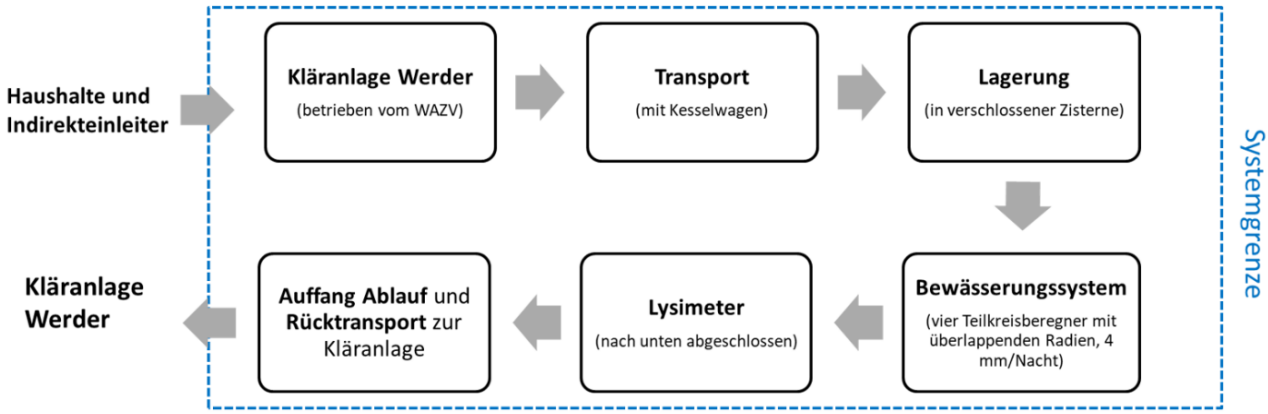
Im Juli 2024 startete die Bewässerung der beiden Lysimeter. Zur Bewässerung wurde für ein Lysimeter Oberflächenwasser, wie üblich, als Referenzbewässerung genutzt. Das andere Lysimeter wurde mit Klarlauf der örtlichen Kläranlage des WAZV bewässert. Es erfolgte keine weitere Nachbehandlung, sondern das Wasser wurde aus dem Betriebswasservorrat der Kläranlage entnommen und mit einem Kesselwagen zur Anlage gebracht. Beide Wässer wurden in im Boden eingelassenen Zisternen gespeichert und aus diesen morgens 3 Uhr mit 4 mm bewässert. Die Zisternen wurden wöchentlich mit frischem Klarwasser befüllt.

Bei Rückverfüllung des Bodenaushubs wurden in den Tiefen 25 cm und 75 cm unter Geländeoberkante jeweils drei Saugplatten (Fa. ecoTech) installiert, die einen Keramischen Köper mit einer Porenweite von 0,45 µm besitzen. Durch hydraulischen Kontakt zwischen Keramikkörper und Boden kann mittels der angeschlossenen Unterdrucksysteme Bodenwasser in Sammelgefäße abgezogen werden. Das Unterdrucksystem wurde auf -400 hPa eingestellt. Zwischen den beiden Lysimetern ist ein Überseecontainer in den Boden eingelassen. Über diesen sind die Leitungen der Saugplatten zugänglich.

Die Lysimeter entwässern über eine Drainageschicht aus Kies, die am Boden installiert ist. Der Abfluss (Drainagewasser) der Lysimeter fließt jeweils über ein Rohr in einen Bottich im Überseecontainer. Der Abfluss des Klarlauf-Lysimeters wurde aus dem Bottich in den zur Anlieferung des Klarlaufs genutzten Tankwagen gepumpt und mit der nächsten Abholung wieder in die Kläranlage eingespeist. Der Abfluss des Oberflächenwasser-Lysimeters wurde an die Oberfläche gepumpt und anschließend versickert.

Zur Genehmigung der Versuche wurde eine Risikobetrachtung durchgeführt und es wurden entsprechende Maßnahmen vorgenommen. Die Systemgrenzen dieser Betrachtung, die einzelnen Prozessschritte und assoziierten Maßnahmen zur Risikominderung sind in Abbildung 117 verdeutlicht. Nur eingewiesene Personen führten Arbeiten mit dem Klarlauf aus und der Klarlauf war zu keiner Zeit öffentlich zugänglich. Des Weiteren erfolgte die Bewässerung in den Morgenstunden (4:00 – 04:20 Uhr), um mögliche Belastungen (direkt oder Aerosole) von Spieler*inne und Passant*innen auszuschließen. Jede Bewässerung betrug circa 4 mm. Zusätzlich ist die Versuchsfläche beschildert und eine Absperrung, im Abstand von 2 m, um die Versuchsfläche eingerichtet worden. Dadurch, dass es sich um einen abgeschlossenen Versuchskörper handelt und der Ablauf des Klarlauf-Lysimeters aufgefangen und wieder zur Kläranlage gebracht wurde, bestanden keine Risiken für die umgebende Umwelt. Ebendiese werden durch die Versuche untersucht.

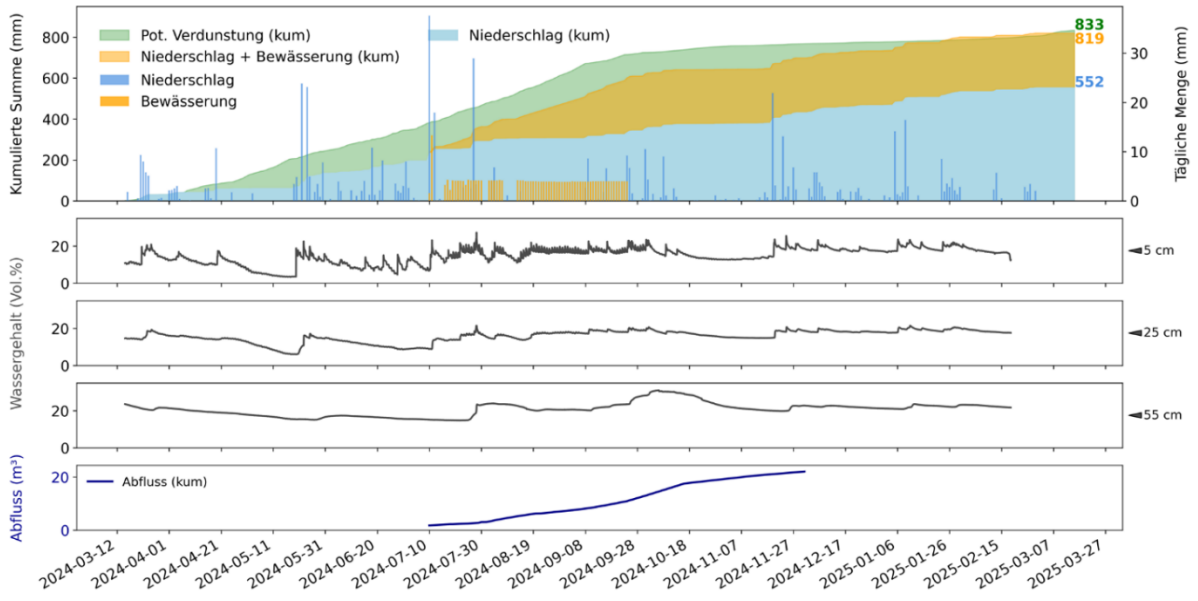
Abbildung 117: Prozessschema des Bewässerungsversuchs mit Klarlauf.



Quelle: eigene Darstellung, UBA.

Abbildung 118 zeigt die Eingangsdaten zur Bildung einer Klimatischen Wasserbilanz für das hydrologische Jahr März 2024 – März 2025. Die Niederschlagsdaten entstammen der Wetterstation Großkreutz-Krielow (Stations-ID 1801). Die Daten der potenziellen Evapotranspiration entsprechen der Grasreferenzverdunstung (Modellrechnung nach Haude) für die Station Potsdam (Stations-ID 3987). Beide Datensätze wurden vom Onlineportal des „Climate-Data-Center“ (CDC, 2024) bezogen. Abweichend vom feinsandigen Boden der Lysimeter wird die potenzielle Evapotranspiration nach Haude für lehmigen Boden berechnet, was, neben der städtischen Lage der genutzten Messstation, möglicherweise zur Überschätzung dieser Größe führte.

Abbildung 118: Darstellung der Eingangsgrößen zur klimatischen Wasserbilanz für das hydrologische Jahr März 2024 - März 2025. Die eingegangenen Niederschlagsdaten entstammen der Wetterstation Großkreutz-Krielow, die der Verdunstung der Station Potsdam. Darunter ist der volumetrische Bodenwassergehalt jeweils für die Tiefen 5, 25 und 75 cm für eine Messsonde des Klarlauf-Lysimeters dargestellt. Die Abflussmenge des Klarlauf-Lysimeters ist unten dargestellt.



Quelle: eigene Darstellung, UBA.

Die kumulierte potenzielle Verdunstung für das betrachtet hydrologische Jahr beträgt 833 mm. Dem gegenüber stehen 552 mm Niederschlag und eine Bewässerung von 253 mm. Die Klimatische Wasserbilanz in diesem Zeitraum und für die genannten Eingangsgrößen ist nahezu ausgeglichen. Ohne die Bewässerung bestünde ein entsprechendes Bilanzdefizit.

Je Lysimeter wurden zwei Messsonden (Fa. Sentec) zur kontinuierlichen Erfassung des volumetrischen Bodenwassergehalts installiert. Diese messen in einer Auflösung von 10 cm und bis in eine Tiefe von 85 cm den Wassergehalt und die Temperatur. Exemplarisch sind die Ergebnisse für das betrachtete hydrologische Jahr und für die Tiefen 5 cm, 25 cm und 75 cm in Abbildung 120 für eine Sonde in dem Klarlauf-Lysimeter dargestellt. Über die Ergebnisse sind Aussagen zum Wasserretentionsvermögen der Lysimeter möglich, ohne diese durch invasive Probenahmen zu stören. Die aufgenommenen Bodenfeuchtedaten sind bereits ohne tiefgehende Auswertung förderlich für das Prozessverständnis. Zum Beispiel im Zeitraum 10. Oktober bis 20. November 2024 sinken die Bodenwassergehalte in den dargestellten Tiefen jeweils von einem hohen Niveau auf einen konstanten Wert. Gleichzeitig fiel nahezu kein Niederschlag und die potenzielle Evapotranspiration für diesen Zeitraum geht gegen Null. Einerseits lässt dies auf geringe bis keine Wasserbewegungen in diesen Bodentiefen schließen. Andererseits ist hier möglicherweise die Feldkapazität des Bodens erreicht, also das Vermögen des Bodens Wasser gegen die Schwerkraft zu halten, darstellt. Mittels dieser Methode wird eine Feldkapazität von 16 ± 2 Volumenprozent ermittelt. Vor dem Hintergrund des Bodenmaterials (Feinsand) ist dies als hoch zu bewerten. Es ist zu berücksichtigen, dass die Sensoren nicht exakt kalibriert wurden und dementsprechend nicht den wahren Bodenwassergehalt wiedergeben. Für eine relative Betrachtung der Entwicklung der Bodenfeuchte ist dies jedoch nicht relevant. Exaktere Bestimmungen wären möglicherweise über inverse Modellierungen möglich. Zum Beispiel mit Modellen wie Hydrus-1D, die anhand der hydraulischen Bodendaten und Niederschlag die Bodenfeuchte und den vertikalen Stofftransport modellieren (vergleiche Kapitel 5.5).

Mit dem Bewässerungsstart wurden am Lysimeterablauf Wasseruhren zur Quantifizierung der Abflussmenge installiert. Wegen eines technischen Defekts endete die Quantifizierung der Ablaufmenge Anfang Dezember. Bis zu diesem Zeitpunkt flossen aus dem Klarlauf- bzw. dem Oberflächenwasser-Lysimeter 22,2 und 26 m^3 ab.

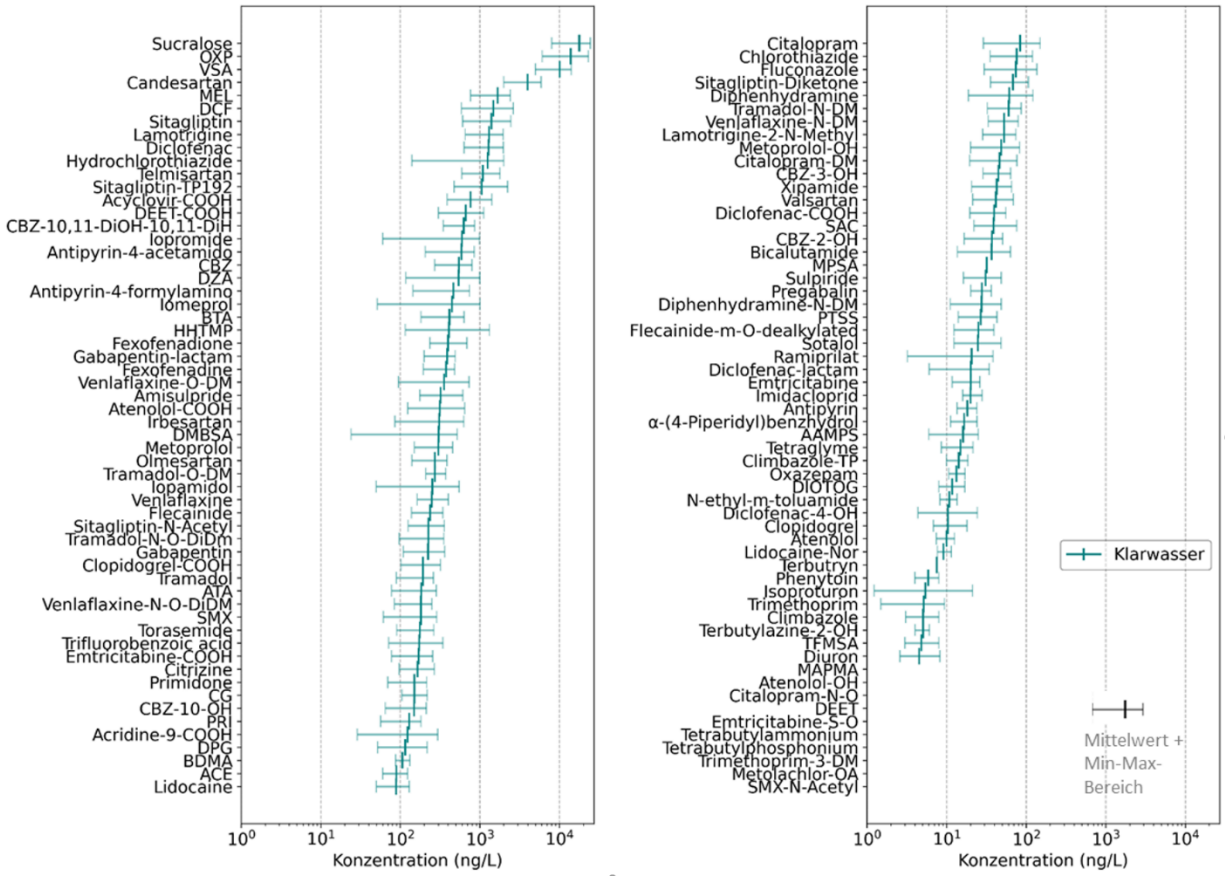
Analysen der wässrigen Proben des Klarlaufs, aus den Tiefen 25 und 75 cm Tiefe sowie den Lysimeterabläufen wurden für organische Spurenstoffe durchgeführt. Eine erste Methode (HPLC-MS/MS, kurz: PM-Methode, siehe Kapitel 2.2.4.7) zur Analyse von 24 potenziell persistenten und mobilen Spurenstoffen (PM-Stoffe) sowie eine zweite Methode (UHPLC-MS/MS, kurz: Pharma-Methode) zur Analyse von mehr als 98 pharmazeutischen organischen Spurenstoffen, wurden eingesetzt. Im Folgenden werden die Ergebnisse für die Untersuchungen des Klarlaufs und Klarlauf-Lysimeters abgehandelt.

Abbildung 119 zeigt die Target-Substanzen geordnet nach deren Konzentrationshöhe im Klarlauf. Zur Darstellung wurden der Mittelwert sowie der Min-Max-Bereich gebildet, wobei alle Ergebnisse, der insgesamt acht verschiedenen Chargen an Klarlauf, einbezogen wurden. Im Klarlauf wurden von 118 Target-Analyten 107 mit mittleren Konzentrationen zwischen ca. 4 ng/L (Diuron) und ca. 20.000 ng/L (Sucralose) gemessen.

Bis zum Januar 2025 waren im Ablauf des Klarlauf-Lysimeters 19 der Target-Substanzen in Konzentration größer der jeweiligen Bestimmungsgrenze messbar. Hierbei bestehen jedoch für einen erheblichen Teil der Stoffe noch Unsicherheiten. Einerseits, weil für einen Teil der Stoffe der Pharma-Methode zum Berichtszeitpunkt kein abschließendes Ergebnis vorlag. Zudem ist die Datenlage zur Pharma-Methode insgesamt dünner, da aufgrund der hohen Anzahl der Target-Analyten nicht alle Proben mit dieser Methode analysiert werden konnten. Andererseits, weil die

Analysen durch Kontaminationen oder Matrixeffekte beeinflusst sein können. Bezogen auf das Lysimeter, das referenziell mit Oberflächenwasser bewässert wurde, wurden die Stoffe BDMA, DIOTOG, MPSA, MAPMA, MEL, PTSS sowohl in den Proben, die über Saugplatten entnommen wurden, als auch im Ablauf des Lysimeters gemessen. Da alle diese Substanzen nicht im Oberflächenwasser vorlagen, ist eine genauere Betrachtung der Analytik und möglicher Kontaminationsquellen unabdingbar. Im Einzelnen wäre hierfür eine detaillierte Untersuchung erforderlich, die im Rahmen des präsentierten Screenings nur teilweise erfolgt. Für HHTMP und PTSS wird vermutet, dass es sich um Kontamination aus dem Bottich sowie weitere Kunststoffbauteile, zum Auffangen und Abpumpen des Ablaufs aus dem Container handelt. Eine weitere Kontaminationsquelle ist die Neoprenfolie, die als Außenhülle der Lysimeter fungiert.

Abbildung 119: Darstellung der mittleren sowie minimalen und maximalen Konzentrationen der Target-Analyten im Klarlauf bezogen auf den Versuchszeitraum.



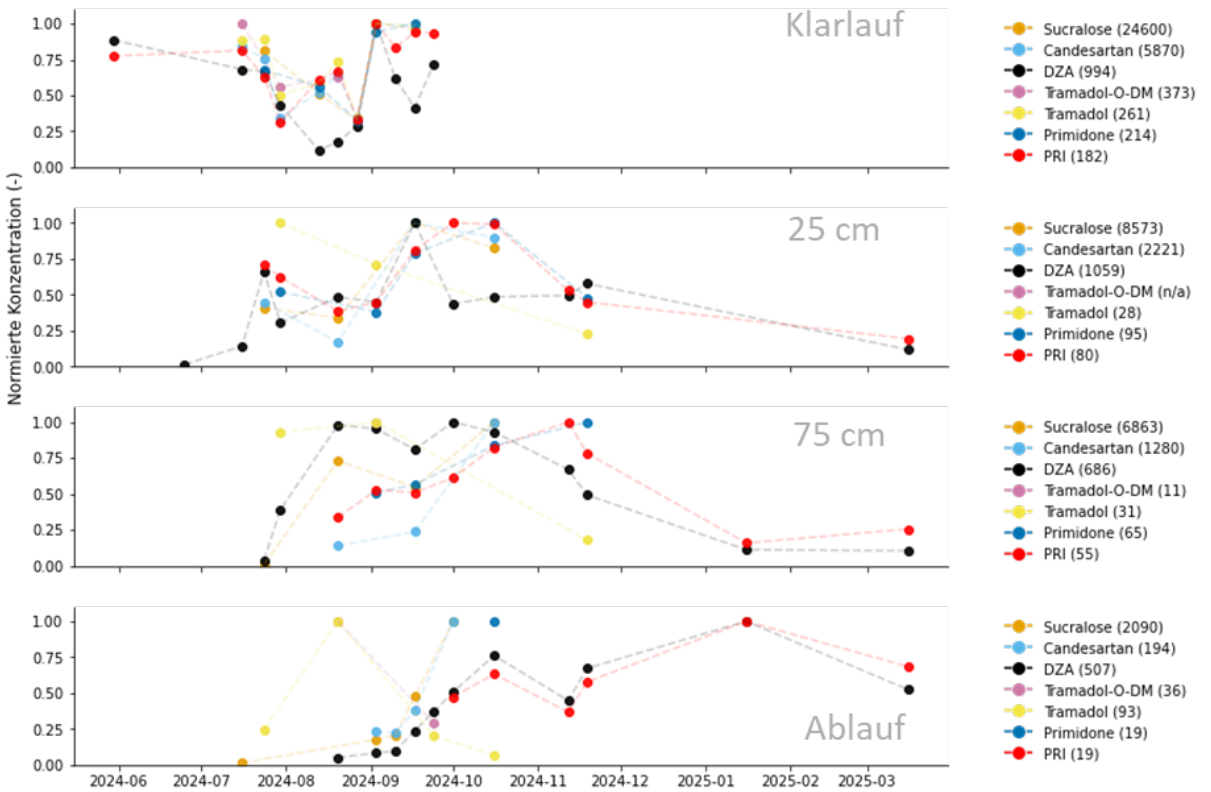
Quelle: eigene Darstellung, UBA.

HHTMP wird als Weichmacher in Kunststoffprodukten eingesetzt und ist aus anderen Versuchen für Kontaminationen durch Leaching aus Kunststoffmaterialien bekannt. Des Weiteren wurde TFMSA in den Proben, die über die Saugplatten beider Lysimeter genommen wurden, in sehr hohen Konzentrationen gemessen. Dies ist auf den Verbau von PTFE-Schläuchen zur Förderung der Probe von der Saugplatte zum Sammelgefäß zurückzuführen. Folglich ist keine Auswertung der Ergebnisse bezüglich TFMSA möglich. Aus genannten Gründen werden die folgenden Stoffe, die jedoch mindestens einmalig im Ablauf quantifiziert wurden, aus der weiteren Betrachtungen ausgeschlossen: HHTMP, Atenolol-COOH, BDMA, MPSA, PTSS, DIOTOG, Clopidogrel, MAPMA, Atenolol-OH, DEET, TFMSA, MEL.

Trotzdem lassen sich innerhalb des vergleichsweise kurzen Versuchszeitraums einige Substanzen ableiten, die unter den Versuchsbedingungen als potenziell für das Grundwasser relevant bewertet werden können. Mit den durchgeführten Screening-Ergebnissen können Kriterien zur Kategorisierung der Spurenstoffe vorgenommen werden, z.B. anhand der Konzentration im Klarlauf und Vorkommen beziehungsweise Konzentration im Lysimeterablauf. Beispielsweise sind Sucralose und Candesartan Substanzen mit vergleichsweise hohem Stoffeintrag durch die Bewässerung. Sie wurden im Lysimeterablauf gemessen, wenngleich in stark verminderter Konzentration nach der Bodenpassage im Vergleich Eingangskonzentration. Oxipurinol (OXP) und Valsartansäure (VSA) dagegen lagen in hohen Konzentrationen (> 10^4 ng/L) im Bewässerungswasser vor, jedoch nicht im Lysimeterablauf. Ursächlich hierfür sind höchstwahrscheinlich Prozesse wie Biotransformation und Adsorption. Generell kann die Adsorptionskapazität bei langjähriger Bewässerung erschöpfen, sodass es zu weiteren Stoffdurchbrüchen kommen kann. Allerdings sind auf Grundlage der berichteten Ergebnisse dahingehend keine Aussagen möglich. Zudem liegen für den weiteren Konzentrationsverlauf bis März 2025 nur für die Stoffe der PM-Methode Ergebnisse vor.

Amidotrizoesäure (*Diatrizoic acid*, DZA) ist sowohl aus anderen Lysimeter-Studien des PU_2R-Projektes für ein tracerartigen Transport in der ungesättigten Bodenzone bekannt (Dittmann et al., 2024), als auch aus früheren Lysimeterstudien sowie nach langjähriger Wasserwiederverwendung in Braunschweig (Ternes et al., 2007). DZA ist eine geeignete Referenzsubstanz, um die Transportdynamik weiterer Stoffe zu untersuchen.

Abbildung 120: Transportdynamik ausgewählter Stoffe, die im Ablauf des Klarlauf-Lysimeters gemessen wurden. Die Ergebnisse wurden auf die im Versuchszeitraum maximale Konzentration der jeweiligen Probenahmestellen (Klarlauf, 25 cm, 75 cm, Ablauf) normiert, sodass der dargestellte Maximalwert 1 ist. Proben der Tiefen 25 und 75 cm wurden für einen Zeitpunkt gemittelt.



Quelle: eigene Darstellung, UBA.

Abbildung 120 zeigt diesbezüglich die Transportdynamik von Sucralose, Candesartan, Primidon (PRI und Primidone), Tramadol und Tramadol-O-DM neben der Referenzsubstanz DZA. Für den Stoff Primidon liegen Ergebnisse aus beiden Methoden vor und sind hier zum Abgleich der eingesetzten Methoden zusammen dargestellt. Die Ergebnisse beider Methoden stimmen sehr gut überein. Weitere Stoffe sind in beiden Methoden enthalten, jedoch nicht dahingehend ausgewertet. Zunächst wurden die Ergebnisse, jeweils für die Probenahmestellen (Klarlauf, 25 cm, 75 cm, Lysimeterablauf), auf das im Untersuchungszeitraum bestimmte Maximum normiert. Für die Proben aus 25 und 75 cm Tiefe wurde zuvor der Mittelwert für die drei genutzten Saugplatten gebildet. In den Legenden sind die stoffspezifischen Maxima, der in die Berechnung eingegangenen Mittelwerte, in Klammern angegeben, sodass die Information zur Konzentrationsabnahme über die Tiefe erhalten bleibt. Die gemessenen Konzentrationen im Klarlauf korrelieren für zahlreiche Stoffe, wie in Abbildung 120 (oben) anhand der ähnlichen Verläufe erkennbar ist. Dies ist vermutlich auf ihren proportionalen Eintrag ins Abwasser, und ebenso proportional wirkende Einflüsse wie Trocken- oder Nasswetter und Warm- oder Kaltwetter auf die Konzentrationen im Rohabwasser sowie die Wirksamkeit der Klärprozesse, zurückzuführen. Das Röntgenkontrastmittel DZA folgt dieser Korrelation weniger stark. Im Vergleich von drei untersuchten Röntgenkontrastmittel (DZA, Iomeprol, Iopamidol) wurde festgestellt, dass deren Vorkommen im Klarlauf nicht korreliert (Daten nicht dargestellt). Ein Grund wird im variablen Einsatz der Röntgenkontrastmittel vermutet, sodass diese nicht zu jeder Zeit gleichermaßen, sondern möglicherweise sogar intermittierend genutzt werden. Auch wenn die absolute Konzentrationsabnahme mit der Tiefe für die Stoffe unterschiedlich ist, ähneln sich die auf das Maximum normierten Verläufe teilweise. Insbesondere für die Stoffe Primidon (PRI), Candesartan und Sucralose deutet sich im Lysimeterablauf ein zur Referenzsubstanz DZA ähnliche Stofftransportdynamik an. Tramadol und dessen Metabolit Tramadol-O-DM dagegen zeigen einen gegenläufigen und negativem Trend auf, mit sehr frühem Auftauchen in allen Messtiefen. Beide Analyten waren in Proben des Oberflächenwasser-Lysimeters nicht messbar. Folglich wird dies, anders als bei den zuvor von der Auswertung ausgeschlossenen Stoffe, auf die Bewässerung mit Klarlauf zurückgeführt und nicht von einer Fehlmessung ausgegangen. Für DZA und Primidon ist anhand der Ergebnisse festzustellen, dass dreieinhalb Monate nach Ende der Bewässerung das Konzentrationsmaximum im Ablauf erreicht wurde und die Konzentration anschließend weiter abnimmt. Das Konzentrationsmaximum beträgt im Ablauf (507 ng/L) circa 51% der im Bewässerungswasser ermittelten Maximalkonzentration (994 ng/L). Die Ergebnisse bestätigen die Eignung von DZA als Indikatorstoff für das Monitoring von Grundwasser.

8 Dialogprozesse

8.1 Runde Tische

Während der Projektlaufzeit von PU_2R wurden mehrere „Runde Tische“ mit Stakeholdern zur Wasserwiederverwendung durchgeführt (Tabelle 55).

Tabelle 55: Runde Tische als Veranstaltungen im Rahmen des PU_2R Projekts.

Diskussionsrunde	Beteiligte	Inhalt	Datum
„Runder Tisch“ Golfplatzversuche	Aki s. Ruhl, Fatima El-Atman, Carlos Tielesch	Vorbesprechung zur möglichen Versuchen mit Bau von Großlysimetern	17.09.2021
Austausch in Werder	Untere Wasserbehörde, Naturschutzbehörde, Abwasserzweckverband	Forschungsarbeiten und Ergebnisse aus PU_2R	09.05.2022
Verbandsversammlung des Wasser- und Abwasserzweckverbandes	Gemeindevertreter*innen, Verbandsmitarbeitende	Forschungsarbeiten und Ergebnisse aus PU_2R	31.05.2023
Online-Behördenaustausch	Landesumweltministerium, Landesumweltamt, untere Wasserbehörde, Naturschutzbehörde, Projektbeteiligte	Forschungsarbeiten und Ergebnisse aus PU_2R	03.07.2023
Bürger*innendialog Fresdorf	Anwohner*innen, Landwirte, Projektbeteiligte	Forschungsarbeiten und Ergebnisse aus PU_2R	05.09.2023
Kläranlage Stahnsdorf	Unterschiedliche Abteilungen der Berliner Wasserbetriebe, Vertreter*innen der Bürgermeisterin	Forschungsarbeiten und Ergebnisse aus PU_2R	05.03.2024
Austausch im Rahmen des PU_2R-Projekttreffens	Untere Wasserbehörde, Abwasserzweckverband	Forschungsarbeiten und Ergebnisse aus PU_2R	11. und 12.04.2024
Vortrag und Austausch im Rahmen der figawa-Jahrestagung	Zahlreiche Unternehmen, Verbände	Ergebnisse aus PU_2R	11.09.2024
Austausch zu Ergebnissen der Bewässerungsversuche	Untere Wasserbehörde, Abwasserzweckverband, Naturschutzbehörde, Wassernutzer*innen, Wasser- und Bodenverband	Ergebnisse der Großlysimeter	16.01.2025
Austausch zur landwirtschaftlichen und städtischen Wasserwiederverwendung	Landesumweltministerium, Landesumweltamt, untere Wasserbehörde, Abwasserzweckverband, Wassernutzer*innen	Ergebnisse aus PU_2R	April 2025

8.2 Input für die Entwicklung nationaler Regelungen

Eine Vielzahl der Erkenntnisse aus PU_2R sind in die aktuellen nationalen Regelungsprozesse (vgl. Kapitel 6.5) eingeflossen.

Für die Erarbeitung der Merkblattreihe DWA-M 1200 waren folgende Ergebnisse von Bedeutung:

- Sicherer Rückhalt von Bakterien und Protozoen im MBR: Die Ultrafiltration bietet eine sichere Barriere gegen Bakterien und Protozoen, so dass die Anforderungen der Güteklassen B bis D mit alleiniger UF eingehalten werden, sofern *keine* Validierung erforderlich ist.
- Der MBR kann den im Rahmen einer Validierung geforderten Virenrückhalt nicht sicher gewährleisten; für das Erreichen der Validierungsanforderungen ist eine weitere (UV-)Desinfektion erforderlich.
- Untersuchungen und Risikoabschätzungen zur Aufnahme organischer Spurenstoffe durch die bewässerten Pflanzen belegen, dass selbst bei Bewässerung mit nicht weiter aufbereitetem Kläranlagenablauf keine gesundheitlich relevante Kontamination von Lebensmitteln zu erwarten ist.
- Untersuchungen zum Verhalten organischer Spurenstoffe im Boden zeigen, dass zur Bewertung der Relevanz organischer Spurenstoffe neben der Berücksichtigung der stofflichen Eigenschaften auch die Bodeneigenschaften miteinbezogen werden müssen – ein entsprechendes Vorgehen wird in DWA-M 1200-1 dargelegt.

Für die geplante Bundesverordnung für Wasserwiederverwendung (vgl. Kapitel 6.5) hat das Umweltbundesamt eine Liste relevanter Spurenstoffe empfohlen (UBA, 2024), die bei der Risikobewertung gemäß EU-Verordnung (REG (EU) 2020/741, 2020) berücksichtigt werden sollen. Aufbauend auf den hier beschriebenen Ergebnissen zu einer möglichen Stoffverlagerung ins Grundwasser (vgl. Kapitel 5) soll darin auch DZA ergänzt werden.

8.3 Demonstrationen für unterschiedliche Akteure

Während der Projektlaufzeit von PU_2R wurde der Ansatz der dezentralen Wasserwiederverwendung in verschiedenen Formaten vorgestellt und demonstriert (Tabelle 56).

Tabelle 56: Demonstrationen der Produkte und Ergebnisse des PU_2R Projekts.

Demonstration	Beteiligte	Beschreibung	Datum
FEMAR: Wissenschaftlerinnen für die Wiederverwendung von Wasser durch intelligente Grundwasseranreicherung in Nordafrika	Aki S. Ruhl, Fatima El-Athman	Projektvorstellung in internationalem Kontext	09.11.2021
IWA International Conference on Water Reuse and Reclamation in Chennai, Indien	Daniel Dittmann, Maximilian Roß (PU_2R), Alina H. Seelig	Zwei Vorträge und Tagungsbandbeiträge	15.-19.01.2023
Deutsches Reumaforschungszentrum Berlin (DRFZ)	Aki S. Ruhl, Daniel Dittmann	Vorstellung des Projekts und Besprechung von Kooperationsmöglichkeiten	03.02.2023
Statuskonferenz WavE II in Frankfurt am Main	Aki S. Ruhl, Daniel Dittmann, Maximilian Roß, Alina H. Seelig, Mogens Thalmann, Veikko Junghans	Ein Vortrag, drei Poster	07.-08.02.2023
Wassertagen Münster 2023	Aki S. Ruhl, Jens Haberkamp, Maximilian Roß (PU_2R)	Ein Vortrag und Tagungsbandbeitrag	14.-15.02.2023
Beitrag „Klimawandel und Energiekrise – sichere Wasserwirtschaft“ in der Deutschlandfunk-Sendung „Forschung aktuell“	Jens Haberkamp, Maximilian Roß (PU_2R); Volker Mrasek (DLF)	Interview über PU_2R und das Aufbereitungskonzept am Rande der Essener Tagung 2023 in Aachen	Interview: 08.03.2023 Ausstrahlung: 09.03.2023
Fachbereich II Gespräch	Aki S. Ruhl, Manuela Helmecke, Theresa Wilkes, Maximilian Roß, Jan Thor, Mogens Thalmann, Alina Seelig; Wissenschaftler*innen des UBA FB II	UBA-interne Präsentationen des Projekts auf Fachbereichsebene	12.04.2023
Wasser 2023 in Augsburg - Jahrestagung der Wasserchemischen Gesellschaft	Aki S. Ruhl, Daniel Dittmann, Alina S. Seelig	Zwei Poster und Tagungsbandbeiträge	15.-17.05.2023
Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft	Mogens Thalmann, Linus Neubert, Sondra Klitzke, Aki S. Ruhl, Andre Peters	Vortrag	07.09.2023

Demonstration	Beteiligte	Beschreibung	Datum
WateReuse Webcast: Germany's Approach to Water Reuse for Agricultural and Landscape Irrigation	Aki S. Ruhl; internationale Teilnehmende, gemeinsam mit der US-EPA	Vortrag	10.10.2023
Fortbildungstagung für Wasserfachleute - Wasserkurs in Berlin	Daniel Dittmann, Manuela Helmecke	Posterausstellung	01.-03.11.2023
EGU General Assembly 2024	Mogens Thalmann, Sondra Klitzke, Aki Sebastian Ruhl, Andre Peters	Vortrag	16.04.2024
WassArena des DVGW	Eva Reynaert, Aaron Bauer; Stakeholder aus Behörden, Universitäten und der Wirtschaft	Posterausstellung	25.04.2024
Beitrag „Aus der Grube auf den Acker - Abwasser für die Landwirtschaft" in der Deutschlandfunk-Sendung „Forschung aktuell"	Jens Haberkamp, Aaron Bauer, Dominik Braun (PU_2R); Sven Kästner (DLF)	Interview über PU_2R und den MBR vor Ort (Kläranlage Stahnsdorf)	Interview: 01.10.2024 Ausstrahlung: 09.04.2025
Wasserwiederverwendungskonferenz des KWB	Aaron Bauer, Mogens Thalmann	Vortrag und Diskussion	06.11.2024
IWA International Conference on Water Reuse and Reclamation in Kapstadt, Südafrika	Aaron Bauer, Jens Haberkamp	Vortrag und Tagungsbandbeitrag	16.-20.03.2025
Internationale Gäste	Aaron Bauer, Aki Sebastian Ruhl, Gastwissenschaftler*innen aus Mexiko und den Niederlanden	Besichtigung der Pilot - MBR	25.04.2025

Quellenverzeichnis

Abegglen, C. K. (2008). *Membrane Bioreactor Technology for Decentralized Wastewater Treatment and Reuse* [ETH]. https://www.research-collection.ethz.ch/bitstream/handle/20.500.11850/150904/eth-31171-01.pdf

Afrasiabian, Y., Noory, H., Mokhtari, A., Nikoo, M. R., Pourshakouri, F., & Haghighatmehr, P. (2021). Effects of spatial, temporal, and spectral resolutions on the estimation of wheat and barley leaf area index using multi- and hyper-spectral data (case study: Karaj, Iran). *Precision Agriculture*, *22*(3), 660–688. https://doi.org/10.1007/s11119-020-09749-9

Alcalde-Sanz, L., Gawlik, B. M., & European Commission (Hrsg.). (2014). *Water reuse in Europe: Relevant guidelines, needs for and barriers to innovation*. Publications Office. https://doi.org/10.2788/29234

Alhalabi, A. M., Meetani, M. A., Shabib, A., & Maraqa, M. A. (2024). Sorption of pharmaceutically active compounds to soils: A review. *Environmental Sciences Europe*, *36*(1), 161. https://doi.org/10.1186/s12302-024-00984-9

Ali, M. Z., Ishak, K. M. K., Zawawi, M. A. M., Jaafar, M., & Ahmad, Z. (2022). Simultaneous enhancement of conductivity and Seebeck coefficient of PEDOT:PSS by triflic acid treatment for flexible thermoelectric generator. *Synthetic Metals*, *286*, 117037. https://doi.org/10.1016/j.synthmet.2022.117037

Altmann, J., Massa, L., Sperlich, A., Gnirss, R., & Jekel, M. (2016). UV254 absorbance as real-time monitoring and control parameter for micropollutant removal in advanced wastewater treatment with powdered activated carbon. *Water Research*, *94*, 240–245. https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.03.001

Altmann, J., Ruhl, A. S., Zietzschmann, F., & Jekel, M. (2014). Direct comparison of ozonation and adsorption onto powdered activated carbon for micropollutant removal in advanced wastewater treatment. *Water Research*, *55*, 185–193. https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.02.025

Amt für Statistik Berlin-Brandenburg. (2012). *Bewässerung in landwirtschaftlichen Betrieben im Land Brandenburg 2009* [Statistischer Bericht]. https://www.statistik-berlin-

brandenburg.de/publikationen/stat_berichte/2012/SB_C04-11-00_2009u00_BB.xlsx [Letzter Abruf 28.6.2023]

Ayers, R. S., & Westcot, D. W. (1985). *Water quality for agriculture: 29 Rev. 1*. FAO.

Bauer, A., Haberkamp, J., Häusler, J., Pfeifer, S., Bartz, J., Xu, Y., Förster, C., Krause, S., & Ruhl, A. S. (2025). Treatment of municipal wastewater by a pilot membrane bioreactor with powdered activated carbon dosage for agricultural water reuse. *Water Reuse*, jwrd2025016. https://doi.org/10.2166/wrd.2025.016

Bekanntmachung der Kommission Leitlinien zur Anwendung der Verordnung 2020/741 über Mindestanforderungen an die Wasserwiederverwendung 2022/C 298/01 (2022). https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=celex%3A52022XC0805%2801%29 [Letzter Abruf 23.4.2025]

Belton, K., Schaefer, E., & Guiney, P. D. (2020). A Review of the Environmental Fate and Effects of Acesulfame-Potassium. *Integrated Environmental Assessment and Management*, *16*(4), 421–437. https://doi.org/10.1002/ieam.4248

Ben Mordechay, E., Mordehay, V., Tarchitzky, J., & Chefetz, B. (2021). Pharmaceuticals in edible crops irrigated with reclaimed wastewater: Evidence from a large survey in Israel. *Journal of Hazardous Materials*, *416*, 126184. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126184

Berg, M., Müller, S. R., Mühlemann, J., Wiedmer, A., & Schwarzenbach, R. P. (2000). Concentrations and Mass Fluxes of Chloroacetic Acids and Trifluoroacetic Acid in Rain and Natural Waters in Switzerland. *Environmental Science & Technology*, *34*(13), 2675–2683. https://doi.org/10.1021/es990855f

Bertelkamp, C., Reungoat, J., Cornelissen, E. R., Singhal, N., Reynisson, J., Cabo, A. J., Van Der Hoek, J. P., & Verliefde, A. R. D. (2014). Sorption and biodegradation of organic micropollutants during river bank filtration: A laboratory column study. *Water Research*, *52*, 231–241. https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.10.068

BfG, & BMUV. (2025, April 23). *Geoportal des BfG. Hydrologischer Atlas von Deutschland (HAD)*. https://geoportal.bafg.de/mapapps/resources/apps/HAD/index.html?lang=de&vm=2D&s=3000000&r=0&c=563594.9039036152%2C5676998.40659268

BfR. (2022). Aufbereitete Abwässer: Virale Krankheitserreger auf pflanzlichen Lebensmitteln vermeiden: Stellungnahme Nr. 019/2022 des BfR vom 7. Juli 2022. *BfR-Stellungnahmen*, *2022*(019). https://doi.org/10.17590/20220708-125409

Bhattacharyya, A., Liu, L., Lee, K., & Miao, J. (2022). Review of Biological Processes in a Membrane Bioreactor (MBR): Effects of Wastewater Characteristics and Operational Parameters on Biodegradation Efficiency When Treating Industrial Oily Wastewater. *Journal of Marine Science and Engineering*, *10*(9), 1229. https://doi.org/10.3390/jmse10091229

Biel-Maeso, M., González-González, C., Lara-Martín, P. A., & Corada-Fernández, C. (2019). Sorption and degradation of contaminants of emerging concern in soils under aerobic and anaerobic conditions. *Science of The Total Environment*, *666*, 662–671. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.279

Boateng, L. K., Heo, J., Flora, J. R. V., Park, Y.-G., & Yoon, Y. (2013). Molecular level simulation of the adsorption of bisphenol A and 17α-ethinyl estradiol onto carbon nanomaterials. *Separation and Purification Technology*, *116*, 471–478. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2013.06.028

Böhler, M. (2019). *Laborversuche zur Bestimmung der Reinigungs- leistung von Pulveraktivkohle zur Entfernung von Mikroverunreinigungen auf Kläranlagen – Anleitung*. VSA und Eawag. download: wwww.micropoll.ch [Letzter Abruf 21.4.2025]

Bondarenko, S., Gan, J., Ernst, F., Green, R., Baird, J., & McCullough, M. (2012). Leaching of Pharmaceuticals and Personal Care Products in Turfgrass Soils during Recycled Water Irrigation. *Journal of Environmental Quality*, *41*(4), 1268–1274. https://doi.org/10.2134/jeq2011.0355

Brown, C. D., Hollis, J. M., Bettinson, R. J., & Walker, A. (2000). Leaching of pesticides and a bromide tracer through lysimeters from five contrasting soils. *Pest Management Science*,

56(1), 83–93. https://doi.org/10.1002/(SICI)1526-4998(200001)56:1%3C83::AID-PS98%3E3.0.CO;2-8

Budzinski, L., Radbruch, A., & Chang, H.-D. (2024). Single-cell multi-parametric characterization of microbiota by flow cytometry. In *Methods in Cell Biology* (Bd. 186, S. 91–106). Elsevier. https://doi.org/10.1016/bs.mcb.2024.02.023

BUND. (2023). *Seen – Brandenburgs bedrohte Schätze—Der Seenreport des BUND Brandenburg*. https://www.bund-brandenburg.de/fileadmin/brandenburg/Gewaesser/seenreport-klein-1.pdf [Letzter Abruf 25.4.2025]

Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV), BGBl. I S. 2598 (2021). https://www.gesetze-im-internet.de/bbodschv_2023/BBodSchV.pdf [Letzter Abruf 25.4.2025]

Burke, V., Schneider, L., Greskowiak, J., Zerball-van Baar, P., Sperlich, A., Dünnbier, U., & Massmann, G. (2018). Trace Organic Removal during River Bank Filtration for Two Types of Sediment. *Water*, *10*(12), 1736. https://doi.org/10.3390/w10121736

Cai, G., Vanderborght, J., Couvreur, V., Mboh, C. M., & Vereecken, H. (2018). Parameterization of Root Water Uptake Models Considering Dynamic Root Distributions and Water Uptake Compensation. *Vadose Zone Journal*, *17*(1), 1–21. https://doi.org/10.2136/vzj2016.12.0125

Campan, P., Samouelian, A., & Voltz, M. (2022). Evaluation of temperature corrections for pesticide half-lives in tropical and temperate soils. *Environmental Science and Pollution Research*, *30*(8), 21468–21480. https://doi.org/10.1007/s11356-022-23566-9

Carraro, E., Bonetta, Si., Bertino, C., Lorenzi, E., Bonetta, Sa., & Gilli, G. (2016). Hospital effluents management: Chemical, physical, microbiological risks and legislation in different countries. *Journal of Environmental Management*, *168*, 185–199. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.11.021

Castronovo, S., Wick, A., Scheurer, M., Nödler, K., Schulz, M., & Ternes, T. A. (2017). Biodegradation of the artificial sweetener acesulfame in biological wastewater treatment and sandfilters. *Water Research*, *110*, 342–353. https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.041

CDC. (2024). *Climate-Data-Center*. Climate-Data-Center. https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/

Chefetz, B., Mualem, T., & Ben-Ari, J. (2008). Sorption and mobility of pharmaceutical compounds in soil irrigated with reclaimed wastewater. *Chemosphere*, *73*(8), 1335–1343. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.06.070

Chemaxon. (2024). *Chemicalize*. https://chemicalize.com/app/calculation.

Chen, W., Xu, J., Lu, S., Jiao, W., Wu, L., & Chang, A. C. (2013). Fates and transport of PPCPs in soil receiving reclaimed water irrigation. *Chemosphere*, *93*(10), 2621–2630. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.09.088

Chorover, J., & Brusseau, M. L. (2008). Kinetics of Sorption—Desorption. In S. L. Brantley, J. D. Kubicki, & A. F. White (Hrsg.), *Kinetics of Water-Rock Interaction* (S. 109–149). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-0-387-73563-4_4

Christou, A., Papadavid, G., Dalias, P., Fotopoulos, V., Michael, C., Bayona, J. M., Piña, B., & Fatta-Kassinos, D. (2019). Ranking of crop plants according to their potential to uptake and accumulate contaminants of emerging concern. *Environmental Research*, *170*, 422–432. https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.12.048

Cimbritz, M., Edefell, E., Thörnqvist, E., El-taliawy, H., Ekenberg, M., Burzio, C., Modin, O., Persson, F., Wilén, B.-M., Bester, K., & Falås, P. (2019). PAC dosing to an MBBR – Effects on adsorption of micropollutants, nitrification and microbial community. *Science of The Total Environment*, *677*, 571–579. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.261

CML-Department of Industrial Ecology. (2016). *CML-IA Characterisation Factors* [Datensatz]. https://www.universiteitleiden.nl/en/research/research-output/science/cml-ia-characterisation-factors#downloads [Letzter Abruf 20.2.2025]

Cramer, G. M., Ford, R. A., & Hall, R. L. (1976). Estimation of toxic hazard—A decision tree approach. *Food and Cosmetics Toxicology*, *16*(3), 255–276. https://doi.org/10.1016/S0015-6264(76)80522-6

Curran, M. A. (2013). Life Cycle Assessment: A review of the methodology and its application to sustainability. *Current Opinion in Chemical Engineering*, *2*(3), 273–277. https://doi.org/10.1016/j.coche.2013.02.002

Delle Site, A. (2001). Factors Affecting Sorption of Organic Compounds in Natural Sorbent/Water Systems and Sorption Coefficients for Selected Pollutants. A Review. *Journal of Physical and Chemical Reference Data*, *30*(1), 187–439. https://doi.org/10.1063/1.1347984

Denora, M., Mehmeti, A., Candido, V., Brunetti, G., De Mastro, F., Murgolo, S., De Ceglie, C., Gatta, G., Giuliani, M. M., Fiorentino, C., & Perniola, M. (2024). Fate of emerging contaminants in the soil-plant system: A study on durum wheat irrigated with treated municipal wastewater. *Frontiers in Soil Science*, *4*, 1448016. https://doi.org/10.3389/fsoil.2024.1448016

Destatis. (2018). *Öffentliche Wasserversorgung und öffentliche Abwasserentsorgung—Öffentliche Abwasserbehandlung und -entsorgung* - (wissen.nutzen.). Statistisches Bundesamt. https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Umwelt/Wasserwirtschaft/Publikationen/Downloads-Wasserwirtschaft/abwasser-oeffentlich-2190212169004.pdf?__blob=publicationFile [Letzter Abruf 28.6.2023]

Destatis. (2021). *Land- und Forstwirtschaft, Fischerei Bewässerung in landwirtschaftlichen Betrieben / Landwirtschaftszählung* (wissen.nutzen.). Statistisches Bundesamt. https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Landwirtschaftliche-Betriebe/Publikationen/Downloads-Landwirtschaftliche-Betriebe/betriebe-bewaesserung-5411205209004.pdf?__blob=publicationFile [Letzter Abruf 28.6.2023]

Destatis. (2022). *Produzierendes Gewerbe Düngemittelversorgung* (wissen.nutzen.). Statistisches Bundesamt. https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Industrie-Verarbeitendes-Gewerbe/Publikationen/Downloads-Fachstatistiken/duengemittelversorgung-jahr-2040820217004.pdf?__blob=publicationFile [Letzter Abruf 3.7.2023]

Diera, T., Thomsen, A. H., Tisler, S., Karlby, L. T., Christensen, P., Rosshaug, P. S., Albrechtsen, H.-J., & Christensen, J. H. (2023). A non-target screening study of high-density polyethylene

pipes revealed rubber compounds as main contaminant in a drinking water distribution system. *Water Research*, *229*, 119480. https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119480

DIN. (2005). *DIN EN 12902:2005-02—Produkte zur Aufbereitung von Wasser für den menschlichen Gebrauch—Anorganische Filterhilfs- und Filtermaterialien—Prüfverfahren*. https://doi.org/https://dx.doi.org/10.31030/9563882

DIN. (2006). *DIN EN 14702-1:2006-06, Charakterisierung von Schlämmen_- Absetzeigenschaften_- Teil_1: Bestimmung der Absetzbarkeit (Bestimmung des Schlammvolumens und des Schlammvolumenindexes); Deutsche Fassung EN_14702-1:2006*. DIN Media GmbH. https://doi.org/10.31030/9659570

Ding, A., Wang, J., Lin, D., Tang, X., Cheng, X., Li, G., Ren, N., & Liang, H. (2017). In situ coagulation versus pre-coagulation for gravity-driven membrane bioreactor during decentralized sewage treatment: Permeability stabilization, fouling layer formation and biological activity. *Water Research*, *126*, 197–207. https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.09.027

Dittmann, D., Braun, U., Jekel, M., & Ruhl, A. S. (2018). Quantification and characterisation of activated carbon in activated sludge by thermogravimetric and evolved gas analyses. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *6*(2), 2222–2231. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.03.010

Dittmann, D., Görnt, A., Bauer, A., Seelig, A. H., Thalmann, M., Helmecke, M., Thor, J. H., Reynaert, E., Wilkes, T., Silalahi, J., Junghans, V., Zahn, D., Klitzke, S., Peters, A., Pfeifer, S., Förster, C., Hübner, N., Jekel, M., Reemtsma, T., … Ruhl, A. S. (2025). Point-of-Use Re-Use (PU2R): A viable approach for sustainable decentralized reuse of water from single-household cesspits for agricultural irrigation. *Water Reuse*, *15*(3), 458–474. https://doi.org/10.2166/wrd.2025.029

Dittmann, D., Saal, L., Zietzschmann, F., Mai, M., Altmann, K., Al-Sabbagh, D., Schumann, P., Ruhl, A. S., Jekel, M., & Braun, U. (2022). Characterization of activated carbons for water treatment using TGA-FTIR for analysis of oxygen-containing functional groups. *Applied Water Science*, *12*(8), 203. https://doi.org/10.1007/s13201-022-01723-2

Dittmann, D., Seelig, A. H., Thalmann, M., Wilkes, T., Junghans, V., Zahn, D., Klitzke, S., Peters, A., Haberkamp, J., Reemtsma, T., & Ruhl, A. S. (2024). Potential and risks of water reuse in Brandenburg (Germany) – an interdisciplinary case study. *Water Reuse*, *14*(1), 1–15. https://doi.org/10.2166/wrd.2024.081

Drewes, J. E., Karakurt, S., Schmid, L., Bachmaier, M., Hübner, U., Clausnitzer, V., Timmermann, R., Schätzl, P., & McCurdy, S. (2018). *Dynamik der Klarwasseranteile in Oberflächengewässern und mögliche Herausforderung für die Trinkwassergewinnung in Deutschland*. Umweltbundesamt. https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/dynamik-der-klarwasseranteile-in

Drillia, P., Stamatelatou, K., & Lyberatos, G. (2005). Fate and mobility of pharmaceuticals in solid matrices. *Chemosphere*, *60*(8), 1034–1044. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.01.032

Droge, S., & Goss, K.-U. (2012). Effect of Sodium and Calcium Cations on the Ion-Exchange Affinity of Organic Cations for Soil Organic Matter. *Environmental Science & Technology*, *46*(11), 5894–5901. https://doi.org/10.1021/es204449r

Droge, S. T. J., & Goss, K.-U. (2013). Development and Evaluation of a New Sorption Model for Organic Cations in Soil: Contributions from Organic Matter and Clay Minerals. *Environmental Science & Technology*, *47*(24), 14233–14241. https://doi.org/10.1021/es4031886

Duan, L., & Naidu, R. (2013). Effect of Ionic Strength and Index Cation on the Sorption of Phenanthrene. *Water, Air, & Soil Pollution*, *224*(12), 1700. https://doi.org/10.1007/s11270-013-1700-4

Durner, W., & Iden, S. C. (2021). The improved integral suspension pressure method (ISP+) for precise particle size analysis of soil and sedimentary materials. *Soil and Tillage Research*, *213*, 105086. https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105086

DWA. (2012). *Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien)*. German Association for Water, Wastewater and Waste (DWA).

DWA. (2014). *DWA-M 227: Membran-Bioreaktor-Verfahren (MBR-Verfahren)* ([Stand:] Oktober 2014). DWA.

DWA (Hrsg.). (2016). *DWA-A 131: Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen*. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall.

DWA (Hrsg.). (2019a). *DWA-M 590: Grundsätze und Richtwerte zur Beurteilung von Anträgen zur Entnahme von Wasser für die Bewässerung* (1. Auflage). Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall.

DWA. (2019b). *Non-Potable water reuse: Development, technologies and international framework for agricultural, urban and industrial uses* (June 2019). German Association for Water, Wastewater and Waste (DWA).

DWA. (2022). *Treibhausgasemissionen bei der Abwasserbehandlung. Teil 2: Treibhausgasemissionen bei der Abwasserbehandlung. Teil 2, Motivation und Vorgehen zur Erstellung von CO_2-e-Bilanzen* (1. Auflage). Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.

DWA-M 227. (2014, Oktober). *Membran-Bioreaktor-Verfahren (MBR-Verfahren)*. DWA.

DWA-M 285-2. (2020, Oktober). *Spurenstoffentfernung auf kommunalen Kläranlagen—Teil 2: Einsatz von Aktivkohle—Verfahrensgrundsätze und Bemessung*. DWA.

ECHA. (2025a). *Substance Infocard on 1,3-diphenylguanidine*. https://echa.europa.eu/de/substance-information/-/substanceinfo/100.002.730

ECHA. (2025b). *Substance Inforcard on 1,3-di-o-tolylguanidine*. https://echa.europa.eu/de/substance-information/-/substanceinfo/100.002.344

Entwurf eines Dritten Gesetzes zur Änderung des Wasserhaushaltsgesetzes (Referentenentwurf) (2024). https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Glaeserne_Gesetze/20._Lp/whg_3aendg/Entwurf/whg_3aendg_refe_bf.pdf [Letztzer Abruf 25.4.2025]

EPHC. (2006). *Australian guidelines for water recycling: Managing health and environmental risks (phase 1)*. Natural Resource Management Ministerial Council : Environment Protection and Heritage Council.

Evers, M., Lange, R.-L., Heinz, E., & Wichern, M. (2022). Simultaneous powdered activated carbon dosage for micropollutant removal on a municipal wastewater treatment plant compared to the efficiency of a post treatment stage. *Journal of Water Process Engineering*, *47*, 102755. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102755

Fan, J., McConkey, B., Wang, H., & Janzen, H. (2016). Root distribution by depth for temperate agricultural crops. *Field Crops Research*, *189*, 68–74. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2016.02.013

Feddes, R. A., Kowalik, P. J., Zaradny, H., Feddes, R. A., Kowalik, P. J., & Zaradny, H. (1978). *Simulation of field water use and crop yield*. Centre for Agricultural Publishing and Documentation.

Feifel, M., Durner, W., Hohenbrink, T. L., & Peters, A. (2024). Effects of improved water retention by increased soil organic matter on the water balance of arable soils: A numerical analysis. *Vadose Zone Journal*, *23*(1), e20302. https://doi.org/10.1002/vzj2.20302

Filipović, L., Filipović, V., Walker, C. W., Williams, C., Preisdanz, H. E., & Watson, J. E. (2020). Modeling carbamazepine transport in wastewater-irrigated soil under different land uses. *Journal of Environmental Quality*, *49*(4), 1011–1019. https://doi.org/10.1002/jeq2.20074

Foolad, M., Hu, J., Tran, N. H., & Ong, S. L. (2016). Sorption and biodegradation characteristics of the selected pharmaceuticals and personal care products onto tropical soil. *Water Science and Technology*, *73*(1), 51–59. https://doi.org/10.2166/wst.2015.461

Fu, Q., Malchi, T., Carter, L. J., Li, H., Gan, J., & Chefetz, B. (2019). Pharmaceutical and Personal Care Products: From Wastewater Treatment into Agro-Food Systems. *Environmental Science & Technology*, *53*(24), 14083–14090. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b06206

Funke, J., Prasse, C., Lütke Eversloh, C., & Ternes, T. A. (2015). Oxypurinol – A novel marker for wastewater contamination of the aquatic environment. *Water Research*, *74*, 257–265. https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.007

Gao, Y., Ma, D., Yue, Q., Gao, B., & Huang, X. (2016). Effect of powdered activated carbon (PAC) on MBR performance and effluent trihalomethane formation: At the initial stage of PAC

addition. *Bioresource Technology*, *216*, 838–844. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.06.030

Gerke, H. H. (2006). Preferential flow descriptions for structured soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, *169*(3), 382–400. https://doi.org/10.1002/jpln.200521955

Ghafoor, A., Moeys, J., Stenström, J., Tranter, G., & Jarvis, N. J. (2011). Modeling Spatial Variation in Microbial Degradation of Pesticides in Soil. *Environmental Science & Technology*, *45*(15), 6411–6419. https://doi.org/10.1021/es2012353

Ghosh, G. C., Nakada, N., Yamashita, N., & Tanaka, H. (2010). Occurrence and fate of oseltamivir carboxylate (Tamiflu) and amantadine in sewage treatment plants. *Chemosphere*, *81*(1), 13–17. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.07.023

Görnt, A., Wilkes, T., Seelig, A., Sempert, T., Brasse, G., Maier, R., Zahn, D., Chang, H.-D., Reemtsma, T., Dittmann, D., Haberkamp, J., Reynaert, E., & Ruhl, A. S. (2025). Chemical and microbial similarities and heterogeneities of wastewater from single-household cesspits for decentralised water reuse. *Water Reuse*, *15*(2), 255–270. https://doi.org/10.2166/wrd.2025.011

Grossberger, A., Hadar, Y., Borch, T., & Chefetz, B. (2014). Biodegradability of pharmaceutical compounds in agricultural soils irrigated with treated wastewater. *Environmental Pollution*, *185*, 168–177. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.038

Grünewald, U. (2010). Wasserbilanzen der Region Berlin-Brandenburg. *Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften, Diskussionspapier / BBAW, IAG Globaler Wandel - Regionale Entwicklung*, *7*. https://edoc.bbaw.de/frontdoor/index/index/docId/278

Gu, Z., Qi, Z., Burghate, R., Yuan, S., Jiao, X., & Xu, J. (2020). Irrigation Scheduling Approaches and Applications: A Review. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, *146*(6), 04020007. https://doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0001464

Guinee, J. B. (2002). Handbook on life cycle assessment operational guide to the ISO standards. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, *7*(5), 311–313. https://doi.org/10.1007/BF02978897

Guo, X., Yang, C., Wu, Y., & Dang, Z. (2014). The influences of pH and ionic strength on the sorption of tylosin on goethite. *Environmental Science and Pollution Research*, *21*(4), 2572–2580. https://doi.org/10.1007/s11356-013-2174-z

Gworek, B., Kijeńska, M., Wrzosek, J., & Graniewska, M. (2021). Pharmaceuticals in the Soil and Plant Environment: A Review. *Water, Air, & Soil Pollution*, *232*(4), 145. https://doi.org/10.1007/s11270-020-04954-8

Haberkamp, J., Gramel, S., & Fuhrmann, T. (2021). Handlungsempfehlungen für die Wasserwiederverwendung—Umsetzung von Projekten zur Wiederverwendung von aufbereitetem Abwasser. *Korrespondenz Abwasser, Abfall 68(7)*, 555–564.

Haberkamp, J., Ruhl, A. S., Ernst, M., & Jekel, M. (2007). Impact of coagulation and adsorption on DOC fractions of secondary effluent and resulting fouling behaviour in ultrafiltration. *Water Research, Membranes*, *41*(17), 3794–3802. https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.05.029

Hai, F., Riley, T., Shawkat, S., Magram, S., & Yamamoto, K. (2014). Removal of Pathogens by Membrane Bioreactors: A Review of the Mechanisms, Influencing Factors and Reduction in Chemical Disinfectant Dosing. *Water*, *6*(12), 3603–3630. https://doi.org/10.3390/w6123603

Haiß, A., & Kümmerer, K. (2006). Biodegradability of the X-ray contrast compound diatrizoic acid, identification of aerobic degradation products and effects against sewage sludge micro-organisms. *Chemosphere*, *62*(2), 294–302. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.05.007

Heinzlmaier, F. (2013). CO2 Fussabdruck der Mineraldünger. *BWL*, 42.

Helmecke, M., Fries, E., & Schulte, C. (2020). Regulating water reuse for agricultural irrigation: Risks related to organic micro-contaminants. *Environmental Sciences Europe*, *32*(1), 4. https://doi.org/10.1186/s12302-019-0283-0

Hiessl, H., Stemplewski, J., Toussaint, D., Hetschel, M., Geisler, S., & Kersting, M. (2007). *Abwasserentsorgung einer Streusiedlung mit MBR-Kleinkläranlagen im Rahmen eines Contracting-Modells*. https://publica.fraunhofer.de/handle/publica/214181

Ho, K., Wong, W., Lee, L. Y. S., Lam, K., Chan, T. H., & Wong, K. (2010). Manganese Acetate in Pyrrolidinium Ionic Liquid as a Robust and Efficient Catalytic System for Epoxidation of Aliphatic Terminal Alkenes. *Chemistry – An Asian Journal*, *5*(9), 1970–1973. https://doi.org/10.1002/asia.201000109

Hohenbrink, T. L., Jackisch, C., Durner, W., Germer, K., Iden, S. C., Kreiselmeier, J., Leuther, F., Metzger, J. C., Naseri, M., & Peters, A. (2023). *Soil water retention and hydraulic conductivity measured in a wide saturation range*. ESSD – Land/Hydrology. https://doi.org/10.5194/essd-2023-74

Houben, D., Evrard, L., & Sonnet, P. (2013). Mobility, bioavailability and pH-dependent leaching of cadmium, zinc and lead in a contaminated soil amended with biochar. *Chemosphere*, *92*(11), 1450–1457. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.03.055

Hu, S., Zhang, Y., Shen, G., Zhang, H., Yuan, Z., & Zhang, W. (2019). Adsorption/desorption behavior and mechanisms of sulfadiazine and sulfamethoxazole in agricultural soil systems. *Soil and Tillage Research*, *186*, 233–241. https://doi.org/10.1016/j.still.2018.10.026

Huang, J., & Hartemink, A. E. (2020). Soil and environmental issues in sandy soils. *Earth-Science Reviews*, *208*, 103295. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103295

Huntscha, S., Singer, H. P., McArdell, C. S., Frank, C. E., & Hollender, J. (2012). Multiresidue analysis of 88 polar organic micropollutants in ground, surface and wastewater using online mixed-bed multilayer solid-phase extraction coupled to high performance liquid chromatography–tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, *1268*, 74–83. https://doi.org/10.1016/j.chroma.2012.10.032

Hurvich, C. M., & Tsai, C. (1993). A Corrected Akaike Information Criterion for Vector Autoregressive Model Selection. *Journal of Time Series Analysis*, *14*(3), 271–279. https://doi.org/10.1111/j.1467-9892.1993.tb00144.x

Imig, A., Augustin, L., Groh, J., Pütz, T., Elsner, M., Einsiedl, F., & Rein, A. (2023). Fate of herbicides in cropped lysimeters: 2. Leaching of four maize herbicides considering different processes. *Vadose Zone Journal*, *22*(5), e20275. https://doi.org/10.1002/vzj2.20275

Ioannou-Ttofa, L., Foteinis, S., Chatzisymeon, E., & Fatta-Kassinos, D. (2016). The environmental footprint of a membrane bioreactor treatment process through Life Cycle Analysis. *Science of The Total Environment*, *568*, 306–318. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.032

ISO. (2006a). *ISO 14040:2006: Environmental management—Life cycle assessment—Principles and framework*. International Organization for Standardization. https://www.iso.org/standard/37456.html

ISO. (2006b). *ISO 14044:2006: Environmental management—Life cycle assessment—Requirements and guidelines*. International Organization for Standardization. https://www.iso.org/standard/38498.html

ISO. (2018). *ISO 20426:2018: Guidelines for health risk assessment and management for non-potable water reuse* (ISO 20426:2018). https://www.iso.org/standard/67972.html

ISO. (2020). *ISO 16075-1:2020: Guidelines for treated wastewater use for irrigation projects—Part 1: The basis of a reuse project for irrigation* (ISO 16075-1:2020). https://www.iso.org/standard/73482.html

Itokawa, H., Tsuji, K., Yamashita, K., & Hashimoto, T. (2014). Design and operating experiences of full-scale municipal membrane bioreactors in Japan. *Water Science and Technology*, *69*(5), 1088–1093. https://doi.org/10.2166/wst.2014.020

Jarvis, N. J. (1989). A simple empirical model of root water uptake. *Journal of Hydrology*, *107*(1–4), 57–72. https://doi.org/10.1016/0022-1694(89)90050-4

Jarvis, N. J. (2020). A review of non-equilibrium water flow and solute transport in soil macropores: Principles, controlling factors and consequences for water quality. *European Journal of Soil Science*, *71*(3), 279–302. https://doi.org/10.1111/ejss.12973

Jarvis, N., Koestel, J., & Larsbo, M. (2016). Understanding Preferential Flow in the Vadose Zone: Recent Advances and Future Prospects. *Vadose Zone Journal*, *15*(12), 1–11. https://doi.org/10.2136/vzj2016.09.0075

Jha, G., Kankarla, V., McLennon, E., Pal, S., Sihi, D., Dari, B., Diaz, D., & Nocco, M. (2021). Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Integrated Crop–Livestock Systems: Environmental Exposure and Human Health Risks. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *18*(23), 12550. https://doi.org/10.3390/ijerph182312550

Judd. (2025, März 16). *Largest MBR plants worldwide*. The MBR Site. https://www.thembrsite.com/largest-membrane-bioreactor-plants-worldwide

Judd, S., & Judd, C. (2011). Front Matter. In *The MBR Book* (S. iii). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-08-096682-3.10007-1

Kah, M., Sigmund, G., Xiao, F., & Hofmann, T. (2017). Sorption of ionizable and ionic organic compounds to biochar, activated carbon and other carbonaceous materials. *Water Research*, *124*, 673–692. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.070

Kahl, S., Kleinsteuber, S., Nivala, J., Van Afferden, M., & Reemtsma, T. (2018). Emerging Biodegradation of the Previously Persistent Artificial Sweetener Acesulfame in Biological Wastewater Treatment. *Environmental Science & Technology*, *52*(5), 2717–2725. https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05619

Kalsch, W. (1999). Biodegradation of the iodinated X-ray contrast media diatrizoate and iopromide. *Science of The Total Environment*, *225*(1), 143–153. https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00340-4

Kern, S., Baumgartner, R., Helbling, D. E., Hollender, J., Singer, H., Loos, M. J., Schwarzenbach, R. P., & Fenner, K. (2010). A tiered procedure for assessing the formation of biotransformation products of pharmaceuticals and biocides during activated sludge treatment. *Journal of Environmental Monitoring*, *12*(11), 2100–2111. https://doi.org/10.1039/C0EM00238K

Kiecak, A., Breuer, F., & Stumpp, C. (2019). Column Experiments on Sorption Coefficients and Biodegradation Rates of Selected Pharmaceuticals in Three Aquifer Sediments. *Water*, *12*(1), 14. https://doi.org/10.3390/w12010014

Kočárek, M., Kodešová, R., Vondráčková, L., Golovko, O., Fér, M., Klement, A., Nikodem, A., Jakšík, O., & Grabic, R. (2016). Simultaneous sorption of four ionizable pharmaceuticals in

different horizons of three soil types. *Environmental Pollution*, *218*, 563–573. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.07.039

Kodešová, R., Grabic, R., Kočárek, M., Klement, A., Golovko, O., Fér, M., Nikodem, A., & Jakšík, O. (2015). Pharmaceuticals' sorptions relative to properties of thirteen different soils. *Science of The Total Environment*, *511*, 435–443. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.088

Kodešová, R., Švecová, H., Klement, A., Fér, M., Nikodem, A., Fedorova, G., Rieznyk, O., Kočárek, M., Sadchenko, A., Chroňáková, A., & Grabic, R. (2024). Contamination of water, soil, and plants by micropollutants from reclaimed wastewater and sludge from a wastewater treatment plant. *Science of The Total Environment*, *907*, 167965. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167965

Kormos, J. L., Schulz, M., Kohler, H.-P. E., & Ternes, T. A. (2010). Biotransformation of Selected Iodinated X-ray Contrast Media and Characterization of Microbial Transformation Pathways. *Environmental Science & Technology*, *44*(13), 4998–5007. https://doi.org/10.1021/es1007214

Krzeminski, P., Van Der Graaf, J. H. J. M., & Van Lier, J. B. (2012). Specific energy consumption of membrane bioreactor (MBR) for sewage treatment. *Water Science and Technology*, *65*(2), 380–392. https://doi.org/10.2166/wst.2012.861

Kurwadkar, S. T., Adams, C. D., Meyer, M. T., & Kolpin, D. W. (2011). Comparative mobility of sulfonamides and bromide tracer in three soils. *Journal of Environmental Management*, *92*(7), 1874–1881. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.03.018

Ladhari, A., La Mura, G., Di Marino, C., Di Fabio, G., & Zarrelli, A. (2021). Sartans: What they are for, how they degrade, where they are found and how they transform. *Sustainable Chemistry and Pharmacy*, *20*, 100409. https://doi.org/10.1016/j.scp.2021.100409

Lange, A. (2023). *Classification of the texture triangle by soil hydrological criteria* [Unpublished master's thesis]. Technische Universität Braunschweig, Institute of Geoecology, Soil Science and Soil Physics Division.

Lara-Pérez, C., Leyva, E., Zermeño, B., Osorio, I., Montalvo, C., & Moctezuma, E. (2020). Photocatalytic degradation of diclofenac sodium salt: Adsorption and reaction kinetic studies. *Environmental Earth Sciences*, *79*(11), 277. https://doi.org/10.1007/s12665-020-09017-z

Larsen, T. A., Udert, K. M., & Lienert, J. (2013). *Source Separation and Decentralization for Wastewater Management*. IWA Publishing. https://doi.org/10.2166/9781780401072

LAWA. (2022). *Endbericht der LAWA-Ad hoc AG/KG Water Reuse an die 163. LAWA-Vollversammlung*. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser. https://www.lawa.de/documents/endbericht-lawa-ag-water-reuse-barrierefrei_1689856679.pdf [Letzter Abruf 31.7.2026]

LBGR. (2025, April 23). *Hydrogeologie | Geoportal LBGR Brandenburg*. https://geo.brandenburg.de/?page=Hydrogeologische-Karten

Lees, K., Fitzsimons, M., Snape, J., Tappin, A., & Comber, S. (2018). Soil sterilisation methods for use in OECD 106: How effective are they? *Chemosphere*, *209*, 61–67. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.073

Lerner, H. H. (1975). Diatrizoic Acid. In *Analytical Profiles of Drug Substances* (Bd. 4, S. 137–167). Elsevier. https://doi.org/10.1016/S0099-5428(08)60011-8

Lesjean, B., & Huisjes, E. H. (2008). Survey of the European MBR market: Trends and perspectives. *Desalination*, *231*(1–3), 71–81. https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.10.022

LfU. (2025). *Auskunftsplattform Wasser Land Brandenburg*. https://apw.brandenburg.de/ [Letzter Abruf 23.4.2025]

Li, S., Wu, Z., & Liu, G. (2019). Degradation kinetics of toilet paper fiber during wastewater treatment: Effects of solid retention time and microbial community. *Chemosphere*, *225*, 915–926. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.03.097

Lin, H., Wang, F., Ding, L., Hong, H., Chen, J., & Lu, X. (2011). Enhanced performance of a submerged membrane bioreactor with powdered activated carbon addition for municipal secondary effluent treatment. *Journal of Hazardous Materials*, *192*(3), 1509–1514. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.06.071

Lin, K., & Gan, J. (2011). Sorption and degradation of wastewater-associated non-steroidal anti-inflammatory drugs and antibiotics in soils. *Chemosphere*, *83*(3), 240–246. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.12.083

Lischeid, G. (2010). Landschaftswasserhaushalt in der Region Berlin-Brandenburg. *Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften, Diskussionspapier / BBAW, IAG Globaler Wandel - Regionale Entwicklung*, *2*. https://edoc.bbaw.de/opus4-bbaw/frontdoor/index/index/docId/925 [Letzter Abruf 23.4.2025]

Liu, X., Lu, S., Liu, Y., Meng, W., & Zheng, B. (2017). Adsorption of sulfamethoxazole (SMZ) and ciprofloxacin (CIP) by humic acid (HA): Characteristics and mechanism. *RSC Adv.*, *7*(80), 50449–50458. https://doi.org/10.1039/C7RA06231A

Macherius, A., Eggen, T., Lorenz, W., Moeder, M., Ondruschka, J., & Reemtsma, T. (2012). Metabolization of the Bacteriostatic Agent Triclosan in Edible Plants and its Consequences for Plant Uptake Assessment. *Environmental Science & Technology*, *46*(19), 10797–10804. https://doi.org/10.1021/es3028378

Macura, B., Metson, G. S., McConville, J. R., & Harder, R. (2024). Recovery of plant nutrients from human excreta and domestic wastewater for reuse in agriculture: A systematic map and evidence platform. *Environmental Evidence*, *13*(1), 21. https://doi.org/10.1186/s13750-024-00342-5

Maffettone, R., & Gawlik, B. (2022). *Technical guidance water reuse risk management for agricultural irrigation schemes in Europe.* Publications Office, European Commission. Joint Research Centre. https://data.europa.eu/doi/10.2760/590804

Malchi, T., Maor, Y., Tadmor, G., Shenker, M., & Chefetz, B. (2014). Irrigation of Root Vegetables with Treated Wastewater: Evaluating Uptake of Pharmaceuticals and the Associated Human Health Risks. *Environmental Science & Technology*, *48*(16), 9325–9333. https://doi.org/10.1021/es5017894

Mamy, L., Patureau, D., Barriuso, E., Bedos, C., Bessac, F., Louchart, X., Martin-laurent, F., Miege, C., & Benoit, P. (2015). Prediction of the Fate of Organic Compounds in the Environment

From Their Molecular Properties: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, *45*(12), 1277–1377. https://doi.org/10.1080/10643389.2014.955627

Manasfi, R., Brienza, M., Ait-Mouheb, N., Montemurro, N., Perez, S., & Chiron, S. (2021). Impact of long-term irrigation with municipal reclaimed wastewater on the uptake and degradation of organic contaminants in lettuce and leek. *Science of The Total Environment*, *765*, 142742. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142742

Marković, D. D., Lekić, B. M., Rajaković-Ognjanović, V. N., Onjia, A. E., & Rajaković, L. V. (2014). A New Approach in Regression Analysis for Modeling Adsorption Isotherms. *The Scientific World Journal*, *2014*, 1–17. https://doi.org/10.1155/2014/930879

Marschner, H., & Marschner, P. (2012). *Marschner's mineral nutrition of higher plants* (3rd ed). Academic Press.

Marti, E., Monclús, H., Jofre, J., Rodriguez-Roda, I., Comas, J., & Balcázar, J. L. (2011). Removal of microbial indicators from municipal wastewater by a membrane bioreactor (MBR). *Bioresource Technology*, *102*(8), 5004–5009. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.01.068

Martínez-Hernández, V., Meffe, R., Herrera López, S., & De Bustamante, I. (2016). The role of sorption and biodegradation in the removal of acetaminophen, carbamazepine, caffeine, naproxen and sulfamethoxazole during soil contact: A kinetics study. *Science of The Total Environment*, *559*, 232–241. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.131

Melin, T., & Rautenbach, R. (2007). *Membranverfahren: Grundlagen der Modul- und Anlagenauslegung* (3., aktualisierte u. erw. Aufl. 2007). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-540-34328-8

Menacherry, S. P. M., Kodešová, R., Švecová, H., Klement, A., Fér, M., Nikodem, A., & Grabic, R. (2023). Selective accumulation of pharmaceutical residues from 6 different soils by plants: A comparative study on onion, radish, and spinach. *Environmental Science and Pollution Research*, *30*(18), 54160–54176. https://doi.org/10.1007/s11356-023-26102-5

MLUK. (2021). *Kommunale Abwasserbeseitigung im Land Brandenburg – Lagebericht 2021* (Lagebericht). Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Klimaschutz. https://mluk.brandenburg.de/sixcms/media.php/9/Lagebericht-Abwasserbeseitigung2021.pdf [Letzter Abruf 28.6.2023]

Müller, B., Scheytt, T., & Grützmacher, G. (2013). Transport of primidone, carbamazepine, and sulfamethoxazole in thermally treated sediments—Laboratory column experiments. *Journal of Soils and Sediments*, *13*(5), 953–965. https://doi.org/10.1007/s11368-013-0671-9

Munro, I. C., Ford, R. A., Kennepohl, E., & Sprenger, J. G. (1996). Correlation of structural class with no-observed-effect levels: A proposal for establishing a threshold of concern. *Food and Chemical Toxicology*, *34*(9), 829–867. https://doi.org/10.1016/S0278-6915(96)00049-X

Muschket, M., Neuwald, I. J., Zahn, D., Seelig, A. H., Kuckelkorn, J., Knepper, T. P., & Reemtsma, T. (2024). Fate of persistent and mobile chemicals in the water cycle: From municipal wastewater discharges to river bank filtrate. *Water Research*, *266*, 122436. https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.122436

Mutavdžić Pavlović, D., Glavač, A., Gluhak, M., & Runje, M. (2018). Sorption of albendazole in sediments and soils: Isotherms and kinetics. *Chemosphere*, *193*, 635–644. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.11.025

Naghizadeh, A., Mahvi, A. H., Mesdaghinia, A. R., & Alimohammadi, M. (2011). Application of MBR Technology in Municipal Wastewater Treatment. *Arabian Journal for Science and Engineering*, *36*(1), 3–10. https://doi.org/10.1007/s13369-010-0007-7

Neuwald, I. J., Muschket, M., Seelig, A. H., Sauter, D., Gnirss, R., Knepper, T. P., Reemtsma, T., & Zahn, D. (2023). Efficacy of activated carbon filtration and ozonation to remove persistent and mobile substances – A case study in two wastewater treatment plants. *Science of The Total Environment*, *886*, 163921. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163921

Neuwald, I., Muschket, M., Zahn, D., Berger, U., Seiwert, B., Meier, T., Kuckelkorn, J., Strobel, C., Knepper, T. P., & Reemtsma, T. (2021). Filling the knowledge gap: A suspect screening

study for 1310 potentially persistent and mobile chemicals with SFC- and HILIC-HRMS in two German river systems. *Water Research*, *204*, 117645. https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117645

Ng, C. A., Sun, D., Bashir, M. J. K., Wai, S. H., Wong, L. Y., Nisar, H., Wu, B., & Fane, A. G. (2013). Optimization of membrane bioreactors by the addition of powdered activated carbon. *Bioresource Technology*, *138*, 38–47. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.03.129

Nödler, K., Hillebrand, O., Idzik, K., Strathmann, M., Schiperski, F., Zirlewagen, J., & Licha, T. (2013). Occurrence and fate of the angiotensin II receptor antagonist transformation product valsartan acid in the water cycle – A comparative study with selected β-blockers and the persistent anthropogenic wastewater indicators carbamazepine and acesulfame. *Water Research*, *47*(17), 6650–6659. https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.08.034

OECD. (2000). *Test No. 106: Adsorption -- Desorption Using a Batch Equilibrium Method*. OECD. https://doi.org/10.1787/9789264069602-en

Ogorzaly, L., Walczak, C., Galloux, M., Etienne, S., Gassilloud, B., & Cauchie, H.-M. (2015). Human Adenovirus Diversity in Water Samples Using a Next-Generation Amplicon Sequencing Approach. *Food and Environmental Virology*, *7*(2), 112–121. https://doi.org/10.1007/s12560-015-9194-4

Omar, A., Almomani, F., Qiblawey, H., & Rasool, K. (2024). Advances in Nitrogen-Rich Wastewater Treatment: A Comprehensive Review of Modern Technologies. *Sustainability*, *16*(5), 2112. https://doi.org/10.3390/su16052112

Omlin, M., & Reichert, P. (1999). A comparison of techniques for the estimation of model prediction uncertainty. *Ecological Modelling*, *115*(1), 45–59. https://doi.org/10.1016/S0304-3800(98)00174-4

Pan, B., Ning, P., & Xing, B. (2009). Part V—sorption of pharmaceuticals and personal care products. *Environmental Science and Pollution Research*, *16*(1), 106–116. https://doi.org/10.1007/s11356-008-0052-x

Pan, M., & Chu, L. M. (2017). Leaching behavior of veterinary antibiotics in animal manure-applied soils. *Science of The Total Environment*, *579*, 466–473. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.072

Patt, H., Speerli, J., & Gonsowski, P. (2021). *Wasserbau: Grundlagen, Gestaltung von wasserbaulichen Bauwerken und Anlagen*. Springer Fachmedien Wiesbaden. https://doi.org/10.1007/978-3-658-30551-2

Paz, A., Tadmor, G., Malchi, T., Blotevogel, J., Borch, T., Polubesova, T., & Chefetz, B. (2016). Fate of carbamazepine, its metabolites, and lamotrigine in soils irrigated with reclaimed wastewater: Sorption, leaching and plant uptake. *Chemosphere*, *160*, 22–29. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.06.048

Penn, C. J., & Camberato, J. J. (2019). A Critical Review on Soil Chemical Processes that Control How Soil pH Affects Phosphorus Availability to Plants. *Agriculture*, *9*(6), Artikel 6. https://doi.org/10.3390/agriculture9060120

Pescod, M. B. (1992). *Wastewater treatment and use in agriculture*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. https://www.researchgate.net/profile/Pradeep-Naik-3/post/Is_there_any_effluent_standards_for_the_disposal_of_treated_sanitary_wastes_into_a_drainage_canal_or_even_a_river_Please_inform_me_the_country/attachment/59d6478379197b80779a259f/AS%3A462733192765440%401487335598281/download/FAO+Wastewater+Treatment+and+Agril.+Use.pdf [Letzter Abruf 31.7.2026]

Peters, A., Durner, W., & Iden, S. (2024). The PDI model system for parameterizing soil hydraulic properties. *Vadose Zone Journal*, *23*(4), e20338. https://doi.org/10.1002/vzj2.20338

Peters, A., Groh, J., Schrader, F., Durner, W., Vereecken, H., & Pütz, T. (2017). Towards an unbiased filter routine to determine precipitation and evapotranspiration from high precision lysimeter measurements. *Journal of Hydrology*, *549*, 731–740. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.04.015

Peters, A., Nehls, T., Schonsky, H., & Wessolek, G. (2014). Separating precipitation and evapotranspiration from noise – a new filter routine for high-resolution lysimeter data. *Hydrology*

and Earth System Sciences, *18*(3), 1189–1198. https://doi.org/10.5194/hess-18-1189-2014

Peters, A., Nehls, T., & Wessolek, G. (2016). Technical note: Improving the AWAT filter with interpolation schemes for advanced processing of high resolution data. *Hydrology and Earth System Sciences*, *20*(6), 2309–2315. https://doi.org/10.5194/hess-20-2309-2016

Pfleger, I. (2009). Bewässerungswasserqualität—Hygienische und chemische Belange. *Landbauforschung*, (Sonderheft 328), 49–57.

Pinnekamp, J., Schröder, M., Bolle, F.-W., Gramlich, E., Gredigk-Hoffmann, S., & Koenen, S. (2017). *Energie in Abwasseranlagen – Handbuch NRW* (2. Aufl.).

Prakathi, J., Mahanty, B., & Lhamo, P. (2020). Adsorption, Bioavailability and Microbial Toxicity of Diclofenac in Agricultural Soil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, *105*(3), 490–495. https://doi.org/10.1007/s00128-020-02955-1

Prosser, R. S., & Sibley, P. K. (2015). Human health risk assessment of pharmaceuticals and personal care products in plant tissue due to biosolids and manure amendments, and wastewater irrigation. *Environment International*, *75*, 223–233. https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.11.020

Ray, H., Perreault, F., & Boyer, T. H. (2022). Ammonia recovery and fouling mitigation of hydrolyzed human urine treated by nanofiltration and reverse osmosis. *Environmental Science: Water Research & Technology*, *8*(2), 429–442. https://doi.org/10.1039/D1EW00601K

Regulation (EU) 2020/741 of the European Parliament and of the Council of 25 May 2020 on minimum requirements for water reuse, Gesetz Nr. OJ L 177, 32 (2020). http://data.europa.eu/eli/reg/2020/741/oj

Remy, M., Potier, V., Temmink, H., & Rulkens, W. (2010). Why low powdered activated carbon addition reduces membrane fouling in MBRs. *Water Research*, *44*(3), 861–867. https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.09.046

Ren, X., Zeng, G., Tang, L., Wang, J., Wan, J., Liu, Y., Yu, J., Yi, H., Ye, S., & Deng, R. (2018). Sorption, transport and biodegradation – An insight into bioavailability of persistent organic

pollutants in soil. *Science of The Total Environment*, *610–611*, 1154–1163. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.089

Revitt, D. M., Balogh, T., & Jones, H. (2015). Sorption behaviours and transport potentials for selected pharmaceuticals and triclosan in two sterilised soils. *Journal of Soils and Sediments*, *15*(3), 594–606. https://doi.org/10.1007/s11368-014-1025-y

Richter, D. (1995). *Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Meßfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers*. Selbstverl. des Dt. Wetterdienstes.

Richtlinie (EU) 2024/3019 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 27. November 2024 über die Behandlung von kommunalem Abwasser (Neufassung) (Text von Bedeutung für den EWR), EP, CONSIL (2024). http://data.europa.eu/eli/dir/2024/3019/oj/deu [Letzter Abruf 21.4.2025]

Riemenschneider, C., Al-Raggad, M., Moeder, M., Seiwert, B., Salameh, E., & Reemtsma, T. (2016). Pharmaceuticals, Their Metabolites, and Other Polar Pollutants in Field-Grown Vegetables Irrigated with Treated Municipal Wastewater. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, *64*(29), 5784–5792. https://doi.org/10.1021/acs.jafc.6b01696

Riemenschneider, C., Seiwert, B., Moeder, M., Schwarz, D., & Reemtsma, T. (2017). Extensive Transformation of the Pharmaceutical Carbamazepine Following Uptake into Intact Tomato Plants. *Environmental Science & Technology*, *51*(11), 6100–6109. https://doi.org/10.1021/acs.est.6b06485

Samadov, A. S., Stepnova, A. F., Faizullozoda, E. F., Kuzmenko, A. N., Plakhotnaya, O. N., Kuzin, A. V., Suyarov, K. J., & Khuseinov, K. Ya. (2023). Complex Formation of Silver(I) with 1,2,3-Benzotriazole: Protonization Constants of 1,2,3-Benzotriazole. *Moscow University Chemistry Bulletin*, *78*(3), 136–140. https://doi.org/10.3103/S0027131423030100

Schaffer, M., Boxberger, N., Börnick, H., Licha, T., & Worch, E. (2012). Sorption influenced transport of ionizable pharmaceuticals onto a natural sandy aquifer sediment at different pH. *Chemosphere*, *87*(5), 513–520. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.12.053

Scheurer, M., Brauch, H.-J., & Lange, F. T. (2009). Analysis and occurrence of seven artificial sweeteners in German waste water and surface water and in soil aquifer treatment

(SAT). *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, *394*(6), 1585–1594. https://doi.org/10.1007/s00216-009-2881-y

Scheurer, M., Sandholzer, A., Schnabel, T., Schneider-Werres, S., Schaffer, M., Börnick, H., & Beier, S. (2022). Persistent and mobile organic chemicals in water resources: Occurrence and removal options for water utilities. *Water Supply*, *22*(2), 1575–1592. https://doi.org/10.2166/ws.2021.336

Schmidtová, Z., Kodešová, R., Grabicová, K., Kočárek, M., Fér, M., Švecová, H., Klement, A., Nikodem, A., & Grabic, R. (2020). Competitive and synergic sorption of carbamazepine, citalopram, clindamycin, fexofenadine, irbesartan and sulfamethoxazole in seven soils. *Journal of Contaminant Hydrology*, *234*, 103680. https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2020.103680

Schnepper, T., Groh, J., Gerke, H. H., Reichert, B., & Pütz, T. (2023). Evaluation of precipitation measurement methods using data from a precision lysimeter network. *Hydrology and Earth System Sciences*, *27*(17), 3265–3292. https://doi.org/10.5194/hess-27-3265-2023

Schramm, E. (2019). Wasserwiederverwendung in der Kreislaufwirtschaft. Ursprung und Stand der geplanten EU-Verordnung. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall*, *66*(2), 120–124.

Schulze, S., Zahn, D., Montes, R., Rodil, R., Quintana, J. B., Knepper, T. P., Reemtsma, T., & Berger, U. (2019). Occurrence of emerging persistent and mobile organic contaminants in European water samples. *Water Research*, *153*, 80–90. https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.01.008

Schumann, P., Müller, D., Eckardt, P., Muschket, M., Dittmann, D., Rabe, L., Kerst, K., Lerch, A., Reemtsma, T., Jekel, M., & Ruhl, A. S. (2023). Pilot-scale removal of persistent and mobile organic substances in granular activated carbon filters and experimental predictability at lab-scale. *Science of The Total Environment*, *884*, 163738. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163738

Schumann, P., Muschket, M., Dittmann, D., Rabe, L., Reemtsma, T., Jekel, M., & Ruhl, A. S. (2023). Is adsorption onto activated carbon a feasible drinking water treatment option for

persistent and mobile substances? *Water Research*, 119861. https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119861

Scott, B. F., Spencer, C., Mabury, S. A., & Muir, D. C. G. (2006). Poly and Perfluorinated Carboxylates in North American Precipitation. *Environmental Science & Technology*, *40*(23), 7167–7174. https://doi.org/10.1021/es061403n

Seelig, A. H., Junghans, V., Reemtsma, T., & Zahn, D. (2025). Plant Uptake of Persistent and Mobile Chemicals in Rocket (Eruca sativa)—A Greenhouse Study on Agricultural Wastewater Reuse. *Environmental Science & Technology*, *59*(18), 9265–9274. https://doi.org/10.1021/acs.est.5c02379

Seelig, A. H., Zahn, D., & Reemtsma, T. (2024). Sources of persistent and mobile chemicals in municipal wastewater: A sewer perspective in Leipzig, Germany. *Environmental Science and Pollution Research*. https://doi.org/10.1007/s11356-024-33259-0

Seis, W., Lesjean, B., Maaßen, S., Balla, D., Hochstrat, R., & Düppenbecker, B. (2016). *Rahmenbedingungen für die umweltgerechte Nutzung von behandeltem Abwasser zur landwirtschaftlichen Bewässerung* (Nr. 34/2016; TEXTE, S. 216). Umweltbundesamt. https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/rahmenbedingungen-fuer-die-umweltgerechte-nutzung [Letzter Abruf 6.7.2021]

Sharma, P., Poustie, A., Verburg, P., Pagilla, K., Yang, Y., & Hanigan, D. (2020). Trace organic contaminants in field-scale cultivated alfalfa, soil, and pore water after 10 years of irrigation with reclaimed wastewater. *Science of The Total Environment*, *744*, 140698. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140698

Shelia, V., Šimůnek, J., Boote, K., & Hoogenbooom, G. (2018). Coupling DSSAT and HYDRUS-1D for simulations of soil water dynamics in the soil-plant-atmosphere system. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, *66*(2), 232–245. https://doi.org/10.1515/johh-2017-0055

Sigmund, G., Arp, H. P. H., Aumeier, B. M., Bucheli, T. D., Chefetz, B., Chen, W., Droge, S. T. J., Satoshi Endo, Beate I. Escher, Sarah E. Hale, Thilo Hofmann, Joseph Pignatello, Thorsten Reemtsma, Torsten C. Schmidt, Carina D. Schönsee, & Martin Scheringer. (2022). Sorption and Mobility of Charged Organic Compounds: How to Confront and Overcome

Limitations in Their Assessment. *Environmental Science & Technology*, *56*(8), 4702–4710. https://doi.org/10.1021/acs.est.2c00570

Šimůnek, J., Šejna, M., Saito, H., Sakai, M., & van Genuchten, M. T. (2013). *The hydrus-1D software package for simulating the movement of water, heat, and multiple solutes in variably saturated media* (Version 4.17) [Software]. https://www.pc-progress.com

Šimůnek, J., & Van Genuchten, M. Th. (2008). Modeling Nonequilibrium Flow and Transport Processes Using HYDRUS. *Vadose Zone Journal*, *7*(2), 782–797. https://doi.org/10.2136/vzj2007.0074

Šimůnek, J., van Genuchten, M. Th., Šejna, M., Toride, N., & Leij, F. J. (1999). *The STANMOD Computer Software for Evaluating Solute Transport in Porous Media Using Analytical Solutions of Convection-Dispersion Equation*. https://www.pc-progress.com/Documents/Jirka/Stanmod.pdf [Letzter Abruf 30.7.2026]

Sörme, L., & Lagerkvist, R. (2002). Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm. *The Science of The Total Environment*, *298*(1–3), 131–145. https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00197-3

Sperlich, A., Harder, M., Zietzschmann, F., & Gnirss, R. (2017). Fate of Trace Organic Compounds in Granular Activated Carbon (GAC) Adsorbers for Drinking Water Treatment. *Water*, *9*(7), Artikel 7. https://doi.org/10.3390/w9070479

Spielmeyer, A., Höper, H., & Hamscher, G. (2017). Long-term monitoring of sulfonamide leaching from manure amended soil into groundwater. *Chemosphere*, *177*, 232–238. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.03.020

Spielmeyer, A., Petri, M. S., Höper, H., & Hamscher, G. (2020). Long-term monitoring of sulfonamides and tetracyclines in manure amended soils and leachate samples—A follow-up study. *Heliyon*, *6*(8), e04656. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04656

Sponagel, H., Grottenthaler, W., Hartmann, K.-J., Hartwich, R., Janetzko, P., Joiste, H., Kühn, D., Sabel, K.-J., & Traidl, R. (2005). *Bodenkundliche Kartieranleitung* (5., verbesserte und erweiterte Auflage). In Kommission: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele und Obermiller).

Storck, F. R., Skark, C., Remmler, F., & Brauch, H.-J. (2016). Environmental fate and behavior of acesulfame in laboratory experiments. *Water Science and Technology*, *74*(12), 2832–2842. https://doi.org/10.2166/wst.2016.452

Streicher, J., Ruhl, A. S., Gnirß, R., & Jekel, M. (2016). Where to dose powdered activated carbon in a wastewater treatment plant for organic micro-pollutant removal. *Chemosphere*, *156*, 88–94. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.04.123

Tchobanoglous, G., Burton, F. L., Stensel, H. D., & Metcalf & Eddy, Inc (Hrsg.). (2003). *Wastewater engineering: Treatment and reuse* (4. ed., internat. ed). McGraw-Hill.

Ternes, T. A., Bonerz, M., Herrmann, N., Teiser, B., & Andersen, H. R. (2007). Irrigation of treated wastewater in Braunschweig, Germany: An option to remove pharmaceuticals and musk fragrances. *Chemosphere*, *66*(5), 894–904. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.06.035

Thalmann, M., Klitzke, S., Lange, A., Ruhl, A. S., & Peters, A. (2026). Modeling the fate of organic micropollutants in agricultural soils: Laboratory parameterization and field-scale implications. *Journal of Contaminant Hydrology*, *276*, 104779. https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2025.104779

Thalmann, M., Klitzke, S., Ruhl, A. S., & Peters, A. (2025). Leaching of organic micropollutants in an arable sandy soil irrigated with reclaimed water: A lysimeter study. *Water Reuse*, *15*(2), 271–288. https://doi.org/10.2166/wrd.2025.014

Thalmann, M., Neubert, L., Klitzke, S., Ruhl, A. S., & Peters, A. (2025). Sorption of Organic Micropollutants to an Agricultural Soil: Effect of Ionic Strength, Cation Valence and pH. *Water, Air, & Soil Pollution*, *236*(4), 253. https://doi.org/10.1007/s11270-025-07885-4

Thalmann, M., & Peters, A. (2025). *Prediction-Tool to asses groundwater contamination risk following long-term agricultural irrigation with contaminated water.* (Version 1.0.0). Zenodo. https://doi.org/10.5281/ZENODO.14905162

Thelusmond, J.-R., Kawka, E., Strathmann, T. J., & Cupples, A. M. (2018). Diclofenac, carbamazepine and triclocarban biodegradation in agricultural soils and the microorganisms and

metabolic pathways affected. *Science of The Total Environment*, *640–641*, 1393–1410. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.403

Thor, J., Dittmann, D., Meyer, A., Zeeshan, M., Johne, S., Reynaert, E., & Ruhl, A. S. (2024). Transformation of persistent organic micropollutants by UV and UV/H2O2 in wastewater treatment plant effluent. *Water Supply*, *25*(1), 65–82. https://doi.org/10.2166/ws.2024.261

Tran, H. N., You, S.-J., Hosseini-Bandegharaei, A., & Chao, H.-P. (2017). Mistakes and inconsistencies regarding adsorption of contaminants from aqueous solutions: A critical review. *Water Research*, *120*, 88–116. https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.04.014

Travis, K. (2021). *Generic Guidance for Tier 1 FOCUS Ground Water Assessments* (Version 2.3) [Software].

Trost, B. (2015). *Treibhausgasemissionen unter Bewässerung und unterschiedlicher Stickstoffdüngungsintensität auf einem Sandboden in Nord-Ost-Deutschland*. Humboldt-Universität zu Berlin, Lebenswissenschaftliche Fakultät. https://doi.org/10.18452/17288

UBA. (2024, November). *UBA-Empfehlung zu Stoffen, die bei der Gefahrenermittlung und Risikobewertung im Rahmen der Wasserwiederverwendung nach Verordnung (EU) 2020/741 zu berücksichtigen sind*. https://www.umweltbundesamt.de/dokument/uba-empfehlung-zu-relevanten-stoffen-bei-der

Ukalska-Jaruga, A., Bejger, R., Smreczak, B., & Podlasiński, M. (2023). Sorption of Organic Contaminants by Stable Organic Matter Fraction in Soil. *Molecules*, *28*(1), 429. https://doi.org/10.3390/molecules28010429

US EPA, O. (2016, April 28). *CompTox Chemicals Dashboard* [Data and Tools]. https://www.epa.gov/comptox-tools/comptox-chemicals-dashboard

Vanderborght, J., & Vereecken, H. (2007). Review of Dispersivities for Transport Modeling in Soils. *Vadose Zone Journal*, *6*(1), 29–52. https://doi.org/10.2136/vzj2006.0096

Verordnung (EU) 2023/915 der Kommission vom 25. April 2023 über Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln und zur Aufhebung der Verordnung (EG)

Nr. 1881/2006 (Text von Bedeutung für den EWR), 119 OJ L (2023). http://data.europa.eu/eli/reg/2023/915/oj/deu [Letzter Abruf 22.4.2025]

Wang, H., Li, X., Sun, Z., Cao, X., Zhang, J., Chen, Q., & Ma, R. (2024). The Influence of pH on Sulfamethoxazole in Soil Systems: Migration and Degradation. *Water, Air, & Soil Pollution*, *235*(12), 767. https://doi.org/10.1007/s11270-024-07530-6

Wang, S., & Wang, H. (2015). Adsorption behavior of antibiotic in soil environment: A critical review. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, *9*(4), 565–574. https://doi.org/10.1007/s11783-015-0801-2

Wang, Z., Ma, J., Tang, C. Y., Kimura, K., Wang, Q., & Han, X. (2014). Membrane cleaning in membrane bioreactors: A review. *Journal of Membrane Science*, *468*, 276–307. https://doi.org/10.1016/j.memsci.2014.05.060

Wen, X., Ding, H., Huang, X., & Liu, R. (2004). Treatment of hospital wastewater using a submerged membrane bioreactor. *Process Biochemistry*, *39*(11), 1427–1431. https://doi.org/10.1016/S0032-9592(03)00277-2

Wendling, U. (1991). Schätzmethoden der Verdunstung landwirtschaftlicher Bestände nach den Ansätzen von PENMAN und TURC. *Archiv fuer Acker und Pflanzenbau und Bodenkunde*, *35*.

Wendling, U. (1995). Berechnung der Gras-Referenzverdunstung mit der FAO Penman-Monteith-Beziehung. *Wasserwirtschaft*, *85*(12), 602–604.

Williams, C. F., Williams, C. F., & Adamsen, F. J. (2006). Sorption–Desorption of Carbamazepine from Irrigated Soils. *Journal of Environmental Quality*, *35*(5), 1779–1783. https://doi.org/10.2134/jeq2005.0345

Wright, L., Devitt, D. A., Young, M. H., Gan, J., Vanderford, B. J., Snyder, S. A., McCullough, M., & Dodgen, L. (2012). Fate and Transport of Thirteen Pharmaceutical and Personal Care Products in a Controlled Irrigated Turfgrass System. *Agronomy Journal*, *104*(5), 1244–1254. https://doi.org/10.2134/agronj2011.0394

Xiao, K., Liang, S., Wang, X., Chen, C., & Huang, X. (2019). Current state and challenges of full-scale membrane bioreactor applications: A critical review. *Bioresource Technology*, *271*, 473–481. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.09.061

Xu, B., Liu, F., Brookes, P. C., & Xu, J. (2018). The sorption kinetics and isotherms of sulfamethoxazole with polyethylene microplastics. *Marine Pollution Bulletin*, *131*, 191–196. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.04.027

Xu, J., Wu, L., & Chang, A. C. (2009). Degradation and adsorption of selected pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in agricultural soils. *Chemosphere*, *77*(10), 1299–1305. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.09.063

Xu, Y., Yu, X., Xu, B., Peng, D., & Guo, X. (2021). Sorption of pharmaceuticals and personal care products on soil and soil components: Influencing factors and mechanisms. *Science of The Total Environment*, *753*, 141891. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141891

Yu, L., Fink, G., Wintgens, T., Melin, T., & Ternes, T. A. (2009). Sorption behavior of potential organic wastewater indicators with soils. *Water Research*, *43*(4), 951–960. https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.11.032

Zeeshan, M., & Ruhl, A. S. (2023). Fates of potentially persistent and mobile organic substances in embedded outdoor columns for artificial groundwater recharge simulation. *Water Research*, *245*, 120615. https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120615

Zeeshan, M., Schumann, P., Pabst, S., & Ruhl, A. S. (2023). Transformation of potentially persistent and mobile organic micropollutants in column experiments. *Heliyon*, *9*(5), e15822. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e15822

Zhang, Z., Wang, S., Brown, T. N., Sangion, A., Arnot, J. A., & Li, L. (2024). Modeling sorption of environmental organic chemicals from water to soils. *Water Research X*, *22*, 100219. https://doi.org/10.1016/j.wroa.2024.100219

Zietzschmann, F., Altmann, J., Ruhl, A. S., Dünnbier, U., Dommisch, I., Sperlich, A., Meinel, F., & Jekel, M. (2014). Estimating organic micro-pollutant removal potential of activated carbons using UV absorption and carbon characteristics. *Water Research*, *56*, 48–55. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.02.044

Zietzschmann, F., Stapf, M., Sperlich, A., Ruhl, A. S., Miehe, U., Gnirß, R., & Jekel, M. (mit Technische Universität Berlin). (2018). *TestTools – Entwicklung und Validierung von schnellen Testmethoden zum Spurenstoffverhalten in technischen und natürlichen Barrieren des urbanen Wasserkreislaufs* (M. Jekel & F. Zietzschmann, Hrsg.). Universitätsverlag der TU Berlin. https://doi.org/10.14279/DEPOSITONCE-7524

Zouboulis, A. I., Gkotsis, P. K., Zamboulis, D. X., & Mitrakas, M. G. (2017). Application of powdered activated carbon (PAC) for membrane fouling control in a pilot-scale MBR system. *Water Science and Technology*, *75*(10), 2350–2357. https://doi.org/10.2166/wst.2017.108

A Anhang, zu Kapitel 4.2 Erstellung eines Risikomanagementplans

A.1 Mikrobiologische Gefahren

Tabelle 57: Liste der mikrobiellen Gefahren, durch normalerweise in unbehandeltem Abwasser nachgewiesenen Organismen und ihre Auswirkungen auf die Gesundheit sowie Referenzpathogene (fett gedruckt). In Anlehnung an (C 298, 2022; EPHC, 2006; ISO, 2018).

Organismus	Beispiel	Krankheit
Bakterien	Shigella	Shigellose (Bakterienuhr)
	Samonella	Salmonellose, Gastroenteritis (Durchfall, Erbrechen, Fieber), reaktive Arthritis, Typhus
	Vibrio cholera	Cholera
	Pathogenic E.coli **(Referenz E.coli O157:H)**	Gastroenteritis, Sepsis, hämolytisch-urämische Syndrom
	Campylobacter	Gastroenteritis, reaktive Arthritis, Guillain-Baré-Syndrom
Protozoen	Entamoeba	Amöbiasis (Amöbenruhr)
	Giardia	Giardiasis (Gastroenteritis)
	Cryptosporidium	Kryptosporidiose, Durchfall, Fieber
Helminthen/Darmwürmer	Ascaris	Ascariasis (Spulwurmbefall)
	Ancylostoma	Ancylostomiasis (Hakenwurmbefall)
	Necator **(Referenz: Intestinale Nematoden (Wurmeier))**	Necatoriasis (Spulwurmbefall)
	Trichuris	Trichuriasis (Peitschenwurmbefall)
Viren	Enterovirus	Gastroenteritis, Herzanomalien, Meningitis, Atemwegserkrankungen, Nervenstörungen, sonstige
	Adenovirus	Atemwegserkrankung, Augeninfektion, Gastroenteritis
	Rotavirus	Gastroenteritis
	Hepatitis A Viren	Leberentzündung

A.2 Gefahren durch chemische Substanzen

Tabelle 58: Wichtige Umweltgefahren, Umweltrezeptoren, potenzielle Auswirkungen auf die Umwelt und Toleranzbereiche bei der Verwendung von aufbereitetem Wasser. (EPHC, 2006; Helmecke et al., 2020; ISO, 2020; Pfleger, 2009; Seis et al., 2016)

Gefahr	Umweltrezeptor	Auswirkungen und Folgen	Richtwerte
Salzgehalt	Infrastruktur	Der Salzgehalt kann aufsteigende Feuchtigkeit oder Korrosion an Anlagen verursachen	Toleranzbereich im Bewässerungswasser (Pfleger, 2009): Leitfähigkeit: ≤2000*/3000 µS/cm *salzempfindliche Pflanzen
	Boden	Bodenversalzung führt zu gestressten Pflanzen Erhöhung der Pflanzenverfügbarkeit von Cadmium, das sich bereits im Boden befindet	
	Grundwasser und Oberflächengewässer	Erhöhung des Salzgehalts des Oberflächenwassers Erhöhung des Salzgehalts des Grundwassers	
Chlorid	Pflanzen	Direkte Toxizität für Pflanzen bei Besprühung der Blätter Pflanzentoxizität durch Aufnahme über die Wurzeln	Toleranzbereich im Bewässerungswasser (Pfleger, 2009): Toleranzbereich im Bewässerungswasser: Chlorid: ≤250*/500 mg/l *salzempfindliche Pflanzen
	Oberflächenwasser	Toxisch für aquatische Biota	
Natrium	Boden	Verschlechterung der Bodenstruktur aufgrund von Sodizität	Toleranzbereich im Bewässerungswasser (Pfleger, 2009): Natrium: ≤100 mg/l
	Pflanzen	Direkte Toxizität für Pflanzen bei Besprühung der Blätter Pflanzentoxizität durch Aufnahme über die Wurzeln	
Organische Stoffe	Boden (→indirekt auch Pflanzen)	Negative Beeinflussung der hydraulischen Durchlässigkeit	Anforderungen an die Qualität von aufbereitetem Wasser für die landwirtschaftliche Bewässerung (C 298, 2022): BSB_5:

Gefahr	Umweltrezeptor	Auswirkungen und Folgen	Richtwerte
	Oberflächengewässer	Eutrophierung	Zwischen 10 mg/l und 25 mg/l, je nach erforderlicher Güteklasse
	Grundwasser	Kontaminierung	
	Pflanzen	Pflanzentoxizität	
Stickstoff	Pflanzen	Ungleichgewicht der Nährstoffe in Pflanzen Schädlinge und Krankheiten bei Pflanzen	Höchstgehalt für die Bewässerung (ISO 16075-1: 2020): Ammonium-Stickstoff →20 mg/l im arithmetisches Monatsmittel →30 mg/l maximal Wert Gesamtstickstoff →25 mg/l im (Arithmetisches Monatsmittel) →35 mg/l maximal Wert
	Boden	Eutrophierung von Böden und Auswirkungen auf terrestrische Biota	
	Oberflächengewässer	Eutrophierung	
	Grundwasser	Kontaminierung	

Gefahr	Umweltrezeptor	Auswirkungen und Folgen	Richtwerte
Phosphor	Boden	Eutrophierung der Böden und toxische Auswirkungen auf phosphorempfindliche terrestrische Biota	Höchstgehalt für die Bewässerung (ISO 16075-1: 2020): Phosphor gesamt →5 mg/l im arithmetisches Monatsmittel →7 mg/l maximal Wert
	Oberflächengewässer	Eutrophierung	
Bor	Boden	Akkumulation im Boden	Toleranzbereich für Bewässerungswasser (Seis et al., 2016): Bor: 0,3 mg/L
	Pflanzen	Pflanzentoxizität	
	Grundwasser und Oberflächenwasser	Verlagerung in Oberflächengewässer und Grundwasser	
	Pflanzen	Anreicherung in Kulturpflanzen Ertragsausfälle durch teils toxische Wirkung →Pflanzenstress	
Organische Spurenstoffe	Boden	Anreicherung im Boden (teils persistent im Boden oder nur ein unvollständiger Abbau)	<u>Indiaktorsubstanzen</u>: Carbamazepin Clarithromycin Diclofenac Gabapentin Hydrochlorothiazid Irbesartan Metoprolol Sulfamethoxazol Benzotriazol Σ 4- und 5-Methylbenzotriazol
	Grundwasser und Oberflächenwasser	Eintrag/Verlagerung in das Grundwasser und Oberflächenwasser Können nachteilige Wirkung auf aquatische Lebewesen haben	

Gefahr	Umweltrezeptor	Auswirkungen und Folgen	Richtwerte
	Pflanzen	Anreicherung/Aufnahme in Pflanzen	
Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen Substanzen (PFAS)	Boden	Anreicherung im Boden	Mindestanforderung für Wasser für den menschlichen Gebrauch, Richtlinie (EU) 2020/2184: PFAS gesamt: 0,5 µg/l Summe der PFAS-20: 0,1 µg/l
	Grundwasser Oberflächenwasser	Eintrag/Verlagerung in das Grund – und Oberflächenwasser	
	Pflanzen	Anreicherung/Aufnahme in Pflanzen	Annahme der Werte aus der Trinkwasserrichtlinie für Bewässerungswasser aufgrund fehlender spezifischer Richtwerte.
Schwermetalle	Boden	Anreicherung im Boden: Können ökologische Funktionen des Bodens beeinträchtigen	Toleranzbereiche im Bewässerungswasser (Pfleger, 2009): Blei ≤ 100 µg/l Cadmium ≤ 4 µg/l Chrom ≤ 100 µg/l Eisen ≤ 1500 µg/l Kupfer ≤ 100 µg/l Mangan ≤ 1500 µg/l Nickel ≤ 40 µg/l Quecksilber ≤ 0,5 µg/l Zink ≤ 300 µg/l
	Grundwasser und Oberflächenwasser	Verlagerung in Oberflächengewässer und Grundwasser	
	Pflanzen	Anreicherung in Kulturpflanzen Ertragsausfälle durch teils toxische Wirkung →Pflanzenstress	

B Anhang zu Kapitel 6.2 Bilanzierung des Substitutionspotenzials

B.1 Potenziell verfügbares Wasser für eine dezentrale Wiederverwendung in Brandenburg

Tabelle 59: Potenziell Verfügbares Wasser aus Sammelgruben und Kleinkläranlagen pro Tag nach Gemeinden, unter der Annahme von 0,106 m³/Tag/Einwohner.

Landkreis	Gemeinde/Kreisfreie Stadt	Potenzielles Wasser aus Sammelgruben (m³/Tag)	Potenzielles Wasser aus Kleinkläranlagen (m³/Tag)	Summe potenzielles Wasser (m³/Tag)
	Brandenburg an der Havel	**556,2**	**12,8**	**569,0**
	Cottbus	**148,5**	**131,0**	**279,5**
	Frankfurt (Oder)	**169,4**	**5,9**	**175,3**
	Potsdam	**147,3**	**57,1**	**204,5**
Barmin		**1744,0**	**192,7**	**1936,7**
	Ahrensfelde	70,0	1,6	71,6
	Althüttendorf	12,1	2,4	14,5
	Bernau bei Berlin	201,1	7,5	208,6
	Biesenthal	109,4	1,9	111,3
	Breydin	60,0	10,1	70,1
	Britz	20,8	0,3	21,1
	Chorin	86,7	3,7	90,4
	Eberswalde	63,8	10,3	74,1
	Friedrichswalde	23,2	9,4	32,6
	Hohenfinow	47,0	8,4	55,3
	Joachimsthal	68,4	17,6	86,0
	Liepe	10,8	1,2	12,0
	Lunow-Stolzenhagen	79,9	15,3	95,2
	Marienwerder	54,3	2,5	56,8
	Melchow	65,3	0,4	65,7
	Niederfinow	3,4	0,8	4,2
	Oderberg	72,9	9,6	82,6
	Panketal	43,0	0,2	43,2
	Parsteinsee	46,4	13,0	59,5
	Rüdnitz	17,5	0,2	17,7

Landkreis	Gemeinde/Kreisfreie Stadt	Potenzielles Wasser aus Sammelgruben (m^3/Tag)	Potenzielles Wasser aus Kleinkläranlagen (m^3/Tag)	Summe potenzielles Wasser (m^3/Tag)
	Schorfheide	170,6	33,5	204,1
	Sydower Fließ	31,5	3,8	35,3
	Wandlitz	239,6	29,7	269,2
	Werneuchen	104,9	2,1	107,1
	Ziethen	41,6	7,0	48,5
Dahme-Spreewald		**1888,7**	**759,9**	**2648,6**
	Alt Zauche-Wußwerk	5,6	2,1	7,7
	Bersteland	11,7	10,3	21,9
	Bestensee	26,0	0,4	26,4
	Byhleguhre-Byhlen	18,1	14,0	32,1
	Drahnsdorf	39,8	29,6	69,3
	Eichwalde	1,3	0,4	1,7
	Golßen	45,7	23,1	68,8
	Groß Köris	224,1	25,3	249,4
	Halbe	121,2	81,4	202,6
	Heidesee	298,5	44,3	342,8
	Heideblick	142,4	148,9	291,3
	Jamlitz	12,0	11,3	23,3
	Kasel-Golzig	22,5	15,3	37,7
	Königs Wusterhausen	141,4	3,8	145,2
	Krausnick-Groß Wasserburg	52,4	9,3	61,7
	Lieberose	18,7	28,2	46,9
	Lübben (Spreewald)	13,3	7,4	20,7
	Luckau	186,0	147,3	333,4
	Märkisch Buchholz	18,3	1,6	19,9
	Märkische Heide	103,5	64,7	168,1
	Mittenwalde	134,4	3,8	138,2
	Münchehofe	33,1	17,7	50,8
	Neu Zauche	18,2	6,5	24,7
	Rietzneuendorf-Staakow	45,3	18,8	64,0

Landkreis	Gemeinde/Kreisfreie Stadt	Potenzielles Wasser aus Sammelgruben (m^3/Tag)	Potenzielles Wasser aus Kleinkläranlagen (m^3/Tag)	Summe potenzielles Wasser (m^3/Tag)
	Schlepzig	0,5	0,0	0,5
	Schönefeld	31,1	0,0	31,1
	Schönwald	4,6	0,3	4,9
	Schulzendorf	2,9	0,2	3,1
	Schwerin	4,0	0,0	4,0
	Schwielochsee	19,9	17,7	37,6
	Spreewaldheide	35,1	13,6	48,7
	Steinreich	19,8	10,9	30,7
	Straupitz (Spreewald)	2,5	1,0	3,5
	Teupitz	27,8	0,6	28,4
	Unterspreewald	2,7	0,0	2,7
	Wildau	3,4	0,0	3,4
	Zeuthen	1,4	0,0	1,4
Elbe-Elster		**434,8**	**823,1**	**1257,9**
	Bad Liebenwerda	14,3	59,8	74,1
	Crinitz	8,6	14,5	23,1
	Doberlug-Kirchhain	70,8	20,7	91,5
	Elsterwerda	3,9	12,0	15,9
	Falkenberg/Elster	3,4	10,8	14,2
	Fichtwald	3,4	22,7	26,1
	Finsterwalde	16,3	14,0	30,3
	Gorden-Staupitz	9,4	36,1	45,6
	Gröden	0,0	1,4	1,4
	Großthiemig	1,5	0,3	1,8
	Heideland	6,5	14,7	21,2
	Herzberg (Elster)	7,5	4,7	12,2
	Hirschfeld	0,3	7,5	7,8
	Hohenbucko	0,8	0,0	0,8
	Hohenleipisch	0,0	5,1	5,1
	Kremitzaue	19,4	2,1	21,5

Landkreis	Gemeinde/Kreisfreie Stadt	Potenzielles Wasser aus Sammelgruben (m^3/Tag)	Potenzielles Wasser aus Kleinkläranlagen (m^3/Tag)	Summe potenzielles Wasser (m^3/Tag)
	Lebusa	6,8	25,7	32,4
	Lichterfeld-Schacksdorf	5,3	20,9	26,2
	Massen-Niederlausitz	38,6	54,9	93,5
	Merzdorf	0,0	0,8	0,8
	Mühlberg/Elbe	14,7	81,2	95,9
	Plessa	1,5	17,1	18,6
	Röderland	2,9	45,7	48,5
	Rückersdorf	7,2	1,8	9,0
	Sallgast	16,3	115,3	131,7
	Schilda	0,8	2,7	3,5
	Schlieben	39,0	2,5	41,6
	Schönborn	36,4	6,1	42,5
	Schönewalde	11,9	5,4	17,3
	Schraden	26,2	23,3	49,5
	Sonnewalde	44,4	105,3	149,7
	Tröbitz	0,0	0,0	0,0
	Uebigau-Wahrenbrück	16,6	88,0	104,6
Havelland		**1743,0**	**116,9**	**1859,9**
	Brieselang	27,2	1,6	28,8
	Dallgow-Döberitz	10,7	0,2	10,9
	Falkensee	16,2	4,3	20,6
	Friesack	36,1	2,5	38,7
	Gollenberg	40,2	1,9	42,1
	Großderschau	41,7	2,8	44,4
	Havelaue	81,9	8,9	90,8
	Ketzin/Havel	59,0	5,0	64,0
	Kleßen-Görne	36,5	2,2	38,7
	Kotzen	59,4	4,0	63,4
	Märkisch Luch	117,7	16,4	134,1
	Milower Land	304,4	11,8	316,2

Landkreis	Gemeinde/Kreisfreie Stadt	Potenzielles Wasser aus Sammelgruben (m^3/Tag)	Potenzielles Wasser aus Kleinkläranlagen (m^3/Tag)	Summe potenzielles Wasser (m^3/Tag)
	Mühlenberge	47,3	3,3	50,6
	Nauen	103,1	13,4	116,5
	Nennhausen	93,8	6,6	100,4
	Paulinenaue	45,9	2,0	47,9
	Pessin	64,2	6,0	70,3
	Premnitz	139,7	1,8	141,5
	Rathenow	182,4	5,6	188,0
	Retzow	54,0	0,5	54,5
	Rhinow	40,4	0,0	40,4
	Schönwalde-Glien	19,7	4,5	24,2
	Seeblick	45,1	1,4	46,4
	Stechow-Ferchesar	15,9	0,0	15,9
	Wiesenaue	17,2	8,0	25,1
	Wustermark	43,2	2,2	45,5
Märkisch-Oderland		**2351,7**	**164,6**	**2516,3**
	Alt Tucheband	37,5	5,9	43,5
	Altlandsberg	41,6	2,9	44,4
	Bad Freienwalde (Oder)	187,9	7,8	195,8
	Beiersdorf-Freudenberg	0,0	1,1	1,1
	Bleyen-Genschmar	21,4	3,1	24,5
	Bliesdorf	49,8	1,3	51,1
	Buckow (Märkische Schweiz)	5,4	0,3	5,7
	Falkenberg	28,1	1,8	29,9
	Falkenhagen (Mark)	9,3	2,5	11,9
	Fichtenhöhe	46,0	6,3	52,3
	Fredersdorf-Vogelsdorf	52,2	0,0	52,2
	Garzau-Garzin	0,2	2,5	2,8
	Golzow	5,2	3,4	8,6
	Gusow-Platkow	64,2	8,5	72,7
	Heckelberg-Brunow	30,0	1,8	31,8

Landkreis	Gemeinde/Kreisfreie Stadt	Potenzielles Wasser aus Sammelgruben (m^3/Tag)	Potenzielles Wasser aus Kleinkläranlagen (m^3/Tag)	Summe potenzielles Wasser (m^3/Tag)
	Höhenland	101,7	5,1	106,7
	Hoppegarten	15,3	0,5	15,8
	Küstriner Vorland	38,8	5,2	44,0
	Lebus	87,2	7,6	94,9
	Letschin	178,9	26,1	205,0
	Lietzen	5,3	0,7	6,0
	Lindendorf	70,4	3,3	73,7
	Märkische Höhe	10,9	0,3	11,2
	Müncheberg	93,7	7,2	100,9
	Neuenhagen bei Berlin	3,9	0,0	3,9
	Neuhardenberg	56,5	1,6	58,1
	Neulewin	92,9	3,9	96,8
	Neutrebbin	52,5	2,5	55,0
	Oberbarnim	49,8	1,4	51,2
	Oderaue	101,9	4,0	105,9
	Petershagen/Eggersdorf	27,6	0,0	27,6
	Podelzig	31,6	5,7	37,3
	Prötzel	38,7	1,1	39,8
	Rehfelde	93,3	2,1	95,4
	Reichenow-Möglin	55,7	2,9	58,5
	Reitwein	47,6	1,7	49,3
	Rüdersdorf bei Berlin	34,2	0,8	35,1
	Seelow	51,5	2,3	53,8
	Strausberg	59,1	0,3	59,5
	Treplin	33,9	5,5	39,4
	Vierlinden	80,8	6,7	87,5
	Waldsieversdorf	17,2	0,2	17,4
	Wriezen	52,2	5,6	57,8
	Zechin	61,8	7,6	69,4
	Zeschdorf	128,2	3,3	131,4

Landkreis	Gemeinde/Kreisfreie Stadt	Potenzielles Wasser aus Sammelgruben (m^3/Tag)	Potenzielles Wasser aus Kleinkläranlagen (m^3/Tag)	Summe potenzielles Wasser (m^3/Tag)
Oberhavel		**1313,9**	**66,3**	**1380,1**
	Birkenwerder	14,5	0,5	15,1
	Fürstenberg/Havel	88,2	3,4	91,6
	Glienicke/Nordbahn	0,4	0,0	0,4
	Gransee	103,1	4,2	107,4
	Großwoltersdorf	32,3	1,6	33,9
	Hennigsdorf	13,7	0,0	13,7
	Hohen Neuendorf	5,2	0,0	5,2
	Kremmen	92,8	11,1	103,9
	Leegebruch	0,8	0,0	0,8
	Liebenwalde	72,8	8,6	81,4
	Löwenberger Land	273,8	4,2	278,0
	Mühlenbecker Land	76,9	7,6	84,5
	Oberkrämer	83,2	10,9	94,1
	Oranienburg	313,9	10,8	324,7
	Schönermark	1,1	0,0	1,1
	Sonnenberg	16,0	0,4	16,4
	Stechlin	27,9	0,0	27,9
	Velten	56,7	0,0	56,7
	Zehdenick	40,6	2,8	43,4
Oberspreewald-Lausitz		**873,1**	**1295,4**	**2168,5**
	Altdöbern	12,7	31,0	43,7
	Bronkow	20,5	41,0	61,5
	Calau	64,2	201,9	266,2
	Frauendorf	0,0	0,0	0,0
	Großkmehlen	3,5	3,6	7,1
	Großräschen	79,9	55,3	135,3
	Grünewald	31,1	25,3	56,4
	Guteborn	4,8	3,9	8,7
	Hermsdorf	47,1	35,2	82,3

Landkreis	Gemeinde/Kreisfreie Stadt	Potenzielles Wasser aus Sammelgruben (m^3/Tag)	Potenzielles Wasser aus Kleinkläranlagen (m^3/Tag)	Summe potenzielles Wasser (m^3/Tag)
	Hohenbocka	3,0	5,6	8,6
	Kroppen	0,0	0,0	0,0
	Lauchhammer	39,9	26,4	66,3
	Lindenau	0,0	0,0	0,0
	Lübbenau/Spreewald	87,9	234,4	322,2
	Luckaitztal	18,2	63,2	81,4
	Neu-Seeland	47,4	17,3	64,7
	Neupetershain	28,1	38,5	66,6
	Ortrand	12,6	7,8	20,5
	Ruhland	5,6	6,9	12,5
	Schipkau	147,7	95,8	243,5
	Schwarzbach	37,2	31,7	68,9
	Schwarzheide	19,5	65,0	84,5
	Senftenberg	95,6	64,2	159,8
	Tettau	0,8	0,0	0,8
	Vetschau/Spreewald	65,9	241,4	307,3
Oder-Spree		**1679,1**	**122,7**	**1801,9**
	Bad Saarow	34,7	5,0	39,6
	Beeskow	67,2	4,5	71,7
	Berkenbrück	8,7	0,0	8,7
	Briesen (Mark)	80,5	2,4	82,9
	Brieskow-Finkenheerd	9,5	0,0	9,5
	Diensdorf-Radlow	0,0	0,0	0,0
	Eisenhüttenstadt	14,9	1,3	16,2
	Erkner	1,3	0,0	1,3
	Friedland	55,8	19,0	74,7
	Fürstenwalde/Spree	198,4	1,4	199,8
	Gosen-Neu Zittau	25,0	0,3	25,3
	Groß Lindow	15,7	0,0	15,7
	Grünheide (Mark)	135,0	0,2	135,3

Landkreis	Gemeinde/Kreisfreie Stadt	Potenzielles Wasser aus Sammelgruben (m^3/Tag)	Potenzielles Wasser aus Kleinkläranlagen (m^3/Tag)	Summe potenzielles Wasser (m^3/Tag)
	Grunow-Dammendorf	21,4	0,5	21,9
	Jacobsdorf	32,6	2,7	35,3
	Langewahl	3,2	2,4	5,6
	Lawitz	1,1	0,0	1,1
	Mixdorf	1,1	0,0	1,1
	Müllrose	36,3	0,0	36,3
	Neißemünde	6,5	0,3	6,8
	Neuzelle	74,1	1,0	75,0
	Ragow-Merz	21,4	3,9	25,3
	Rauen	17,1	2,2	19,3
	Reichenwalde	2,8	8,4	11,1
	Rietz-Neuendorf	111,6	3,0	114,6
	Schlaubetal	3,7	0,0	3,7
	Schöneiche bei Berlin	32,5	0,0	32,5
	Siehdichum	9,8	1,1	10,8
	Spreenhagen	149,1	3,1	152,2
	Steinhöfel	215,4	1,6	217,0
	Storkow (Mark)	82,7	11,0	93,7
	Tauche	178,5	47,4	225,9
	Vogelsang	0,7	0,0	0,7
	Wendisch Rietz	7,6	0,0	7,6
	Wiesenau	12,7	0,0	12,7
	Woltersdorf	5,1	0,2	5,3
	Ziltendorf	5,5	0,0	5,5
Ostprignitz-Ruppin		**1174,9**	**256,1**	**1431,0**
	Breddin	21,9	12,3	34,2
	Dabergotz	0,4	0,0	0,4
	Dreetz	16,7	8,3	25,0
	Fehrbellin	111,7	9,0	120,7
	Heiligengrabe	166,7	33,5	200,2

Landkreis	Gemeinde/Kreisfreie Stadt	Potenzielles Wasser aus Sammelgruben (m^3/Tag)	Potenzielles Wasser aus Kleinkläranlagen (m^3/Tag)	Summe potenzielles Wasser (m^3/Tag)
	Herzberg (Mark)	1,9	0,6	2,5
	Kyritz	113,2	33,7	146,9
	Lindow (Mark)	48,7	1,3	49,9
	Märkisch Linden	22,6	1,4	24,0
	Neuruppin	127,1	4,7	131,8
	Neustadt (Dosse)	14,5	12,1	26,6
	Rheinsberg	97,3	24,0	121,3
	Rüthnick	3,6	1,8	5,4
	Sieversdorf-Hohenofen	0,6	0,0	0,6
	Storbeck-Frankendorf	21,6	9,1	30,7
	Stüdenitz-Schönermark	1,6	0,0	1,6
	Temnitzquell	33,8	3,2	37,0
	Temnitztal	0,8	0,0	0,8
	Vielitzsee	19,3	1,7	21,0
	Walsleben	11,4	1,1	12,5
	Wittstock/Dosse	247,5	65,7	313,2
	Wusterhausen/Dosse	84,4	29,4	113,7
	Zernitz-Lohm	7,3	3,4	10,7
Potsdam- Mittelmark		**2049,8**	**245,4**	**2295,2**
	Beelitz	167,6	23,4	191,0
	Beetzsee	10,2	0,6	10,8
	Beetzseeheide	3,0	9,9	12,8
	Bad Belzig	156,1	20,1	176,3
	Bensdorf	34,2	2,1	36,4
	Borkheide	39,3	2,3	41,7
	Borkwalde	45,1	10,2	55,2
	Brück	2,3	0,5	2,9
	Buckautal	18,0	5,5	23,5
	Görzke	18,3	5,7	24,1
	Gräben	35,0	19,2	54,2

Landkreis	Gemeinde/Kreisfreie Stadt	Potenzielles Wasser aus Sammelgruben (m^3/Tag)	Potenzielles Wasser aus Kleinkläranlagen (m^3/Tag)	Summe potenzielles Wasser (m^3/Tag)
	Groß Kreutz (Havel)	75,5	15,8	91,3
	Havelsee	42,0	11,6	53,5
	Kleinmachnow	31,8	0,0	31,8
	Kloster Lehnin	122,9	15,1	137,9
	Krane/Golzow	28,4	0,0	28,4
	Linthe	0,0	0,0	0,0
	Michendorf	136,7	13,8	150,5
	Mühlenfließ	69,9	0,3	70,2
	Niemegk	40,3	2,8	43,0
	Nuthetal	58,3	10,6	68,9
	Päwesin	10,1	1,0	11,0
	Planebruch	9,5	0,0	9,5
	Planetal	45,5	1,5	47,0
	Rabenstein/Fläming	54,3	8,1	62,3
	Rosenau	89,0	4,0	93,1
	Roskow	3,0	0,4	3,4
	Schwielowsee	49,1	2,0	51,1
	Seddiner See	48,2	3,8	52,0
	Stahnsdorf	26,4	0,2	26,6
	Teltow	36,0	0,0	36,0
	Treuenbrietzen	111,3	2,7	114,0
	Wenzlow	53,5	2,5	56,1
	Werder (Havel)	145,6	23,4	169,1
	Wiesenburg/Mark	131,9	17,3	149,1
	Wollin	87,3	1,5	88,8
	Wusterwitz	3,2	0,6	3,8
	Ziesar	11,0	6,9	17,9
Prignitz		**506,8**	**1680,3**	**2187,1**
	Bad Wilsnack	11,9	33,6	45,5
	Berge	6,5	33,6	40,1

Landkreis	Gemeinde/Kreisfreie Stadt	Potenzielles Wasser aus Sammelgruben (m^3/Tag)	Potenzielles Wasser aus Kleinkläranlagen (m^3/Tag)	Summe potenzielles Wasser (m^3/Tag)
	Breese	2,5	36,0	38,6
	Cumlosen	1,8	17,5	19,3
	Gerdshagen	4,7	9,8	14,4
	Groß Pankow (Prignitz)	84,1	221,8	305,8
	Gülitz-Reetz	6,6	41,8	48,3
	Gumtow	37,3	53,8	91,2
	Halenbeck-Rohlsdorf	24,4	27,1	51,5
	Karstädt	26,4	257,2	283,6
	Kümmernitztal	13,8	24,0	37,7
	Lanz	10,0	66,0	76,0
	Legde/Quitzöbel	20,4	43,4	63,7
	Lenzen (Elbe)	7,5	49,5	57,0
	Lenzerwische	8,5	39,8	48,2
	Marienfließ	26,2	47,7	73,9
	Meyenburg	18,9	31,2	50,0
	Perleberg	8,6	84,8	93,4
	Pirow	3,4	18,0	21,4
	Plattenburg	42,7	192,1	234,8
	Pritzwalk	75,9	151,6	227,5
	Putlitz	18,3	92,1	110,5
	Rühstädt	12,0	36,4	48,3
	Triglitz	14,9	37,7	52,7
	Weisen	2,4	13,1	15,6
	Wittenberge	17,3	20,9	38,2
Spree-Neiße		**794,5**	**1701,4**	**2495,9**
	Briesen	1,4	2,7	4,0
	Burg (Spreewald)	81,8	160,9	242,7
	Dissen-Striesow	1,7	0,0	1,7
	Döbern	4,9	13,8	18,7
	Drachhausen	25,1	58,2	83,3

Landkreis	Gemeinde/Kreisfreie Stadt	Potenzielles Wasser aus Sammelgruben (m^3/Tag)	Potenzielles Wasser aus Kleinkläranlagen (m^3/Tag)	Summe potenzielles Wasser (m^3/Tag)
	Drebkau	133,2	139,8	273,1
	Drehnow	0,0	0,3	0,3
	Felixsee	14,5	56,3	70,8
	Forst (Lausitz)	57,8	88,7	146,5
	Groß Schacksdorf-Simmersdorf	10,5	50,9	61,4
	Guben	34,3	12,4	46,7
	Guhrow	2,9	3,0	5,8
	Heinersbrück	15,2	46,2	61,4
	Jämlitz-Klein Düben	9,0	38,3	47,3
	Jänschwalde	13,1	7,7	20,9
	Kolkwitz	88,7	100,7	189,4
	Neiße-Malxetal	12,6	89,5	102,1
	Neuhausen/Spree	138,6	285,0	423,7
	Peitz	0,3	2,8	3,1
	Schenkendöbern	25,2	31,4	56,6
	Schmogrow-Fehrow	5,7	10,8	16,5
	Spremberg	48,7	276,2	324,9
	Tauer	0,8	2,3	3,2
	Teichland	0,5	0,1	0,6
	Tschernitz	20,4	49,1	69,4
	Turnow-Preilack	0,2	1,8	2,0
	Welzow	9,4	58,2	67,6
	Werben	8,2	9,8	17,9
	Wiesengrund	29,6	104,6	134,2
Teltow- Fläming		**1405,0**	**285,1**	**1690,2**
	Am Mellensee	130,2	10,1	140,2
	Baruth/Mark	173,8	0,0	173,8
	Blankenfelde-Mahlow	21,7	0,5	22,3
	Dahme/Mark	45,7	22,8	68,5
	Dahmetal	16,2	24,4	40,6

Landkreis	Gemeinde/Kreisfreie Stadt	Potenzielles Wasser aus Sammelgruben (m^3/Tag)	Potenzielles Wasser aus Kleinkläranlagen (m^3/Tag)	Summe potenzielles Wasser (m^3/Tag)
	Großbeeren	0,7	15,1	15,8
	Ihlow	35,0	8,9	43,9
	Jüterbog	33,7	4,6	38,3
	Luckenwalde	24,9	8,2	33,1
	Ludwigsfelde	0,0	67,9	67,9
	Niedergörsdorf	140,2	5,6	145,9
	Niederer Fläming	152,1	6,3	158,4
	Nuthe-Urstromtal	261,8	47,7	309,5
	Rangsdorf	31,6	2,2	33,8
	Trebbin	58,4	50,0	108,4
	Zossen	278,9	10,9	289,8
Uckermark		**2583,1**	**445,9**	**3029,1**
	Angermünde	351,2	34,0	385,2
	Berkholz-Meyenburg	0,0	0,0	0,0
	Boitzenburger Land	118,6	12,4	131,0
	Brüssow	84,5	24,3	108,8
	Carmzow-Wallmow	29,4	12,6	42,0
	Casekow	128,3	0,8	129,1
	Flieth-Stegelitz	6,0	1,4	7,4
	Gartz (Oder)	47,8	5,5	53,3
	Gerswalde	46,0	4,1	50,1
	Göritz	17,1	12,0	29,0
	Gramzow	64,2	13,8	78,0
	Grünow	33,3	21,8	55,1
	Hohenselchow-Groß Pinnow	79,9	0,5	80,5
	Lychen	74,8	6,0	80,9
	Mark Landin	49,5	1,6	51,1
	Mescherin	86,5	0,6	87,1
	Milmersdorf	26,8	19,0	45,8
	Mittenwalde	28,8	0,8	29,7

Landkreis	Gemeinde/Kreisfreie Stadt	Potenzielles Wasser aus Sammelgruben (m^3/Tag)	Potenzielles Wasser aus Kleinkläranlagen (m^3/Tag)	Summe potenzielles Wasser (m^3/Tag)
	Nordwestuckermark	176,1	47,4	223,4
	Oberuckersee	95,8	18,7	114,5
	Passow	75,5	4,7	80,1
	Pinnow	0,0	0,0	0,0
	Prenzlau	109,5	16,1	125,6
	Randowtal	25,7	7,8	33,5
	Schenkenberg	52,2	13,6	65,7
	Schönfeld	18,7	4,8	23,4
	Schwedt/Oder	113,7	6,5	120,2
	Tantow	34,0	0,6	34,7
	Temmen-Ringenwalde	35,5	18,4	54,0
	Templin	294,8	45,2	339,9
	Uckerfelde	72,7	28,6	101,3
	Uckerland	150,5	60,0	210,5
	Zichow	55,8	2,2	58,0