

Schriftenreihe Umweltingenieurwesen

Fakultät für Agrar, Bau und Umwelt

Band 134
Tagungsband

14. ROSTOCKER ABWASSERTAGUNG

EU-KARL

Herausforderung und Perspektiven für die Region

4. November 2025 an der Universität Rostock



PROFESSUR

Wasserwirtschaft

Universität
Rostock



Traditio et Innovatio

Schriftenreihe Umweltingenieurwesen

Band 134

Tagungsband

14. ROSTOCKER ABWASSERTAGUNG

EU-KARL

Herausforderung und Perspektiven für die Region

4. November 2025 an der Universität Rostock

Professur

Wasserwirtschaft

Fakultät für Agrar, Bau und Umwelt

14. Rostocker Abwassertagung

HERAUSGEBER

Prof. Dr.-Ing. Jens Tränckner
Universität Rostock
Fakultät für Agrar, Bau und Umwelt
Professur Wasserwirtschaft
18051 Rostock

CIP-KURZTITELAUFNahme

14. Rostocker Abwassertagung
Universität Rostock
Fakultät für Agrar, Bau und Umwelt
Rostock, 2025

© Universität Rostock, Fakultät für Agrar, Bau und Umwelt,
18051 Rostock

BEZUGSMÖGLICHKEITEN

Universität Rostock
Fakultät für Agrar, Bau und Umwelt
Professur Wasserwirtschaft
Satower Straße 48, 18059 Rostock
Tel.: 0381/498-3461, Fax: 0381/498-3462

ISBN 978-3-86009-575-1

DOI: https://doi.org/10.18453/rosdok_id00004989

INHALTSVERZEICHNIS

	Seite
Programm.....	III
Vorwort (<i>Jens Tränckner</i>).....	V
Die Umsetzung der neuen EU-Kommunalabwasser- richtlinie aus der Sicht des Bundes (<i>Christof Mainz</i>).....	1
Stand der Abwasserbeseitigung in Mecklenburg- Vorpommern (<i>Jacob Möhring-Finder</i>).....	7
Der Zustand der Oberflächengewässer in Mecklenburg- Vorpommern und der Beitrag der Kläranlagen (<i>Angela Nawrocki, Clemens Engelke, André Steinhäuser</i>).....	23
Auswirkungen der EU Kommunalabwasserrichtlinie auf die Nährstoffelimination (N+P) in kommunalen Kläranlagen (<i>Matthias Barjenbruch</i>).....	29

Inhaltsverzeichnis

	Seite
Viertbehandlung in Kläranlagen – Das APRIORA-Konzept zur Risikobewertung und Priorisierung von Maßnahmen (<i>Alena Seidenfaden, Cristiano Guidi, Jens Tränckner</i>).....	47
Decentralised wastewater treatment – Nutrient removal and current challenges in Sweden (<i>Inga Herrmann</i>).....	73
Neue Herausforderungen durch KARL – Was kann Digitalisierung und Automatisierung beitragen. (<i>Jens Alex</i>).....	83
Integrale Pläne für die Abwasserbewirtschaftung – Eine Standortbestimmung für Rostock (<i>Ove Syring, Rike Broer</i>).....	93
4. Reinigungsstufe auf dem Weg in den Betriebsalltag – Handlungsspielräume und Ansätze für maßgeschneiderte Lösungen (<i>Sven Lyko</i>).....	115
Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft - Forschungsergebnisse und Stand der Regulatorik für das Risikomanagement (<i>Pascal Hasselder, Manuela Helmecke</i>).....	123

PROGRAMM

Dienstag, 04. November 2025

8.30 Uhr Anmeldung, Begrüßungskaffee

Begrüßung

9.30 Uhr Begrüßung
Prof. Dr. Jens Tränckner
(Professur für Wasserwirtschaft, Universität Rostock)

9.40 Uhr Grußwort
Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt

Block 1 Stand Umsetzung in nationales Recht

09.50 Uhr Die Umsetzung der neuen EU-Kommunalabwasserrichtlinie aus der Sicht des Bundes
Christof Mainz (Bundesministerium für Umwelt, Klimaschutz und nukleare Sicherheit)

10.10 Uhr Stand der Abwasserbeseitigung in Mecklenburg-Vorpommern
Jacob Möhring-Finder (Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG))

10.25 Uhr Der Zustand der Oberflächengewässer in Mecklenburg-Vorpommern und der Beitrag der Kläranlagen
Angela Nawrocki (Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG))

10.40 Uhr Diskussion

10.55 Uhr *Kaffeepause*

Block 2 Anforderungen an die Abwasserbehandlung

11.25 Uhr Auswirkungen der EU Kommunalabwasserrichtlinie auf die Nährstoffelimination (N+P) in kommunalen Kläranlagen
Prof. Dr. Matthias Barjenbruch (TU Berlin, FG Siedlungswasserwirtschaft)

11.45 Uhr Viertbehandlung in Kläranlagen – Das APRIORA-Konzept zur Risikobewertung und Priorisierung von Maßnahmen
Prof. Dr. Jens Tränckner
(Professur für Wasserwirtschaft, Universität Rostock)

12.05 Uhr Decentralised wastewater treatment – Nutrient removal and current challenges in Sweden
Ass. Prof. Dr. Inga Herrmann (Luleå University of Technology (LTU))

12.25 Uhr Diskussion

12.40 Uhr *Mittagspause*

Block 3 Energie und Digitalisierung

13.40 Uhr Neue Herausforderungen durch KARL – Was kann Digitalisierung und Automatisierung beitragen.
Dr. Jens Alex (ifak – Institut für Automation und Kommunikation e.V.)

14.00 Uhr Langfristig Energieneutral mit KARL
Philipp Rausch (e.qua Services GmbH)

14.15 Uhr Ein praktischer Einblick in die energetische Optimierung einer Kläranlage
Denny Kunz (e.qua Services GmbH)

14.30 Uhr Diskussion

14.45 Uhr *Kaffeepause*

Block 4 Potentiale und konkrete Maßnahmen

15.15 Uhr Integrierte Pläne für die Abwasserbewirtschaftung – Eine Standortbestimmung für Rostock
Ove Syring, Rike Broer
(Professur für Wasserwirtschaft, Universität Rostock)

15.35 Uhr 4. Reinigungsstufe auf dem Weg in den Betriebsalltag – Handlungsspielräume und Ansätze für maßgeschneiderte Lösungen
Sven Lyko (Emschergenossenschaft / Lippeverband)

15.55 Uhr Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft – Forschungsergebnisse und Stand der Regulatorik für das Risikomanagement
Pascal Hasselder (Umweltbundesamt (UBA))

16.15 Uhr Diskussion

16.25 Uhr Schlusswort
Prof. Dr. Jens Tränckner
(Professur für Wasserwirtschaft, Universität Rostock)

16.30 Uhr *Ende der Veranstaltung*

Vorwort

Am 1. Januar 2025 trat die neue EU-Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser (2024/3019) (EU-KARL) in Kraft. Die Mitgliedsstaaten haben bis spätestens 31. Juli 2027 Zeit, die Richtlinie in nationales Recht umzusetzen.

Die wesentlichen neuen Anforderungen sind

- Die Pflicht zur Abwasserbehandlung auch für kleinere Gemeinden ab 1.000 Einwohnerwerten (bisher ab 2.000 Einwohnerwerten)
- Höhere Anforderungen an die Nährstoffelimination
- Einführung der sogenannten „Viertbehandlung“ für große Kläranlagen (ab 150.000 Einwohnerwerten) und für Anlagen ab 10.000 Einwohnerwerten in sogenannten Risikogebieten
- Beteiligung der Hersteller von Arzneimitteln und Kosmetika an den Kosten der Viertbehandlung
- Klare Energie- und Klimaziele mit dem finalen Ziel einer klimaneutralen Abwasserbehandlung ab 2045
- Verpflichtung zur Erstellung von Regenwasserbewirtschaftungsplänen mit Schwerpunkt auf Mischsysteme
- Überwachungs- und Berichtspflichten, einschließlich web-basierte Daten-Bereitstellung für die Öffentlichkeit

Weiterhin wird die Abwasserwiederverwendung als strategisches Ziel formuliert und verpflichtet die Mitgliedsstaaten, die verfügbaren Möglichkeiten zu prüfen und zu fördern.

Die EU-KARL geht damit weit über die bisherigen Regelungen hinaus und adressiert neue Fach- und Rechtsbereiche.

Die konkrete Ausgestaltung dieser Anforderungen bedarf zum Teil noch weitergehender Detaillierungen. Weiterhin gibt es Bezüge zu parallel in Überarbeitung befindlichen rechtlichen Vorgaben, wie z.B. die Liste der prioritären Stoffe zur Wasserrahmenrichtlinie. Die rechtliche und regulatorische Harmonisierung auf nationaler Ebene ist eine herausfordernde Aufgabe. Konkrete Wünsche an die Umweltpolitik wurden durch die großen wasserwirtschaftlichen Fachverbände und andere Interessengruppen formuliert. Doch wie ist der aktuelle Stand und wohin gehen die Planungen des Bundes?

Parallel stellen sich Fragen zu den konkreten Herausforderungen der EU-KARL für die norddeutschen Regionen.

So ist die Struktur der Abwasserbehandlung hier deutlich kleinteiliger als in den großen Ballungsräumen. Kläranlagen < 10.000 Einwohnerwerte dominieren nominell deutlich und tragen auch in der Summe zu einem großen Teil der Emissionen bei. Gerade in diesen ist aber die Umsetzung einer weitergehenden Nährstoffelimination oft herausfordernd. Aufgrund des geringen Fremdwasseranteils sind Zu- und Ablaufwerte der Anlagen i.d.R. deutlich höher als in anderen Regionen. Wo stehen wir heute, und werden angepasste, auf Eliminationsraten basierte Überwachungswerte möglich sein? EU-KARL lässt diese Option zumindest zu.

Müssten kleinere Kläranlagen nicht auch in die Risikobewertung für eine Viertbehandlung einbezogen werden?

Und wie soll eine sachgerechte Risikobewertung eigentlich aussehen? Wie herausfordernd ist eigentlich die vierte Reinigungsstufe im Betrieb? Wie sind die Erfahrungen anderer Betreiber, die solche Systeme bereits umgesetzt haben.

Mit Ausnahme der größeren Städte dominiert im Norden das Trennsystem. Können wir uns hier also bezüglich EU-KARL entspannt zurücklehnen? Und wie passen eigentlich die Anforderungen der DWA-A 102-2 zu den neuen europäischen Anforderungen?

Kleine Kläranlagen haben meist keine Möglichkeit zur Biogaserzeugung aus Klärschlamm. Auf der anderen Seite ist eine regenerative Energieerzeugung durch Windkraft und PV hier oft einfacher umsetzbar, lässt sich das zum Erreichen der Energie-neutralität nutzen? Energie-Monitoring und Berichtspflichten für kleine Anlagen mit vertretbarem Aufwand umsetzbar?

Und wie realistisch ist eine Abwasserwiederverwendung in der Landwirtschaft aus fachlicher und rechtlicher Perspektive? Gibt es Beispiele für eine gelungene Kooperation von Abwasserbetrieb und Landwirtschaft?

Letztlich erfordern all diese Fragen auch eine vertrauensvolle und sachorientierte Zusammenarbeit der wasserwirtschaftlichen Aufgabenträger mit den zuständigen Behörden. Voraussetzung dafür sind gutes Fachwissen und informierte Diskussionsbereitschaft auf beiden Seiten. Auch dazu möchten wir mit dieser Veranstaltung beitragen. Wir hoffen, damit Impulse für eine wirksame und sachgerechte Umsetzung der EU-KARL in unserer Region zu setzen.

Ausgehend von einer Darstellung zum aktuellen Diskussionsstand zur Umsetzung auf Bundesebene, werden unsere Referenten eine Einordnung gegenüber dem bereits erreichten Status quo vornehmen, Wege für eine strategische Umsetzung aufzeigen und in Fallbeispielen zielführende Maßnahmen illustrieren.

Dieser Tagungsband fasst wie immer die Beiträge unserer Referenten zusammen. Ich wünsche dem Band eine interessierte Leserschaft.

Prof. Dr. Jens Tränckner

Die Umsetzung der neuen EU-Kommunalabwasserrichtlinie aus der Sicht des Bundes

Christof Mainz

Bundesministerium für Umwelt, Klimaschutz, Naturschutz und nukleare
Sicherheit

Wesentliche Inhalte der Neufassung der Kommunal- abwasserrichtlinie

Am 26. Oktober 2022 hat die EU-Kommission ihren Vorschlag zur Überarbeitung der Kommunalabwasserrichtlinie 91/271/EWG vorgelegt. Nach intensiven Diskussionen im Rat der Europäischen Union, mit der EU-Kommission und dem Europäischen Parlament wurde zwischen den Beteiligten ein Kompromiss gefunden, der im Oktober/November 2024 vom Europäischen Parlament und den Mitgliedstaaten verabschiedet wurde. Die Neufassung der Richtlinie (EU) 2024/3019 vom 27. November 2024 ist am 1. Januar 2025 in Kraft getreten und innerhalb von 30 Monaten bis zum 31. Juli 2027 in nationales Recht umzusetzen.

Wesentliche Ziele der Neufassung der Richtlinie sind:

- Anpassung der Reinigungsleistung für Nährstoffe (Phosphor und Stickstoff) in der 3. Reinigungsstufe bei Einleitungen in oberirdische Gewässer (bis 2039/45)
- Einführung einer 4. Reinigungsstufe zur Mikroschadstoffreduzierung für relevante Kläranlagen (bis 2045) sowie Finanzierung durch Einführung einer erweiterten Herstellerverantwortung für pharmazeutische und kosmetische Produkte (mind. 80 % Finanzierung der Investitions- und Betriebskosten)

- Energieneutralität des Sektors bis 2045
- Erweiterte Anforderungen an die Niederschlagswasserbehandlung durch Einführung von Managementkonzepten
- Messung gesundheitsrelevanter Parameter (z. B. SARS-CoV-2, Influenza, AMR)
- Umstellung des Berichtswesens (nationale Berichte) und der Information der Öffentlichkeit

Umsetzung der Richtlinie

Für die Umsetzung der Richtlinie ist festzuhalten, dass es für Deutschland zunächst von Bedeutung ist, dass durch die Verschiebung des Geltungsbereichs der Richtlinie von 2.000 EW auf jetzt 1.000 EW (statt wie bisher rd. 4.400 Anlagen) zukünftig rund 5.200 Anlagen von den Anforderungen der Richtlinie erfasst werden. Dies ist insbesondere bedeutsam für das Berichtswesen Deutschlands an die EU-Kommission.

Darüber hinaus ist jedes der o. a. Ziele eine besondere Herausforderung, da die Umsetzung wesentliche Änderungen im bestehenden Wasserrecht bedingen. Die EU-Richtlinie sieht bei vielen dieser Aufgaben konkrete Zwischenziele vor, die die Mitgliedstaaten erfüllen müssen. Beispielsweise ist die Erreichung der Energieneutralität an einen Zeitplan mit Zwischenzielen gekoppelt – bis 2030: 20 % / bis 2035: 40 % / bis 2040: 70 % / bis 2045: 100 %. Hier sind Bund und Länder im Austausch über die Vorgehensweise, da die Ziele für den gesamten Mitgliedstaat Deutschland gelten.

Für die Reinigungsleistung von Nährstoffen sieht die Richtlinie geänderte Grenzwerte vor. Die neuen EU-Mindestanforderungen für Stickstoff und Phosphor sollen dabei insbesondere die Anstrengungen zur Erreichung der Ziele der Gewässergüte flankieren. Bei den Grenzwerten der EU-Richtlinie handelt es sich um 24-h-Mischproben, die im Jahresmittel bei einer Abwassertemperatur von $>12^{\circ}\text{C}$ einzuhalten sind.

Bei der 1:1-Umsetzung der EU-Grenzwerte ist insbesondere zu berücksichtigen, dass eine Regelung zu den Mindestanforderungen im Anhang 1 AbwV eine Kompatibilität mit dem bestehenden Abwasserabgabengesetz sicherstellt.

Für die Einführung der 4. Reinigungsstufe zur Mikroschadstoffreduzierung ist für die Umsetzung ebenfalls ein Stufenplan vorgesehen:

- Große Kläranlagen \geq 150.000 EW (obligatorischer Ausbau):
bis 2033: 20 % / bis 2039: 60 % / bis 2045: 100 % der Anlagen
- Mittlere Kläranlagengrößen: 10.000 - < 150.000 EW (optionaler Ausbau):
bis 2033: 10 % / bis 2036: 30 % / bis 2039: 60 % / dann 2045: 100 %

Für die mittleren Kläranlagengrößen hat der (optionale) Ausbau nach einem risikobasierten Ansatz zu erfolgen. Die Liste der Risikogebiete ist bis 2030 zu erstellen; 2033 ist sie zu überprüfen und anschließend alle 6 Jahre zu aktualisieren. Wünschenswert wäre, dass die Vollzugsbehörden hier schnellstmöglich zu einer Ausweisung und einem Ausbauplan kommen, um Planungssicherheit für die Betreiber zu erhalten. Dabei gilt es zu berücksichtigen, dass sich bei Änderung des Risikogebietes die nach der Richtlinie auszubauenden Kläranlagen auch noch ändern können. Zwar wurde in Deutschland im Rahmen des Spurenstoffdialogs ein Orientierungsrahmen erarbeitet, dieser entspricht aber nicht dem risikobasierten Ansatz der Richtlinie. Nach Möglichkeit sollte hier sowohl in Deutschland als auch in Europa einheitlich bei der Beurteilung der Risikogebiete vorgegangen werden. Wie der europäische Ansatz aussieht, kann auch von der EU-Kommission noch näher festgelegt werden. Die Kommission arbeitet hier bereits an entsprechenden Leitplanken. Deutschland sollte sich hier möglichst in die Diskussionen einbringen.

Zur Finanzierung der 4. Reinigungsstufe ist in der Richtlinie vorgesehen, dass diese durch die Einführung einer erweiterten Herstellerverantwortung flankiert wird. Der Aufbau und die Organisation der erweiterten Herstellerverantwortung ist bis spätestens Ende 2028 einzurichten.

Zu klären sind hier insbesondere Fragen der Gestaltung einer Organisation zur erweiterten Herstellerverantwortung. Zur Erarbeitung dieser Grundlagen wurde ein Gutachten vergeben, bei dem die Länder und Stakeholder einbezogen werden. Erste Ergebnisse werden Ende 2025 erwartet.

Für die Kommunen und Kanalnetzbetreiber werden die integrierten Abwassermanagementpläne eine Herausforderung darstellen, da hier neue Pflichten für die Kommunen enthalten sind.

- Bis 31.12.2033 ist für Gemeinden mit 100.000 EW und mehr ein integrierter Plan für die kommunale Abwasserbewirtschaftung aufzustellen
- Für mittlere Gemeindegrößen (Gemeinden mit 10.000 bis 100.000 EW) ist eine Liste zu erstellen, bei denen Regenüberläufe eine Gefahr für die Umwelt oder die menschliche Gesundheit darstellen

Die Richtlinie gibt dabei einen Zielwert vor, wonach Regenwasserüberläufe nicht mehr als 2 % der jährlichen, gesammelten kommunalen Abwasserfracht bei Trockenwetter ausmachen soll. Dieses (nicht verbindliche) Ziel von 2 % muss bis 2039/2045 eingehalten werden (Überprüfung der Pläne alle 6 Jahre). Hier kann der Nachweis über Messungen und Modellierung erfolgen.

Maßnahmen und Investitionen einer Kommune bzw. der Betreiber sind nach Artikel 23 (1) und Art. 24 (2) der Richtlinie transparent darzustellen und der EU-Kommission auf Anforderung zur Verfügung zu stellen. Eine der Herausforderungen hierbei ist, dass ein entsprechendes Berichtssystem erarbeitet werden muss, für das die Kommission befugt ist, Inhalte erst zu einem späteren Zeitpunkt festzulegen. Bedeutsam ist bei den Abwassermanagementkonzepten auch, dass nach Art. 5 (5) der Richtlinie ein "Vorrang grün-blauer Infrastrukturlösungen, wann immer dies möglich ist" einzuräumen ist. Wie dies umzusetzen und nachzuweisen sein wird, ist zum jetzigen Zeitpunkt noch unklar.

Weitere Schritte und Umsetzung

Die EU-Kommunalabwasserrichtlinie muss innerhalb von zweieinhalb Jahren nach Inkrafttreten, also bis zum 31.07.2027 in nationales Recht umgesetzt werden. Der genaue Zeitplan für die Umsetzung wird von verschiedenen Faktoren abhängen. Wesentliche Ziele und erste Überlegungen zur Umsetzung der Richtlinie in Deutschland werden zwischen den beteiligten Akteuren besprochen.

Christof Mainz

Referat W I 3

Gewässerschutz, Schutz der Oberflächengewässer und des
Grundwassers; Gewässerökologie und Wasserressourcen

Robert-Schuman-Platz 3, 53175 Bonn



Bundesministerium
für Umwelt, Klimaschutz, Naturschutz
und nukleare Sicherheit

Stand der Abwasserbeseitigung in Mecklenburg-Vorpommern

Jacob Möhring-Finder

Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie

Kurzfassung / Abstract

Dieser Beitrag zur 14. Rostocker Abwassertagung analysiert und dokumentiert den aktuellen Stand der Abwasserbeseitigung und -reinigung in Mecklenburg-Vorpommern im Kontext der Umsetzung der alten EU-Kommunalabwasserrichtlinie (1991) 91/271/EWG. Zudem wird ein Ausblick auf die neue EU-Kommunalabwasserrichtlinie (2024) 2024/3019 gegeben.

Mecklenburg-Vorpommern hat seit 1991 erhebliche Fortschritte bei der Abwassersammlung und -reinigung erzielt. So stieg der Anschlussgrad von 65 Prozent im Jahr 1991 auf 90 Prozent im Jahr 2022. Zudem verfügen alle kommunalen Kläranlagen über mechanische und biologische Reinigungsstufen, viele außerdem über eine weitergehende Nährstoffentfernung und die größten sogar über Filtrationen. Die Struktur ist jedoch von zahlreichen kleinen Anlagen in dünn besiedelten Gebieten geprägt, während wenige große Anlagen den überwiegenden Anteil der Reinigungskapazität tragen. Geografische Besonderheiten wie die vielen Seen, die lange, strukturreiche Küste, der saisonale Tourismus und demografische Herausforderungen erschweren den Ausbau zentraler Systeme und erhöhen die Pro-Kopf-Kosten. Seit 1991 summieren sich die Fördermittel von Land, Bund und EU auf rund 900 Millionen Euro, wodurch ein geschätztes Investitionsvolumen von etwa 2,5 Milliarden Euro ausgelöst wurde.

Die neue EU-Kommunalabwasserrichtlinie verschärft die Anforderungen an die Nährstoffreduktion, fordert zusätzlich die Entfernung von Mikroschadstoffen und führt umfangreiche Überwachungspflichten ein. Das System der Herstellerverantwortung soll dabei den Großteil der Kosten für die Mikroschadstoffentfernung decken und die Bürger finanziell entlasten. Mecklenburg-Vorpommern steht vor der Herausforderung, diese Anforderungen auf viele kleinere Kläranlagen an sensiblen Gewässern anzuwenden und hohe Pro-Kopf-Kosten in den dünn besiedelten und demografisch schwierigen Regionen zu verhindern.

1 Die alte EU-Kommunalabwasserrichtlinie 91/271/EWG

Abwässer können erhebliche schädliche Auswirkungen auf die Umwelt haben - insbesondere dann, wenn sie nur unzureichend geklärt sind. Gleichzeitig macht Wasser nicht vor Grenzen halt. Deshalb verabschiedeten die Vorgängerorganisationen der Europäischen Union, die Europäischen Gemeinschaften, im Jahr 1991 die Richtlinie 91/271/EWG. Diese auch als EU-Kommunalabwasserrichtlinie bezeichnete Richtlinie legte europaweit Mindestanforderungen für die Sammlung, Behandlung und Einleitung von kommunalem Abwasser fest. Über Jahrzehnte hinweg bildete sie die wesentliche Grundlage für die Entwicklung der kommunalen Abwasserinfrastruktur in Deutschland und den meisten seiner Nachbarländer. In der Folge verbesserte sich die Wasserqualität in vielen europäischen Gewässern merklich. Ferner verpflichtet die Richtlinie die Mitgliedstaaten, die Bevölkerung regelmäßig über den Umsetzungsstand und die Reinigungsleistung der berichtspflichtigen Kläranlagen zu informieren. In Deutschland geschieht dies über die Website www.kommunales-abwasser.de und die Lageberichte der Bundesländer. Der aktuelle Lagebericht 2025 (LUNG M-V, 2025), der auch auf der Website des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG M-V) verfügbar ist, sowie seine Vorgänger bilden die Grundlage dieses Tagungsbeitrags.

1.1 Rechtliche Umsetzung

Die alte EU-Kommunalabwasserrichtlinie 91/271/EWG wurde im Wesentlichen durch die Abwasserverordnung (AbwV) und das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) in deutsches Recht umgesetzt. In Mecklenburg-Vorpommern erfolgte die Umsetzung über die Verordnung über die Behandlung von kommunalem Abwasser (Kommunalabwasserverordnung, KAbwVO M-V), das Landeswassergesetz Mecklenburg-Vorpommern (LWaG M-V) und die Selbstüberwachungsverordnung Mecklenburg-Vorpommern (SÜVO M-V).

1.2 Begriffsdefinitionen

Neben vielen anderen Begriffen verwendet die EU-Kommunalabwasserrichtlinie zwei Begriffe, die kurz erklärt werden müssen, da sie für das weitere Verständnis wichtig sind: den *Einwohnerwert (EW)* und die *Gemeinde* bzw. das *gemeindliche Gebiet*.

1.2.1 Einwohnerwert (EW)

Der *Einwohnerwert (EW)* beschreibt die durchschnittliche Menge an organischer Belastung, die ein Mensch täglich über das Abwasser verursacht. Für die EU-Kommunalabwasserrichtlinie wird die weit verbreitete Fracht von 60 g BSB₅ pro Tag angenommen. Der Wert dient als zentrale Bemessungsgröße für die Auslegung von Kläranlagen.

1.2.2 Gemeinde und gemeindliches Gebiet

Die EU-Kommunalabwasserrichtlinie definiert den Gemeindebegriff als ein „Gebiet, in dem Besiedlung und/oder wirtschaftliche Aktivitäten ausreichend konzentriert sind, um kommunales Abwasser zu sammeln und es zu einer kommunalen Abwasserbehandlungsanlage weiterzuleiten [...]“. Der Begriff beschreibt also abwassertechnisch zusammenhängende bzw. fassbare Siedlungsbereiche und nicht die politisch selbstständigen Städte und Gemeinden. Diese Unterscheidung ist für Mecklenburg-Vorpommern aufgrund der dünnen Besiedlung von großer Bedeutung.

In vielen politischen Gemeinden oder Gemeindeteilen sind Besiedlung und/oder wirtschaftliche Aktivitäten nicht ausreichend konzentriert, um Abwasser zentral zu sammeln und zu behandeln. Zur Abgrenzung der Anforderungen der Richtlinie wird deshalb im Folgenden der Begriff *gemeindliches Gebiet* verwendet, wenn von einer Gemeinde im Sinne der Richtlinie die Rede ist, während der Begriff *Gemeinde* für die politischen Gemeinden verwendet wird.

1.3 Umsetzung in M-V

Wie in anderen Bundesländern auch wird die Umsetzung der alten EU-Kommunalabwasserrichtlinie durch alle zwei Jahre erscheinende Lageberichte dokumentiert. Der Lagebericht von 2003 (LUNG M-V, 2003) kam zu dem Ergebnis, dass die Anforderungen für gemeindlichen Gebiete mit mehr als 10.000 Einwohnerwerten fristgemäß und die für gemeindliche Gebiete mit 2.000 bis 10.000 EW sogar vorfristig erfüllt wurden. Somit ist die Richtlinie seit dem 31. Dezember 2002 in Mecklenburg-Vorpommern umgesetzt. Das bedeutet konkret, dass alle gemeindlichen Gebiete mit 2.000 und mehr EW an eine Kanalisation angeschlossen sind und das eingeleitete Abwasser mindestens mechanisch und biologisch behandelt wird. Gemeindliche Gebiete mit mehr als 10.000 EW verfügen außerdem über weitergehende Abwasserbehandlungsstufen. Entsprechend können die geforderten Ablaufkonzentrationen und/oder Mindestabbauleistungen für BSB₅, CSB, Phosphor und Stickstoff eingehalten werden.

2 Besonderheiten der Abwasserbeseitigung in Mecklenburg-Vorpommern

Mecklenburg-Vorpommern ist in weiten Teilen dünn besiedelt. Die vielen Seen und die Küste mit ihren zahlreichen Inseln und Halbinseln erschweren den Ausbau zentraler Abwasserentsorgungssysteme. Zugleich stellen die oft abflussschwachen oder austauscharmen Gewässer hohe Anforderungen an die Reinigung des eingeleiteten Abwassers.

Auch Landflucht, Abwanderung und demografischer Wandel stellen die ländlichen und küstenfernen Regionen vor erhebliche Herausforderungen, während die touristischen Regionen an der Ostsee erhebliche Belastungsspitzen im Sommer bewältigen müssen. Mecklenburg-Vorpommern ist deshalb nicht nur reich an Seen, kleinen Fließgewässern, Bodden und Buchten, sondern hat auch ein umfangreiches Netz aus Abwasserkanälen und viele kleine Kläranlagen, von denen viele deutlich bessere Reinigungsleistungen erbringen, als es der Stand der Technik verlangen würde. Zudem verfügt das Land über viele private Kleinkläranlagen oder abflusslose Sammelgruben in Streusiedlungen, Ferienhaussiedlungen und anderen Orten, an denen eine zentrale Erschließung technisch oder wirtschaftlich nicht sinnvoll ist (LUNG M-V, 2025).

3 Entwicklung der Abwasserbeseitigung in M-V

Die Entwicklung der Abwasserbeseitigung in Mecklenburg-Vorpommern lässt sich im Wesentlichen in drei Abschnitte unterteilen, die auf die Umsetzung der EU-Kommunalabwasserrichtlinie zurückzuführen sind.

In den 1990er Jahren stand vor allem der Ausbau und Neubau großer Kläranlagen im Vordergrund, von denen viele bereits zu DDR-Zeiten bestanden, nun aber sanierungsbedürftig waren und/oder mit Technologien zur weitergehenden Behandlung zur Entfernung von Stickstoff und Phosphor nachgerüstet werden mussten. Im ersten Jahrzehnt des neuen Jahrtausends wurde vor allem der Ausbau der zentralen abwassertechnischen Infrastruktur für gemeindliche Gebiete mit weniger als 10.000 Einwohnerwerten forciert. Danach bestand die wesentliche Aufgabe darin, die bis dahin noch nicht angeschlossenen Einwohner, die vorwiegend in ländlichen und dünn besiedelten Gebieten leben, mit einer geordneten und bezahlbaren Abwasserentsorgungsinfrastruktur auszustatten. Gegenwärtig wird verstärkt daran gearbeitet, die Phosphorreinigungsleistung kleinerer Kläranlagen an kleinen Gewässern oder Seen zu optimieren. Dabei müssen jedoch die ökonomischen und demografischen Rahmenbedingungen dieser meist strukturschwachen und von Abwanderung und Überalterung gekennzeichneten Regionen beachtet werden (LUNG M-V, 2025).

4 Stand der Abwasserbeseitigung in M-V

Die Abwasserbeseitigung ist eine Aufgabe der staatlichen Daseinsvorsorge. Gemäß § 40 Abs. 1 LWaG M-V wird diese Aufgabe den Gemeinden als hoheitliche Aufgabe übertragen. Diese nehmen sie im Rahmen der Selbstverwaltung gemäß § 2 Abs. 2 der Kommunalverfassung für das Land Mecklenburg-Vorpommern (KV M-V) wahr, sofern sie ihre Pflicht nicht an andere Körperschaften des öffentlichen Rechts, beispielsweise einen Zweckverband, übertragen haben. In Mecklenburg-Vorpommern gibt es derzeit 105 abwasserbeseitigungspflichtige Körperschaften. Dabei handelt es sich um 32 Zweckverbände, einen auf der Grundlage des Wasserverbandsgesetzes gegründeten abwasserbeseitigungspflichtigen Wasser- und Bodenverband sowie 71 teilweise amtsangehörige Städte und Gemeinden und ein Amt (LUNG M-V, 2025).

4.1 Anschlussgrad und Kanalnetz

Wie eingangs beschrieben, stellen Landschaft, Saisontourismus, Besiedlung, Demografie und sensible Einleitgewässer erhebliche Herausforderungen für den Ausbau zentraler Abwasserentsorgungssysteme dar. Dennoch ist es in Mecklenburg-Vorpommern gelungen, die meisten Einwohner an öffentliche Abwasseranlagen (Kanalisation und Kläranlage) anzuschließen. Dabei hat sich der Anschlussgrad seit der Wiedervereinigung stark erhöht. Wie in Abbildung 1 ersichtlich, lag er im Jahr 1991 noch bei 65 % und stieg bis 2022 auf 90 % an. (Statistisches Bundesamt, 2024)

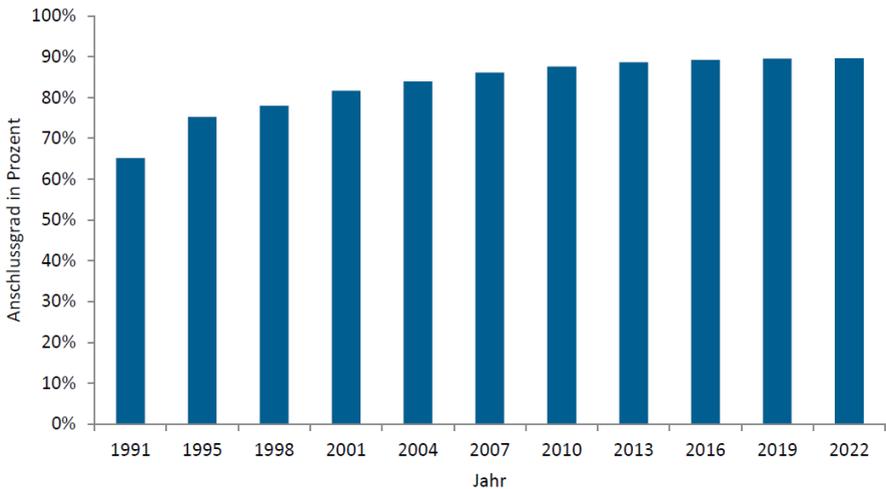


Abbildung 1: Entwicklung des Anschlussgrades von 1991 bis 2022

Die Gesamtlänge des öffentlichen Kanalnetzes in Mecklenburg-Vorpommern betrug im Jahr 2022 16.667 Kilometer. Davon entfielen 16.068 Kilometer (96,4 %) auf Trennkanalisationen und lediglich 599 Kilometer (3,6 %) auf Mischkanalisationen. Die Trennkanalisation setzt sich aus 11.661 Kilometern Schmutzwasserkanälen und 4.407 Kilometern Regenwasserkanälen zusammen (Statistisches Bundesamt, 2024). Wie in Abbildung 2 ersichtlich, ist auch hier über die Jahre ein Ausbau des Kanalnetzes und der Trennkanalisation zu verzeichnen, wobei mittlerweile ein Plateau erreicht ist.

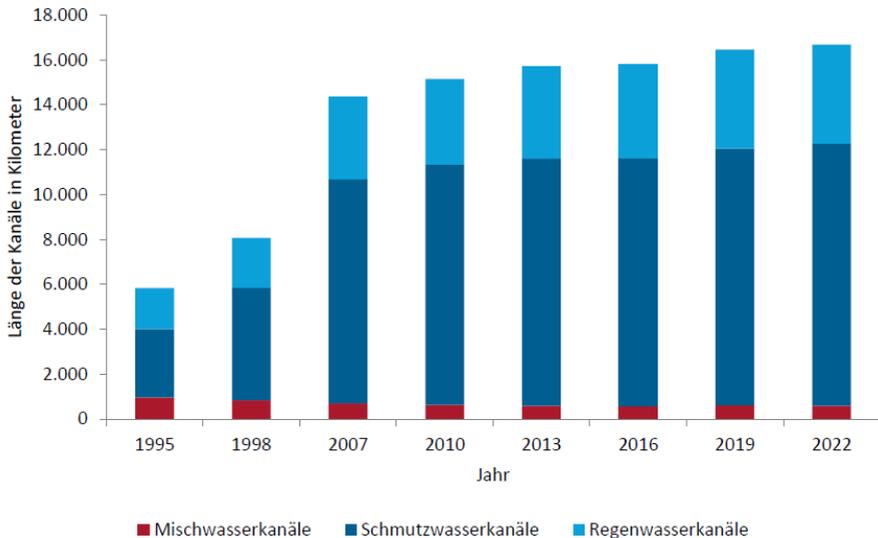


Abbildung 2: Entwicklung des Kanalnetzes in von 1995 bis 2022

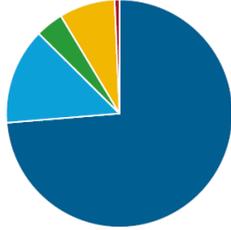
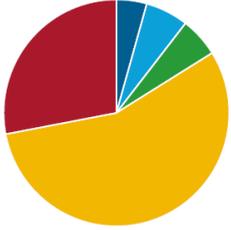
4.2 Größenstruktur der Anlagen

In Mecklenburg-Vorpommern werden derzeit 578 kommunale Kläranlagen betrieben. In Tabelle 1 sind alle kommunalen Kläranlagen nach Größenklassen aufgeführt. Deutlich zu sehen ist, dass die relativ große Anzahl kleinerer Anlagen (bis zu 10.000 EW) nur einen sehr geringen Anteil von 16,1 % des Abwassers reinigen, während sehr wenige große Anlagen (über 10.000 EW) den überwiegenden Anteil von 83,9 % behandeln. Folglich sind die technische Ausrüstung und die damit verbundene Reinigungsleistung dieser wenigen großen Anlagen von zentraler Bedeutung für die Wasserqualität in Mecklenburg-Vorpommern (LUNG M-V, 2025).

Tabelle 1: Anzahl und summierte Ausbaugröße der kommunalen Kläranlagen

Größenklasse [EW]	Anzahl		Summierte Ausbaugröße [EW]	
	Anzahl	Anteil (%)	Summierte Ausbaugröße [EW]	Anteil (%)
GK 1 (< 1.000)	426	73,7%	142.841	4,3%
GK 2 (1.000 - 5.000)	79	13,6%	202.010	6,2%
GK 3 (5.001 - 10.000)	23	4,0%	185.442	5,6%
GK 4 (10.001 - 100.000)	46	8,0%	1.835.250	55,9%
GK 5 (>100.000)	4	0,7%	920.000	28,0%

- Größenklasse 1
- Größenklasse 2
- Größenklasse 3
- Größenklasse 4
- Größenklasse 5

4.3 Reinigungsstufen der Anlagen

Alle kommunalen Kläranlagen in Mecklenburg-Vorpommern verfügen über Systeme zur mechanischen und biologischen Abwasserbehandlung, auch solche mit deutlich unter 2.000 Einwohnerwerten (EW). Die veralteten, rein mechanischen Anlagen wurden bereits in den 1990er Jahren nachgerüstet oder stillgelegt. Alle Kläranlagen mit einer Ausbaugröße von mehr als 10.000 EW verfügen neben der mechanisch-biologischen Behandlung auch über Behandlungsstufen zur Nitrifikation, Denitrifikation und Phosphorelimination. Aufgrund der sensiblen Einleitgewässer kommen viele dieser Technologien auch schon in kleineren Kläranlagen zum Einsatz. In der Abbildung 3 werden die Anzahl und die Einwohnerwerte der kommunalen Kläranlagen in Mecklenburg-Vorpommern den entsprechenden Reinigungsstufen gegenübergestellt.

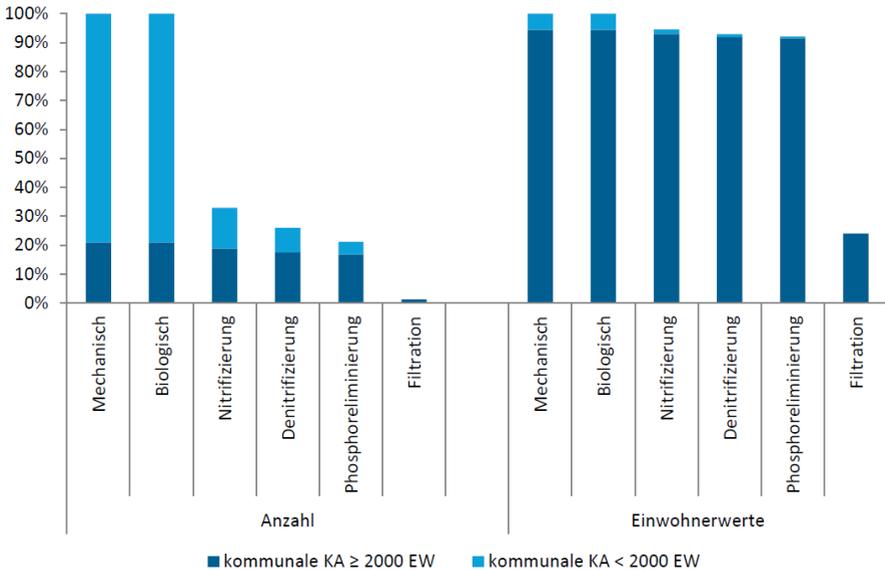


Abbildung 3: Ausbaugrad und Reinigungskapazität der kommunalen Kläranlagen

Wie in Abbildung 3 zu sehen ist, verfügen alle Anlagen über eine mechanische und eine biologische Reinigungsstufe (erster und zweiter Balken auf der linken Seite der Abbildung). Nur 32,9 % der Anlagen haben dagegen auch eine Nitrifizierung (dritter Balken auf der linken Seite). Diese Anlagen verfügen jedoch über 94,6 % der Reinigungskapazität der kommunalen Kläranlagen (dritter Balken auf der rechten Seite der Abbildung). Entsprechendes gilt für die Denitrifizierung, die Phosphoreliminierung und die Filtration. Letztere wird zwar nur in 1,2 % der Kläranlagen eingesetzt, diese repräsentieren jedoch 24,0 % der Reinigungskapazität in Mecklenburg-Vorpommern (LUNG M-V, 2025).

4.4 Reinigungstechnologien der Anlagen

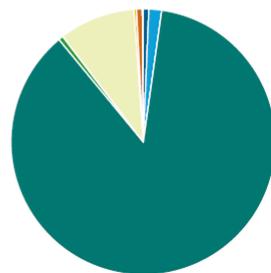
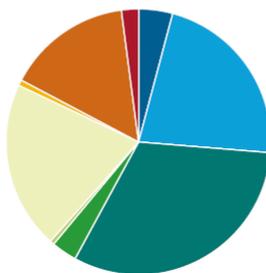
Bei der verwendeten Reinigungstechnologie dominieren Belebungsanlagen (bezogen auf die Anzahl) vor Abwasserteichen, SBR-Anlagen sowie Tropf- und Tauchkörperanlagen.

In Bezug auf die Einwohnerwerte dominieren hingegen allein Belebungsanlagen. Hier ist über die Jahre ein Trend zur Technisierung erkennbar. Abwasserteiche und andere Reinigungstechnologien, die auf kaum gesteuerten Prozessen basieren, werden durch technisch gut steuerbare Belebungs- oder SBR-Anlagen ersetzt. Tabelle 2 zeigt die Verteilung der verschiedenen Reinigungstechnologien in kommunalen Kläranlagen in Mecklenburg-Vorpommern (LUNG M-V, 2025).

Tabelle 2: Verteilung der Reinigungstechnologien in kommunalen Kläranlagen

Technologie	Anzahl		Summierte Ausbaugröße [EW]	
Abwasserteich belüftet	24	4,2%	21.886	0,7%
Abwasserteich unbelüftet	128	22,1%	51.236	1,5%
Belebungsanlage	183	31,7%	2.851.147	86,8%
Oxidationsgraben/-teich	18	3,1%	19.041	0,6%
Pflanzenkläranlage	3	0,5%	495	0,0%
SBR-Anlage	118	20,4%	304.710	9,3%
SBR-Anlage + Abwasserteich	4	0,7%	9.999	0,3%
Tropf- und Tauchkörperanlage	88	15,2%	23.121	0,7%
Wirbel- und Schwebebettverfahren	12	2,1%	3.908	0,1%

- Abwasserteich belüftet
- Abwasserteich unbelüftet
- Belebungsanlage
- Oxidationsgraben/-teich
- Pflanzenkläranlage
- SBR-Anlage
- SBR-Anlage plus Abwasserteich
- Tropf- und Tauchkörperanlage
- Wirbel und Schwebebettverfahren



5 Investitionen, staatliche Förderung und Verrechnung

Um diesen hohen Anschlussgrad und diese hohe Reinigungsleistung trotz der vielen Herausforderungen zu erreichen, stellten das Land Mecklenburg-Vorpommern, der Bund und die Europäische Union zwischen 1991 und 2024 rund 900 Millionen Euro für circa 2.400 Einzelmaßnahmen im Bereich der Abwasserbeseitigung zur Verfügung. Das dadurch ausgelöste Gesamtinvestitionsvolumen wird auf rund 2,5 Milliarden Euro geschätzt (LUNG M-V, 2025).

Die regelmäßige Förderung öffentlicher Anlagen zur Abwasserbeseitigung wurde 2015 abgeschlossen. Seit 2016 besteht jedoch gemäß der Richtlinie zur Förderung nachhaltiger wasserwirtschaftlicher Vorhaben (WasserFöRL M-V) die Möglichkeit, Zuschüsse für investive Vorhaben zur weitergehenden Abwasserbehandlung zu beantragen. Diese müssen der Beseitigung punktueller Gewässerbelastungen dienen und auf den guten ökologischen Zustand des Gewässers nach der Wasserrahmenrichtlinie ausgerichtet sein (LUNG M-V, 2025). Ferner können die Anlagenbetreiber gemäß § 10 Abs. 3 und 4 AbwAG die jährlich zu entrichtende Abwasserabgabe mit den entstandenen Aufwendungen für die Errichtung oder Erweiterung einer Anlage verrechnen, sofern eine Minderung der Schadstofffracht erreicht wird.

6 Die neue EU-Kommunalabwasserrichtlinie

Während der langen Zeit, in der die alte EU-Kommunalabwasserrichtlinie (1991) in Kraft war und auch von den neuen Mitgliedstaaten der Europäischen Union umgesetzt wurde, kamen neue Themen im Zusammenhang mit der Abwasserbeseitigung auf, die von der Richtlinie nicht behandelt wurden. Hier sind vor allem die Mikroschadstoffe zu nennen, also Stoffe, die bereits in geringen Konzentrationen problematisch sein können, sowie das Thema der Mikroplastik. Einige dieser Stoffe werden von konventionellen Kläranlagen gut entfernt, andere allerdings kaum.

Darüber hinaus gab es Themen, die zwar mit Abwasser zu tun haben, aber nicht dem Umweltbereich zuzuordnen sind, wie Energieneutralität, Keimbelastung und der generelle Zugang zu Sanitäreinrichtungen. Es wurde also ein Prozess in Gang gesetzt, um die alte EU-Kommunalabwasserrichtlinie zu evaluieren und Änderungs- und Ergänzungsvorschläge zu machen, die letztendlich zu einer Novellierung führen sollten. Nach einem langen Bewertungs- und Verhandlungsprozess wurde die neue EU-Kommunalabwasserrichtlinie (2024) im Herbst 2024 verabschiedet und trat am 1. Januar 2025 in Kraft.

In den kommenden Jahren wird sich durch die Umsetzung der neuen Richtlinie der Fokus der Abwassersammlung und -reinigung deutlich verändern. Dies ist für Mecklenburg-Vorpommern eine große Chance und Herausforderung zugleich. Die Umsetzung der zukünftigen Anforderungen der neuen EU-Kommunalabwasserrichtlinie verspricht eine weitere Verbesserung der Wasserqualität durch die Entfernung von Nährstoffen und Mikroschadstoffen aus dem Abwasser. Die Vorgabe zur Energieneutralität bis 2045 erfordert innovative Ansätze wie die Nutzung von Abwasserwärme und Klärgas. Durch die erweiterte Herstellerverantwortung bei den Mikroschadstoffen sollen die abwasserbeseitigungspflichtigen Körperschaften und damit auch die Bürgerinnen und Bürger bei den Kosten der vierten Reinigungsstufe um 80 % entlastet werden. Ein umfangreiches Monitoring soll die Transparenz und Steuerbarkeit für alle verbessern. Gleichwohl steht Mecklenburg-Vorpommern vor der komplexen Aufgabe, viele kleinere Kläranlagen an sensiblen Gewässern mit hohen Pro-Kopf-Kosten in den dünn besiedelten und demografisch schwierigen Regionen in Einklang zu bringen (LUNG M-V, 2025).

Referenzen

EU-Kommunalabwasserrichtlinie (2024). Richtlinie (EU) 2024/3019 des europäischen Parlaments und des Rates vom 27. November 2024 über die Behandlung von kommunalem Abwasser

EU-Kommunalabwasserrichtlinie (1991). Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser, zuletzt geändert durch die Richtlinie 2013/64/EU des Rates vom 17. Dezember 2013

Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG M-V) (Hrsg.) (2025). Abwasserentsorgung im Land Mecklenburg-Vorpommern, Lagebericht 2025

Abwasserverordnung (AbwV), Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer vom 17. Juni 2004 (BGBl. I S. 1108, 2625), zuletzt geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 17. April 2024 (BGBl. 2024 I Nr. 132)

Wasserhaushaltsgesetz (WHG). Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), zuletzt geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 4. Januar 2023 (BGBl. 2023 I Nr. 5)

Kommunalabwasserverordnung (KAbwVO M-V). Verordnung über die Behandlung von kommunalem Abwasser vom 15. Dezember 1997 (GVOBl. M-V S. 25), zuletzt geändert durch Art. 17 des Gesetzes vom 27. Mai 2016 (GVOBl. M-V S. 431, 440)

Wassergesetz des Landes Mecklenburg-Vorpommern (LWaG M-V). Wassergesetz des Landes Mecklenburg-Vorpommern vom 30. November 1992 (GVOBl. M-V 1992, S. 669), zuletzt geändert durch Artikel 9 des Gesetzes vom 14. Mai 2024 (GVOBl. M-V S. 154, 184)

Selbstüberwachungsverordnung Mecklenburg-Vorpommern (SÜVO M-V). Verordnung über die Selbstüberwachung von Abwasseranlagen und Abwassereinleitungen vom 20. Dezember 2006 (GVOBl. M-V 2007, S. 5), zuletzt geändert durch Artikel 17 Absatz 17 des Gesetzes vom 27. Mai 2016 (GVOBl. M-V S. 431, 441)

Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG M-V) (Hrsg.) (2003). Abwasserentsorgung im Land Mecklenburg-Vorpommern, Lagebericht 2003

Kommunalverfassung (KV M-V). Kommunalverfassung für das Land Mecklenburg-Vorpommern in der Fassung der Bekanntmachung vom 16. Mai 2024 (GVOBl. M-V 2024 S. 351), zuletzt geändert durch Artikel 4 des Gesetzes vom 18. März 2025 (GVOBl. M-V S. 130, 136)

Statistisches Bundesamt (2024). Statistischer Bericht, Erhebung der öffentlichen Abwasserentsorgung, Berichtszeitraum 2022

Richtlinie zur Förderung nachhaltiger wasserwirtschaftlicher Vorhaben (WasserFöRL M-V). Verwaltungsvorschrift des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz vom 12. Februar 2016 (AmtsBl. M-V S. 106)

Richtlinie zur Gewährung von Zuwendungen für nachhaltige wasserwirtschaftliche Vorhaben bis zum Ende der ELER-Förderperiode 2022 (WasserFöRL M-V 2022). Verwaltungsvorschrift des Ministeriums für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt vom 07. Mai 2024 (AmtsBl. M-V S. 624)

Abwasserabgabengesetz (AbwAG). Gesetz über Abgaben für das Einleiten von Abwasser in Gewässer in der Fassung vom 18. Januar 2005 (BGBl. I S. 114), zuletzt geändert durch Artikel 2 der Verordnung vom 22. August 2018 (BGBl. I S. 1327)

Jacob Möhring-Finder

Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-
Vorpommern

Goldberger Straße 12 b, 18273 Güstrow

Tel.: +49 (0) 385 588 64 300

E-Mail: jacob.moehring@lung.mv-regierung.de

Der Zustand der Oberflächengewässer in Mecklenburg-Vorpommern und der Beitrag der Kläranlagen

**Angela Nawrocki, Dr. Clemens Engelke, André
Steinhäuser**

Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-
Vorpommern (LUNG MV)

1 Einleitung

Die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) verfolgt das Ziel, den guten ökologischen und chemischen Zustand der Oberflächengewässer, sowie den guten mengenmäßigen und chemischen Zustand des Grundwassers zu erreichen bzw. zu erhalten. Es gibt vielfältige negative Einflüsse auf die Gewässer, stoffliche, strukturelle, klimatische. Neben diffusen Nährstoffeinträgen stellen insbesondere kommunale und industrielle Punktquellen eine bedeutende Belastung dar. Kläranlagen nehmen hierbei eine zentrale Rolle ein: Sie sorgen durch Reinigung des Abwassers von vornherein für eine deutliche Reduzierung von Stoffeinträgen in die Gewässer. Dennoch tragen sie einerseits immer noch durch Nährstoff- und Schadstoffeinträge zur Beeinträchtigung der Gewässerqualität bei, andererseits bieten sie durch technische Optimierungen und Maßnahmen erhebliche Potenziale zur Verbesserung des Gewässerzustands.

2 Methodik und Bewertungsgrundlagen

Die WRRL sieht eine Zustandsbewertung auf Wasserkörperebene in sechsjährigen Zyklen vor. Es wird hierbei eine Bewertung des ökologischen Zustands und des chemischen Zustands vorgenommen.

Die Beurteilung des ökologischen Zustands basiert auf biologischen Qualitätskomponenten, zu denen u. a. Diatomeen, Makrozoobenthos (Saprobienindex) sowie weitere biologische Parameter gehören. Ergänzend werden chemisch-physikalische und chemische Parameter, wie z. B. Nährstoffe berücksichtigt. Die Beurteilung des chemischen Zustands findet auf Grundlage von Qualitätsnormen für Schadstoffe statt, welche auf die Umwelt toxisch, persistent und/oder akkumulierend wirken. Zur Belastungsanalyse im Hinblick auf Kläranlagen wird die Herkunft stofflicher Einträge auf Grundlage der Monitoringdaten identifiziert, z.B. durch die Ermittlung von sog. Belastungsprofilen auf Grundlage des Diatomeenmonitorings (LUNG M-V, 2015). Weitere Werkzeuge sind der Saprobienindex aus dem Makrozoobenthos-Monitoring sowie die Modellierung der Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer durch das Forschungszentrum Jülich und das reguläre Monitoring von organischen Schadstoffen in den Gewässern.

3 Ergebnisse

Die Auswertung des Monitorings 2016–2018 an 547 Diatomeen-Messstellen zeigt, dass ein erheblicher Anteil der Gewässer den geforderten guten ökologischen Zustand nicht erreicht. Neben diffusen landwirtschaftlichen Einträgen sind punktuelle Belastungen aus kommunalen Kläranlagen ein wesentlicher Faktor. Auch der Saprobienindex des Makrozoobenthos weist auf signifikante organische Belastungen hin.

Die Nährstoffmodellierungen bestätigen, dass Kläranlagen einen messbaren Beitrag zu den Phosphoreinträgen leisten.

In stark belasteten Einzugsgebieten kann dieser Anteil lokal dominieren, insbesondere in Fließgewässern mit geringem Verdünnungspotenzial. Der gute chemische Zustand wird aktuell in keinem Gewässer erreicht, verursacht durch die ubiquitären Schadstoffen Quecksilber und PBDE. Darüber hinaus gibt es noch vereinzelt punktuelle Schadstoffbelastungen, die u.a. durch Einträge von KA verursacht werden.

Aufgrund zukünftiger gesetzlicher Neuregelungen werden verschiedene organische Schadstoffe, wie z.B. bestimmte Arzneimittel, stärker zum Verfehlen des guten chemischen Zustands beitragen.

4 Maßnahmen und Ausblick

Zur Erreichung der WRRL-Ziele sind technische und organisatorische Maßnahmen im Bereich der Abwasserbehandlung entscheidend. Dazu gehören:

- Optimierung der Betriebsweise bestehender Kläranlagen,
- Abschluss freiwilliger Vereinbarungen zur Reduzierung von Nährstofffrachten,
- Neubau oder Umbau von Anlagen sowie
- die Einrichtung oder Optimierung der Phosphorfällung.

Diese Maßnahmen sind im WRRL-Maßnahmenprogramm auf übergeordneter Ebene verankert und bedürfen im Einzelfall planerischer und wasserwirtschaftlicher Präzisierung. In der aktuellen Umsetzungsphase erfolgt eine Überprüfung und Aktualisierung der Maßnahmenplanung, um eine effektive Zielerreichung zu gewährleisten.

5 Schlussfolgerung

Die Kläranlagen in Mecklenburg-Vorpommern haben eine doppelte Rolle im Gewässerschutz: Als Belastungsquelle, aber zugleich auch als wirksamer Hebel für Verbesserungsmaßnahmen.

Die konsequente Umsetzung technischer Optimierungen kann entscheidend dazu beitragen, den guten ökologischen und chemischen Zustand vieler Wasserkörper zu erreichen. Damit leisten sie einen wichtigen Beitrag zur Erhaltung der Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes und der Ökosystemleistungen der Gewässer.

Literatur

LUNG M-V 2015 Hrsg.: Ermittlung stofflicher Belastungsursachen in Fließgewässern anhand von Diatomeenbefunden; Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern 2015, Heft 2, Download unter https://www.wrrl-mv.de/static/WRRL/Dateien/Dokumente/Service/Dokumente/2015_MV_diatomeen_belastungen.pdf

LUNG M-V 2024: Gewässergütekurzbericht, Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, <https://www.lung.mv-regierung.de/fachinformationen/wasser/gewaesserguete/gewaesserguetekurzbericht/>

Angela Nawrocki

Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie

Goldberger Str. 12 b, 18273 Güstrow

Tel.: 0385/588 64 335

E-Mail: angela.nawrocki@lung.mv-regierung.de

Dr. Clemens Engelke

Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie

Goldberger Str. 12 b, 18273 Güstrow

Tel.: 0385/588 64 330

E-Mail: clemens.engelke@lung.mv-regierung.de

André Steinhäuser

Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie

Goldberger Str. 12 b, 18273 Güstrow

Tel.: 0385/588 64 320

E-Mail: andre.steinhaeuser@lung.mv-regierung.de

Auswirkungen der EU Kommunalabwasserrichtlinie auf die Nährstoffelimination (N+P) in kommunalen Kläranlagen

Matthias Barjenbruch

FG Siedlungswasserwirtschaft, TU Berlin

Kurzfassung / Abstract

Im Folgenden werden die Auswirkungen der neuen EU-Kommunalabwasserrichtlinie auf die Nährstoffelimination – Stickstoff und Phosphor – diskutiert. Beide Nährstoffe tragen maßgebend zur erhöhten Eutrophierung unserer Gewässer bei. Bezogen auf Phosphor müssen Kläranlagen > 150.000 E zukünftig 0,5 mg P/l und Anlagen zwischen 10.000 E und < 150.000 E 0,7 mg P/l einhalten. Hinsichtlich Gesamtstickstoff sind 8 mg N/l für Kläranlagen > 150.000 E und 10 mg N/l für Kläranlagen größer 10.000 E und < 150.000 E zu erreichen. Für beide Parameter werden auch Wirkungsgrade gefordert. Eine Auswertung von Praxisdaten erbrachte u.a., dass für Kläranlagen > 150.000 E etwa 70 % aller Anlagen den geforderten Wert von 8,0 mg N_{ges}/l einhalten. Hinsichtlich des Wirkungsgrades erfüllen aber nur etwa 30 % die Auflagen. Bezüglich der Anforderungen für Phosphor zeigte sich, dass für Kläranlagen > 150.000 E 80 % bereits den geforderten Wert von 0,5 mg P/l erfüllen und hinsichtlich des Wirkungsgrades 90 % die neuen Anforderungen erreichen. Somit stellt die neue EU Kommunalabwasserrichtlinie relativ machbare Herausforderungen. Es wird angeraten, dass jede Kläranlage die Anforderungen individuell überprüft und ggf. eine Machbarkeitsstudie beauftragt. Hierzu werden abschließend verschiedene Möglichkeiten vorgestellt.

1 Einleitung

Die Siedlungsentwässerung leistet unter Schonung der Ressourcen einen wesentlichen Beitrag zum vorsorgenden Gewässerschutz als Bestandteil des Naturhaushalts. Als bedeutendes Ziel einer modernen, nachhaltigen Siedlungsentwässerung ist die Minimierung der Gewässerbelastung unter Beachtung von Emissionen und Immissionen bei gezielter Entnahme von organischen Stoffen (BSB₅, CSB, TOC) und Nährstoffen (N, P) sowie neuerdings auch die Verringerung des Eintrags von Spurenstoffen zu nennen. Im folgenden Artikel werden die Auswirkungen der neuen EU-Kommunalabwasserrichtlinie auf die Nährstoffelimination (Stickstoff und Phosphor) beschrieben und mögliche Anpassungsmaßnahmen vorgestellt.

2 Gesetzliche Anforderungen

2.1 Phosphor

Die Entfernung von Phosphorverbindungen wird in Deutschland seit 1989 flächendeckend bei Kläranlagen ab 10.000 E gefordert. Maßgeblich für die Anforderungen ist der Anhang 1 zur Abwasserverordnung (AbwV) (BGBl. I, Nr. 28 v. 22.06.2004, S. 1108). Demnach werden folgende Anforderungen für die Einleitung von Phosphor gestellt:

- 2 mg/l bei 10.000 E (Größenklasse 4) und
- 1 mg/l ab 100.000 E (Größenklasse 5).

Da durch diese Regelung der gute ökologische Zustand der Gewässer immer noch nicht erreicht wurde, sind die Überwachungswerte in der neuen EU-Kommunalabwasserrichtlinie vom 01.01.2025 nochmals verschärft worden:

- für Kläranlagen > 150.000 E sind von 0,5 mg P/l und/oder eine Eliminationsrate von 90 % einzuhalten,
- für Kläranlagen größer 10.000 E und < 150.000 E müssen 0,7 mg P/l und/oder eine Eliminationsrate von 87,5 % erreichen.

Aus der immissionsorientierten Betrachtung gemäß Oberflächengewässerverordnung – OGewV (20.06.2006) sind je nach Fließgewässertyp Konzentrationen zwischen 0,1 und 0,30 mg P_{ges}/l bzw. zwischen 0,05 und 0,2 mg PO₄-P/l für den guten ökologischen Zustand zu beachten. Für eutrophe Seen liegen die P_{ges}-Zielwerte bei 0,035 bis 0,094 mg/l. Infolgedessen haben einige Bundesländer bereits Betriebsmittelwerte für Phosphor von 0,2 mg/l für ausgewählte Kläranlagen festgelegt.

2.2 Stickstoff

Auch die Entfernung von Stickstoffverbindungen wird in Deutschland seit 1989 flächendeckend für Kläranlagen ab 5.000 E gefordert. Maßgeblich für die Anforderungen ist der Anhang 1 zur Abwasserverordnung (AbwV) (BGBl. I, Nr. 28 v. 22.06.2004, S. 1108). Demnach werden folgende Anforderungen für die Einleitung von Stickstoff gestellt:

- Kläranlagen ≥ 5.000 E Ammoniumstickstoff (NH₄-N) < 10 mg/l (> 12°C)
- Kläranlagen > 10.000 E und ≤ 100.000 E: NH₄-N < 10 mg/l (> 12°C) und Stickstoff, gesamt, als Summe von Ammonium-, Nitrit- und Nitratstickstoff (N_{ges}) < 18 mg/l
- Kläranlagen > 100.000 E: NH₄-N < 10 mg/l (> 12°C) und N_{ges} < 13 mg/l

Ebenfalls konnte für Stickstoff der gute ökologische Zustand der Gewässer noch nicht erreicht werden. Daher sind auch die Stickstoffüberwachungsüberwachungswerte in der neuen EU-Kommunalabwasserrichtlinie vom 01.01.2025 nochmals verschärft worden:

- für Kläranlagen > 150.000 E sind Gesamtstickstoff 8 mg N/l und/oder eine Eliminationsrate von 80 % einzuhalten,
- für Kläranlagen größer 10.000 E und < 150.000 E ist ein Gesamtstickstoff 10 mg N/l und/oder eine Eliminationsrate von 80 % erreichen.

Für den Gesamtstickstoff muss nach der EU beachtet werden, dass dieser die Summer aus $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ und den organischen Stickstoff berücksichtigt.

2.3 Hinweise zur Probenahme

Gemäß der EU-Kommunalabwasserrichtlinie ist die Probenahme als Zeit- oder mengenproportionale 24h-Mischprobe im Ablauf (für Konzentrationsnachweis) bzw. zusätzlich im Zulauf (für Eliminationsnachweis) durchzuführen. Die Probenahmehäufigkeit ist z. B. zweimal pro Woche für Anlagen >150.000 E festgesetzt. Für die behördliche Überwachung werden abschließbare, fernsteuerbare Probenehmer seitens der DWA empfohlen.

3 Bedeutung der Nährstoffelimination

3.1 Phosphor

Phosphor ist das elfthäufigste Element der Erdkruste und besitzt essentielle Funktionen für viele biochemische Prozesse (z.B. im Körper ATP als Energieträger). Auf Grund seiner hohen Reaktivität tritt Phosphor in der Natur immer in Verbindung mit anderen Elementen auf. Phosphor ist ein essentieller Nährstoff, der insbesondere das Pflanzenwachstum begünstigt und im Gewässer eutrophierend wirkt.

3.2 Stickstoff

Stickstoff tritt im Wasser als NH_4 , NO_3 , NO_2 oder organischer Stickstoff auf. Gasförmig (N_2) liegt er zu 78 % in der Luft vor und ist das fünfthäufigste Element im Sonnensystem. Stickstoff ist ein unentbehrlicher Nährstoff für alle Lebewesen. Stickstoffüberschüsse können Wasser- und Land-Ökosysteme belasten sowie Klima, Luftqualität und die Biodiversität beeinträchtigen. Darüber hinaus verursacht NH_4 im Gewässer eine O_2 -Zehrung mit möglichem Fischsterben und wird in Abhängigkeit vom pH-Wert zu NH_3 umgewandelt, was fischtoxisch ist. NO_2 ist ebenfalls fischtoxisch und NO_3 wirkt im Trinkwasser krebserregend und kann Blausucht bei Kleinkindern verursachen.

In Deutschland gelangen mehr als 50 % der Stickstoffverbindungen als mineralischer und organischer Dünger über die Landwirtschaft in die Umwelt. Das Ziel von 70 kg N/ha im Fünfjahresdurchschnitt wurde bisher noch nicht erreicht (UBA, 2025).

4 Verfahren der Nährstoffelimination

4.1 Verfahren zur Stickstoffelimination

Die konventionelle Stickstoffelimination erfolgt in zwei Schritten. Zunächst wird bei der Nitrifikation von autotrophen, obligat aeroben Mikroorganismen Ammonium über Nitrit zu Nitrat oxidiert. Aufgrund des Spezialisierungsgrads sind diese Nitrifikanten besonders empfindlich gegenüber Umwelteinflüssen wie z.B. Hemm- und Giftstoffe, niedrigen bzw. hohen pH-Werten usw. Die Nitrifikation wird im Wesentlichen von folgenden Faktoren beeinflusst:

- ausreichendes Schlammalter (t_{TS})
- N-Frachtspitzen (Ausgleich, bzw. höheres t_{TS})
- genügende Sauerstoffversorgung

Unter Denitrifikation versteht man die mikrobielle Umsetzung von Nitratsauerstoff anstelle des gelösten Sauerstoffes durch heterotrophe Bakterien. Die Abspaltung des Sauerstoffes vom NO_3 erfolgt in mehreren Teilschritten von (Nitrit über (NO_2-N), Lachgas (N_2O), Stickoxid (NO) bis zum freien Stickstoff (N_2)). Pro g NO_3-N können 2,9 g O_2 gewonnen werden. Zur Denitrifikation sind ein Großteil (ca. 75 - 80 %) der Mikroorganismen der Belebtschlammpopulation befähigt.

Bedingung für die Denitrifikation ist die Bereitstellung eines anoxischen Milieus. Bei der konstruktiven Ausbildung von Becken und Gerinnen sind daher Überfälle sowie erhöhte Turbulenz usw. zu vermeiden.

Für die Denitrifikation müssen C-Verbindungen in ausreichender Menge vorhanden sein. Das stöchiometrisch erforderliche Verhältnis von BSB_5/N von 2,86 kennzeichnet dabei die Untergrenze.

Eine Reihe von Betriebsweisen haben sich etabliert, um Stickstoff durch biologische Denitrifikation/Nitrifikation aus dem Abwasser zu entfernen. Es können dabei folgende Verfahrensweisen unterschieden werden:

- Vorgeschaltete Denitrifikation
- Simultane Denitrifikation
- Intermittierende Denitrifikation / simultane Denitrifikation
- Alternierende Denitrifikation
 - Kaskadendenitrifikation
- Anlagen mit Aufstaubetrieb (SBR)
- Kombinierte Verfahren
- Granular Schlamm
- Deammonifikation, bei der Ammonium nur teilweise zu Nitrit oxidiert wird und das Nitrit dann zusammen mit dem verbliebenen Ammonium von spezialisierten, anaeroben Bakterien (Planctomyceten) direkt zu Stickstoffgas (N_2) reduziert wird (meist nur Nebenstrom).

In der Praxis haben sich im Wesentlichen die Verfahren der vorgeschalteten, der simultanen und intermittierenden Denitrifikation durchgesetzt, wobei bei hohem BSB_5/N -Verhältnis und/oder geringen Anforderungen an den Nitratblaufwert oft der vorgeschalteten Denitrifikation der Vorzug gegeben wurde. Bei scharfen Einleitungsgrenzwerten ergeben sich aufgrund der hohen erforderlichen Rücklaufverhältnisse Vorteile für die simultane/ intermittierende Denitrifikation. Externe C-Quellen kommen bei nachgeschalteten Verfahren oder Substratknappheit zum Einsatz.

4.2 Verfahren zur P-Elimination

Phosphor kann nicht wie Stickstoff in den gasförmigen Zustand überführt und eliminiert werden. Es lässt sich nur im festen Aggregatzustand über den Schlammweg aus dem Abwasser entfernen.

Gut abscheidbare Partikel können entweder durch chemische Fällung oder (erhöhte) Aufnahme in die Biomasse gebildet werden.

Auch ohne gezielte Phosphorelimination wird ein Teil der im Zulauf enthaltenen Phosphate sowohl mit dem Primärschlamm ausgetragen und auch in die Biomasse eingebaut, die mit dem Überschussschlamm entfernt (ca. 10 – 15 %) wird. Zur gezielten Phosphorelimination stehen zur Verfügung:

- chemische Verfahren,
- biologische Verfahren und
- Kombinationen.

4.2.1 Chemische P-Elimination

Die chemische Phosphatentfernung besteht aus hintereinander ablaufenden Vorgängen, wobei chemische und physikalische Mechanismen von großer Bedeutung sind:

- Dosierung und vollständiges Einmischen des Fällmittels ins Abwasser,
- Entstabilisierung und Bildung partikulärer Verbindungen (MePO_4^{3-}) zu Mikrofloccen,
- Floccenbildung, d.h. Bildung von gut abtrennbaren Makrofloccen aus den Mikrofloccen. Dabei können Schwebestoffe und Kolloide, einschließlich des organisch gebundenen Phosphors, in die Floccen miteingeschlossen werden (Mitfällung und -floccung),
- Abscheidung der Makrofloccen aus dem Abwasser. Die Abtrennung kann durch Sedimentation, Flotation, Filtration oder Kombinationen dieser Verfahren erfolgen.

In Abbildung 1 sind die verschiedenen chemischen Verfahren mit den erreichbaren Überwachungswerten und den erforderlichen β -Werten (mol Metall/mol Phosphor) zusammengestellt. Je nach Einsatzort des Fällmittels werden verschiedene Verfahren definiert:

Vorfällung:

Bei der Vorfällung (Abb. 1) werden die Fällmittel vor dem Vorklärbecken oder vor dem Sandfang zugegeben. Die Fällungsprodukte werden in der Vorklärung abgeschieden. Nachteilig für die Denitrifikation wirkt sich die zusätzliche Flockung von organischen Stoffen aus (Verschlechterung des BSB₅/N-Verhältnisses). Auch aufgrund des hohen β -Wertes kommt die Vorfällung kaum zum Einsatz.

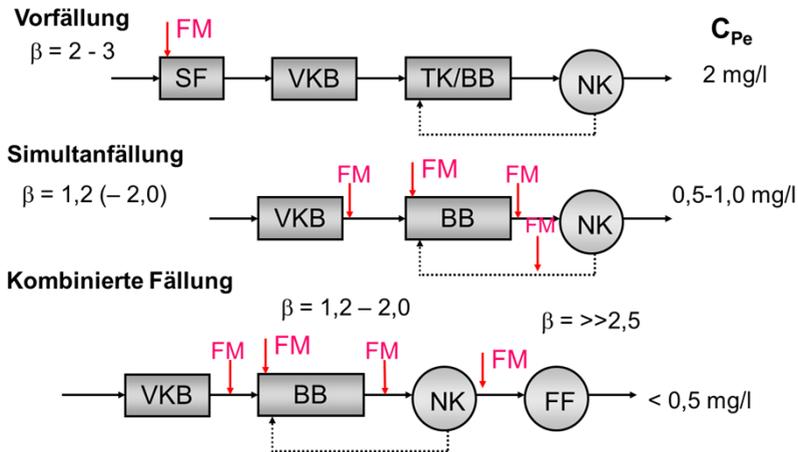


Abbildung 1: Verfahren der chemischen P-Elimination mit Dosierstellen, β -Werten und erreichbaren ges. P-Ablaufwerten (nach DWA 202, 2025)

Simultanfällung:

Bei der Simultanfällung (Abb. 1) erfolgt die Zugabe des Fällmittels beim Belebungsverfahren an verschiedenen Stellen. Die Dosierstellen Zulauf Belebungsbecken und Rücklaufschlamm sind nicht zu empfehlen, wenn ein anaerobes Becken für die biologische Phosphatentfernung vorhanden ist.

Durch die Zugabe des Fällmittels verkürzt sich das Schlammalter, dies ist bei der Berechnung des Beckenvolumens zu berücksichtigen.

Kombinierte Fällung:

Die Kläranlage wird sowohl als Simultanfällung sowie als Nachfällung (Abb. 1) betrieben. Dabei wird zusätzlich Fällmittel in den Einlauf der nachgeschalteten Filtration gegeben, wobei die Fällmitteleinmischung zuvor im Gerinne mit entsprechenden Einbauten (statische oder dynamische Mischer) oder in getrennten Mischreaktoren erfolgt.

4.2.2 Biologische P-Elimination (Bio-P)

Grundlage der biologischen Phosphatelimination ist die Fähigkeit bestimmter Bakterienstämme (PAO), über das notwendige Maß hinaus Phosphor aufzunehmen und in Form von Polyphosphaten zu speichern. Die Bakterien geben unter anaeroben Bedingungen Phosphor PO_4 aus ihrem gebildeten Polyphosphatspeicher ab und unter nachfolgender aeroben Phase legen sie einen „Polyphosphatenergiespeicher“ an, so dass es zu einer erhöhten Nettoelimination kommt (s. Abb. 2). Im anaeroben Milieu sind leichte abbaubare organische Stoffe erforderlich aus denen Acetat gebildet wird.

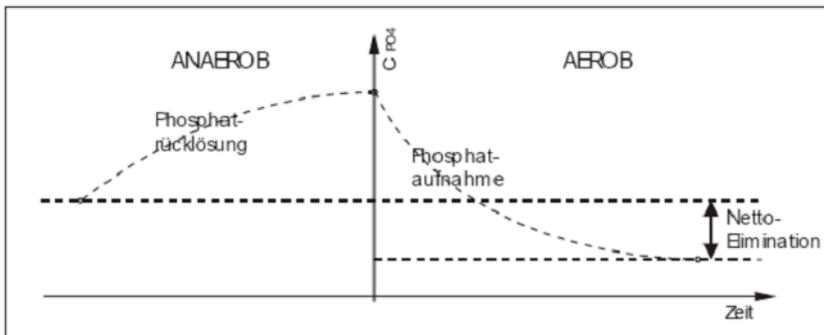


Abbildung 2: Prinzipieller Verlauf der P-Konzentration in einer Anlage zur biologischen Phosphorelimination (Schöneberger, 1990)

Durch diese Art der biologischen Phosphorelimination ("luxury uptake") erhöht sich der Phosphorgehalt des abgezogenen Überschussschlammes. Ein P-Gehalt von 30 g P/kg TS wird im Normalfall erreicht.

Mit der biologischen Phosphorentfernung allein kann in der Regel ein Überwachungswert für P_{ges} nicht sicher eingehalten werden. Aus diesem Grund ist zusätzlich eine Fällmitteldosierung vorzusehen, wobei eine Regelstrecke im Ablauf des Belebungsbeckens zweckmäßig ist.

5 Stand der Nährstoffelimination in Deutschland

5.1 Stand der Stickstoffelimination

Der DWA-Leistungsnachweis kommunaler Kläranlagen in Deutschland (DWA, 2024), an dem sich 4.906 Kläranlagen mit einer Ausbaugröße von 119,8 Mio. Einwohnerwerten beteiligten, zeigt, dass sich der N_{ges} -Ablaufwert in den letzten Jahren relativ konstant liegt. In 2024 beträgt die mittlere Konzentration für alle Kläranlagen 8,1 mg N_{ges}/l . Es wurde ein Ammoniumablaufwert von 0,85 mg/l erreicht. Der mittlere N-Abbaugrad für Jahr 2024 lag bei 82,9 %.

Im Hinblick auf die EU Kommunalabwasserrichtlinie wurde eine Sonderauswertung für die neu eingeführten Größenklassen des DWA Leistungsnachweises 2024 durchgeführt. Für Kläranlagen > 150.000 E (insgesamt ca. 150 Anlagen) zeigt sich, dass etwa 70 % aller Kläranlagen bereits den geforderten Wert von 8,0 mg N_{ges}/l einhalten (Bild 4), wobei dieser Wert nicht ganz den seitens der EU geforderten Gesamtstickstoff entspricht. Hinsichtlich des Wirkungsgrades erfüllen aber nur etwa 30 % die neuen Anforderungen - zumeist Anlagen mit geringen N-Zulaufwerten (vorwiegend Süddeutschland).

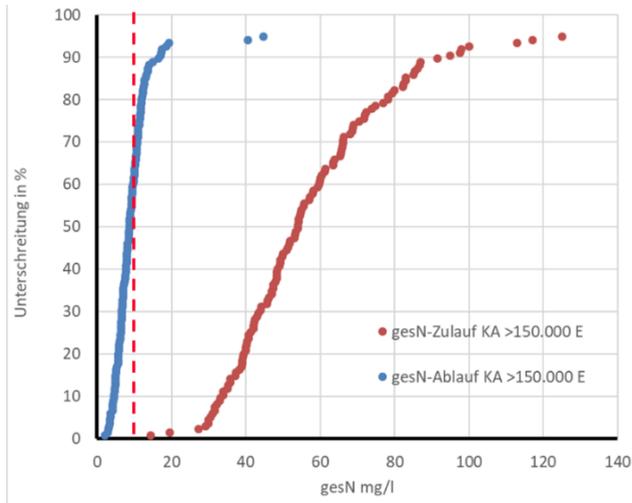


Abbildung 3: Stand der Stickstoffelimination DWA LV 2024 alle Kläranlagen > 150.000 E

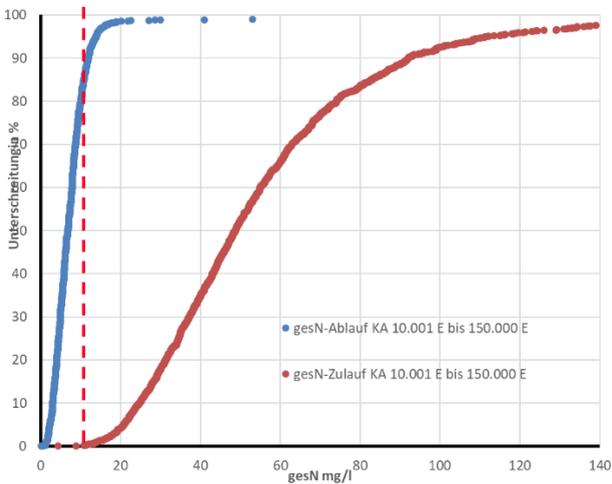


Abbildung 4: Stand der Stickstoffelimination DWA LV 2024 alle KA's < 10.001 E - 150.000 E

Die Kläranlagen der Größe zwischen 10.001 E und < 150.000 E erreichen den neuen EU-Zielwert von 10 mg N/l in etwa 88 % der Fälle, wobei der Wirkungsgrad sogar von 92 % der betroffenen Anlagen eingehalten wird.

Somit stellt die neue EU Kommunalabwasserrichtlinie hinsichtlich der N_{ges} -Elimination für Kläranlagen in Deutschland vor allem für Anlagen > 150.000 E ggf. eine Herausforderung insbesondere für die Erreichung des Wirkungsgrades. Daher wird angeraten, dass jede Kläranlage die Anforderungen individuell überprüfen sollte und ggf. eine Machbarkeitsstudie mit Maßnahmen gemäß Kap. 6 umsetzen sollte.

5.2 Stand der P-Elimination

Laut UBA Studie (Barjenbruch et al., 2024) werden in Deutschland bezogen auf die Anzahl 25 % der Kläranlagen als biologische P-Elimination und 75 % mit chemischer P-Elimination betrieben. In Bezug auf die Einwohnerwerte werden lediglich 3 % der Kläranlagen mit reiner Bio-P gefahren und etwa 50 % in Kombination mit Bio-P und Fällung.

Auch für Phosphor wurde der DWA-Leistungsnachweis (2024) ausgewertet. Es zeigt, dass sich der P_{ges} -Ablauf in den letzten Jahren weiter verringert hat. Die Konzentration ist von 1,7 mg/l im Jahr 1992 auf 0,49 mg/l im Jahr 2024 zurückgegangen. (vgl. Abb. 3). Der mittlere P-Abbaugrad für Jahr 2024 lag bei 92,5 %.

Die P-Sonderauswertung für die neu eingeführten Größenklassen erbrachte für die Kläranlagen > 150.000 E (insgesamt ca. 150 Anlagen), dass 80 % aller Kläranlagen bereits den geforderten Wert von 0,5 mg P/l einhalten (Abb. 4). Hinsichtlich des Wirkungsgrades erfüllen 90 % die neuen Anforderungen.

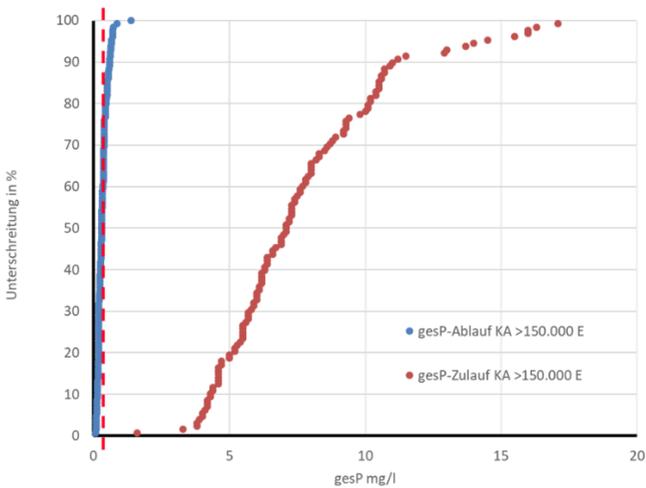


Abbildung 5 Unterschreitungshäufigkeit der ges. P-Zulauf- und Ablaufkonzentrationen der Kläranlagen > 150.000 E (Barjenbruch, 2025)

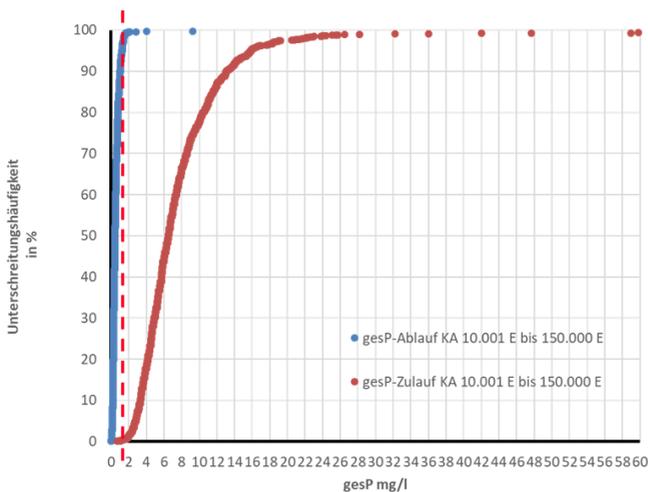


Abbildung 6: Unterschreitungshäufigkeit der ges. P-Zulauf- und Ablaufkonzentrationen der Kläranlagen zwischen 10.001 und 150.000 E (Barjenbruch, 2025)

Die Kläranlagen zwischen 10.001 und 150.000 E erreichten bereits zu 95 % den neuen Grenzwert von 0,7 mg P/l und der geforderte Wirkungsgrad wurde ebenfalls von 95 % erfüllt.

Somit stellt die neue EU Kommunalabwasserrichtlinie hinsichtlich der P-Elimination für Kläranlagen in Deutschland eine machbare Herausforderung. Es scheinen nur wenige Anlagen betroffen. Dennoch wird angeraten, dass jede Kläranlage die Anforderungen individuell überprüfen sollte und ggf. die Maßnahmen gemäß Kap. 6.2 umsetzen sollte.

6 Maßnahmen zur Verbesserung der Nährstoffelimination auf Kläranlagen

6.1 Möglichkeiten zur Verbesserung der Stickstoffelimination

Die Auswertung der Stickstoffparameter zeigte für die Einhaltung der Anforderungen der EU-Kommunalabwasserrichtlinie eine kritischere Situation, daher sollten nach Auswertung der individuellen Situation Maßnahmen im Rahmen einer Machbarkeitsstudie aufgestellt werden, die vor Ort angepasste auch kombinierte Möglichkeiten beinhaltet. Folgende Optionen sollten innerhalb der Kläranlage und dem Kanalnetz geprüft werden:

- Bewirtschaftung des Zulaufs (Ausgleichsbecken, Kanalraumnutzung, Nutzung Vorklärbecken, Anpassung Regenwasserzufluss)
- Bewirtschaftung und Pufferung der Prozesswässer
- Separate Prozesswasserbehandlung biologisch (z. B. Deammonifikation) oder chemisch/physikalisch (Strippen)
- Verkürzung der Vorklärzeit (ggf. mit Vorversäuerung, nur für Denitrifikation)
- Dosierung von Kohlenstoffquellen (nur für Denitrifikation)
- Erhöhung der Biomassenkonzentration (granulierter Schlamm, Moving Bed)

- Angepasste Mess-, Steuer und Regeltechnik
- Bauliche Maßnahmen (Erweiterung Deni-Zonen, nachgeschaltete Stufen – Biofilter etc.)

Auswertungen von Friedrich (2024) haben gezeigt, dass die vorgeschaltete Denitrifikation deutlich schlechtere NO_3 -Ablaufwerte (ca. 4,0 mg NO_3 -N/l) liefert, so dass ggf. auch die Umrüstung auf intermittierende Denitrifikation zu prüfen ist.

6.2 Möglichkeiten zur Verbesserung der P-Elimination

Zunächst sollten eine Bestandsaufnahme und eine Optimierung der Kläranlagen mit betrieblichen Maßnahmen getroffen werden, um die gezielte P-Elimination zu verbessern. Abhängig von der Größe der Anlage, dem bestehenden Verfahren, dem zu erzielenden Ablaufwert und sonstigen Randbedingungen (Zulaufbeschaffenheit etc.) wäre eine Änderung der Betriebsweise mit folgenden Maßnahmen sinnvoll:

- Überprüfung und Änderung der Dosierstellen
- Erhöhung der Dosierung, Art des Fällmittels/Bio-P-Anteil erhöhen
- Verkürzung des Schlammalters –Erhöhung Schlammproduktion
- Verringerung Rücklösung/externe Lagerung von Schlamm
- Optimierung der Maschinenteknik, MSR-Technik, Dosiertechnik

Als mittelfristige Maßnahmen sollte die Veränderung der Bestandstechnologie geprüft und umgesetzt werden. Zu nennen sind:

- Austausch oder Ergänzung von Technologien (z. B. Maschinenteknik: MSR-Technik, Dosiertechnik)
- Regeln anstatt Steuern
- Zweipunktfällung
- Einbindung von Onlinemesstechnik auch unter Verwendung von KI-Technologie

Bei kleineren Anlagen und einer zu erreichenden Ablaufkonzentration von ≤ 2 mg P/l ist die Aufrüstung mit einer Simultanfällung sinnvoll, bei der neben der Beachtung der biologischen Reinigungsleistung (Nitrifikation) auf jeden Fall Kapazitäten für die Behandlung des zusätzlichen Fällschlammes vorhanden sein müssen.

Auch mit dem Verfahren der Bio-P können diese Werte erreicht werden, allerdings sind hierfür, sofern nicht bestehende Beckenvolumina (variable Deni-Zonen) genutzt werden können, zusätzliche Baumaßnahmen (Anaerobbecken) notwendig. Ggf. muss eine Aufstockung des leichtabbaubaren Substrats geprüft werden.

Werte $\leq 0,5$ mg P/l können sicher nur mit einer Flockungsfiltration, und/oder mit einer Kombinationsfällung erreicht werden. Dabei muss berücksichtigt werden, dass die Aufwendungen exponentiell steigen je höher das Qualitätsziel gewählt wird.

7 Zusammenfassung

Im vorliegenden Beitrag wurden die Auswirkungen der neuen EU-Kommunalabwasserrichtlinie auf die Nährstoffelimination – Stickstoff und Phosphor – diskutiert. Beide Nährstoffe tragen maßgebend zur erhöhten Eutrophierung unserer Gewässer bei. Untersuchungen zur Unterschreitungshäufigkeit zeigten, dass sich für beider Parameter in Deutschland relativ machbare Herausforderungen ergeben, wobei die Situation für Stickstoff etwas kritischer ist. Es wird empfohlen, dass alle Kläranlagen ihre Situation individuell überprüfen. Zur Verbesserung der Situation wurden sowohl für Stickstoff als auch für Phosphor verschiedene Möglichkeiten aufgezeigt.

Referenzen

Abwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Juni 2004 (BGBl. I S. 1108, 2625), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 20. Januar 2022 (BGBl. I S. 87) geändert worden ist

Barjenbruch, M. ANFORDERUNEN DER NEUEN EU-KOMMUNALABWASSERRICHTLINIE IM HINBLICK AUF DIE PHOSPHORELIMINATION, wwt 09/2025

Barjenbruch, M. Hartwig, P. Eichholz, C., Fällmittelnotstand bei der Abwasserbehandlung, UBA Heft 56, 2024

DWA-A 202, 2025 „Elimination von Phosphor aus dem Abwasser“. DWA DWA Leistungsnachweis 2024, DWA 2024

Regelwerk, Arbeitsblatt, 2025

EU-KARL (2024) RICHTLINIE (EU) 2024/3019 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 27. November 2024 über die Behandlung von kommunalem Abwasser; https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=OJ:L_202403019

Friedrich, M., Stickstoff-Elimination, Sind die Ziele der EU Kommunalabwasserrichtlinie erreichbar? Magdeburger Abwassertage, 5./6. September 2024

Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373), die zuletzt durch Artikel 2 Absatz 4 des Gesetzes vom 9. Dezember 2020 (BGBl. I S. 2873) geändert worden ist

Schönberger, R. (1990): „Optimierung der biologischen Phosphorelimination bei der kommunalen Abwasserreinigung“. Berichte aus Wassergütwirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, TU München, Nr. 93

UBA Landwirtschaft <https://www.umweltbundesamt.de/themen/landwirtschaft/umweltbelastungen-der-landwirtschaft/stickstoff#einfuehrung>, Zugriff 09/2025

Matthias Barjenbruch
Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft
Institut für Bauingenieurwesen, TU Berlin
Sekt. TIB 1B 16
Gustav-Meyer-Allee 25, 13355 Berlin
Tel.: +49 / (0) 30 / 314 72246
E-Mail: matthias.barjenbruch@tu-berlin.de

Viertbehandlung in Kläranlagen - Das APRIORA-Konzept zur Risikobewertung und Priorisierung von Maßnahmen

**Alena Seidenfaden¹,
Cristiano Guidi², Jens Tränckner¹**

¹ Professur für Wasserwirtschaft, Universität Rostock

² Professur für Geodäsie und Geoinformatik, Universität Rostock

1 Veranlassung, Ziele und Struktur

Der chemische und ökologische Zustand der Oberflächen- und Küstengewässer im Bereich der Ostsee trotz umfassender Anstrengungen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie noch unbefriedigend. Neben der Erfordernis zur weiteren Reduktion der Nährstoffeinträge rückt zunehmend die Belastung mit Arzneimittelwirkstoffen in den Blickpunkt.

In den Entwurf einer überarbeiteten Liste für prioritäre Schadstoffe als Anhang zur Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) hat die Europäische Kommission erstmals auch Humanarzneimittel aufgenommen (EU, 2024). Parallel dazu wurde die Europäische Kommunalabwasserrichtlinie novelliert. In der seit Januar 2025 gültigen novellierten EU-KARL wird explizit die Einführung einer sogenannten „Viertbehandlung“ zur gezielten Spurenstoffelimination für Kläranlagen > 150.000 Einwohnerwerte gefordert.

Für Kläranlagen über 10.000 Einwohnerwerte ist eine Priorisierung auf Basis einer Risikobewertung vorgeschrieben. Diese soll bis 2030 abgeschlossen sein.

Die Liste der sensitiven Gebiete mit den daran gekoppelten Erfordernissen einer Viertbehandlung wird in der EU-KARL in zwei Kategorien geteilt:

- 1) Gebiete mit direkter anthropogener Gewässernutzung
 - a) Einzugsgebiete mit Trinkwasserentnahme
 - b) Badegewässer
 - c) Gewässer mit Aquakulturtätigkeit
- 2) Gebiete, in denen die Einleitung von Mikroschadstoffen den ökologischen oder chemischen Gewässerzustand beeinträchtigen kann
 - a) Seen im Sinne der WRRL
 - b) Flüsse im Sinne der WRRL mit einem Verdünnungsverhältnis < 10
 - c) Gebiete in denen eine weitere Behandlung erforderlich ist, um die Anforderungen der Grundwasserrichtlinie bzw. zur Erreichung der Umweltqualitätsnormen zu erfüllen
 - d) Besondere ökologische Schutzgebiete

Die Einführung der vierten Reinigungsstufe in Gebieten der Kategorie 1 ist mit verschiedenen Ausnahmetatbeständen verbunden. In diesen muss nachgewiesen werden, dass durch Kläranlageneinleitung kein erhöhtes Risiko für die jeweilige Nutzung besteht. Umgekehrt muss in Gebieten der Kategorie 2 das bestehende Risiko im Allgemeinen bewiesen werden, um eine weitergehende Behandlung zu fordern.

Die spezifische Ausgestaltung der Risikobewertung ist in der EU-KARL nicht ausgeführt. Diese ist jedoch erforderlich, um eine zügige, belastbare und kosteneffektive Maßnahmenplanung zu erreichen.

Bemerkenswert ist die Tatsache, dass für Kläranlagen mit einer Anschlussgröße unter 10.000 EW (Größenklassen 1 bis 3 nach Abwasserverordnung) in der EU-KARL nicht einmal eine Risikobewertung gefordert wird.

Dies hat vermutlich vor allem technisch-wirtschaftliche Gründe. Allerdings fallen in Mecklenburg-Vorpommern über 500 Kläranlagen in diese Größenordnung. Viele davon leiten in abflussschwache Gewässer ein, so dass auch hier ein erhöhtes Risiko für die Gewässer zu vermuten ist.

Bisher übliche Ansätze priorisieren Kläranlagen in der Kombination aus Kläranlagengröße und Verdünnungsverhältnis. Die Priorisierung großer Kläranlagen ist aus der Frachtperspektive sinnvoll, das Verdünnungsverhältnis entspricht eher dem immissionsorientierten Ansatz. Bei einer eher kleinteiligen Abwasserinfrastruktur und einem komplexen Gewässernetz sind diese Ansätze jedoch nur bedingt nutzbar. Substanzspezifisch wären auch unterschiedliche Verdünnungsverhältnisse maßgebend.

Alternativ bzw. ergänzend wird der Bedarf aus dem Gewässermonitoring abgeleitet. Dabei werden punktuell gemessenen Gewässerkonzentrationen mit bestehenden Umweltqualitätsnormen verglichen. Dieser Ansatz hat allerdings auch diverse Einschränkungen: i) hoher Arbeits- und Kostenaufwand, ii) exakte Aussagen nur für den Probenahmepunkt möglich, iii) es kann nur Aussagen zu gemessenen Parametern getroffen werden, iv) keine Aussagen bei Unterschreitung der analytischen Detektionsgrenzen, v) keine klare Zuordenbarkeit zu Eintragsquellen.

Diese Überlegungen führten zur Beantragung des Projektes „Improved risk assessment for strategic water management to reduce micro-pollutant emissions in the Baltic Sea Region“ (APRIORA). Ziel des Projektes mit Partnern aus fünf baltischen Ländern (DE, SE, PL, LV, FI) ist die Entwicklung und Erprobung einer räumlich hochaufgelösten Risikobewertung für Arzneimittel einträge aus Kläranlagen. Das Projekt wird im EU-BSR-interreg-Programm gefördert und hat eine Laufzeit von drei Jahren (11/2024-10/2026).

1.2 Anforderungen an den Bewertungsansatz

Um eine hohe Belastbarkeit bei der Priorisierung von Kläranlagen zu erzielen soll der Bewertungsansatz konsequent datengetrieben sein.

Dabei soll ein gezieltes Monitoring durch ein Eintrags- und Transportmodell ergänzt werden, welches eine ausreichende Auflösung und die Zuordenbarkeit der Eintragspfade ermöglicht.

Das Emissionsmodell soll auf statistischen Einnahmedaten beruhen und damit in Abhängigkeit von der Datenlage auf beliebige Wirkstoffe erweiterbar sein. Der Abbau bzw. gezielte Rückhalt von Mikroschadstoffen in Kläranlagen soll zumindest konzeptionell abbildbar sein, um das Modell auch gezielt zur Maßnahmenplanung nutzen zu können.

Der Transportansatz muss die Abschätzung von Gewässerkonzentrationen ermöglichen. Diese sollen im Weiteren für eine Risikobewertung basierend auf bestehenden Ansätzen genutzt werden.

Der Ansatz muss auf der Ebene der zuständigen Wasserbehörden oder auch bei Betreibern genutzt werden können. Dies schließt die Anwendung komplexer numerischer Schmutzfrachtmodelle aus. Solides Anwendungswissen für Geoinformationssysteme kann hingegen bei den genannten Endnutzern vorausgesetzt werden. Viele der erforderlichen Eingangs- und Ergebnisdaten sind Geodaten. Aus diesem Grund soll der Modell- und Bewertungsansatz als frei verfügbare (open-source) GIS-Anwendung entwickelt werden.

Da selbst bei hoher Nutzerfreundlichkeit des GIS-basierten Ansatzes keine intuitive Nutzung erwartet werden kann, sind auch unterstützende Weiterbildungsformate erforderlich.

1.3 Projektstruktur

Basierend auf den vorgenannten Anforderungen gliedert sich APRIORA in drei Schwerpunkte:

- die Entwicklung des integralen Bewertungsansatzes, bestehend aus Monitoring, Eintrags-/Transportmodell, Risikoabschätzung
- die Entwicklung eines GIS-Werkzeugs zur Umsetzung
- Wissensvermittlung und Anwenderschulung

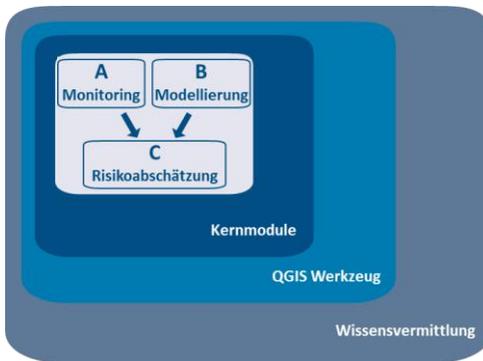


Abbildung 1: APRIORA-Projektstruktur

Um das entwickelte Konzept zu testen und bedarfsweise anzupassen, wird der Ansatz in allen fünf beteiligten Ländern in ausgewählten Gewässereinzugsgebieten getestet. Abschließend wird ein möglichst umfassender „Roll-out“ des Ansatzes für den Baltischen Raum angestrebt.

Diese allgemeine Projektstruktur wird im folgenden Abschnitt methodisch untersetzt.

2 Materialien und Methoden

2.1 Kernmodule des integralen Bewertungsansatzes

Hier wird knapp der modulare Aufbau des APRIORA-Konzepts erläutert. Die konkrete methodische Umsetzung wird nachfolgend für das Beispielgebiet Warnow erläutert.

Monitoring

In Modul A wurden insgesamt 4 Monitoringkampagnen innerhalb eines Jahres konzipiert, um die saisonale Varianz abzubilden. Ziel des Monitorings vor allem die Kalibrierung/Validierung des Modellansatzes und die Abschätzung der damit verbundenen Unsicherheiten. In jeder Pilotregion wurden vier Kläranlagen ausgewählt und 24h-Mischproben genommen.

Gleichzeitig wurden die Gewässerabschnitte oberhalb und unterhalb der Einleitpunkte sowie zusätzlich einzugsgebietsrelevante Abschnitte beprobt und Durchflüsse ermittelt. Die Proben wurden eingefroren und für die HPLC/UPLC-MS-MS Analyse an Partnerlabore (S+FI) versendet. Die Auswahl der 10 relevanten Arzneimittelsubstanzen in APRIORA basiert auf (Entwürfen der) novellierten Richtlinien wie des Anhangs „prioritäre Stoffe“ der WRRL, der EU-KARL und der sogenannten EU-Watchlist sowie Ergänzungen aus nationalen Listen, Monitoringbefunden in untersuchten Gewässern, bereits identifizierte Überschreitungen von potentiellen Grenzwerten und Randbedingungen der beteiligten Labore.

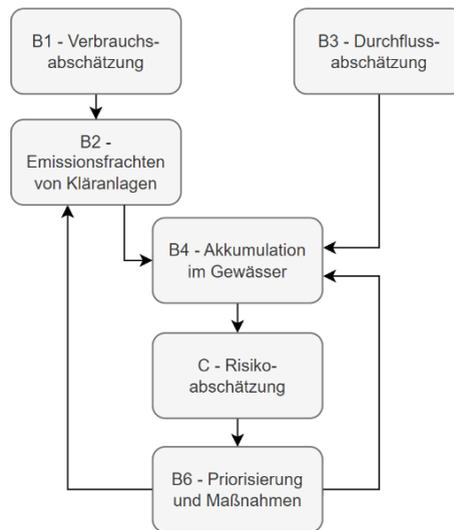


Abbildung 2: Modellierungsschritte (Modul B) mit Risikoabschätzung (Modul C)

Modellierung und Risikobewertung

In Modul B werden in sechs Teilschritten (siehe Abbildung 2), die Arzneimittel-Emissionen über Verbrauch (B1) und Einträge von Kläranlagen (B2) bilanziert und anschließend mit Gewässerdurchflüssen (B3) verknüpft, im Gewässernetz abschnittsweise akkumuliert und Konzentrationen berechnet (B4).

Die durch Durchfluss und Emissionsfracht abschätzbare Gewässerkonzentration wird zur Risikoabschätzung im Modul C verwendet. In der Endversion des APRIORA-Ansatzes sollen neben der ökologischen Risikobewertung (ERA) auch die Risiken für Trink- und Badewassernutzung sowie das Bildungsrisiko von Antibiotika-Resistenzen bewertet werden. Umgesetzt ist bisher die ökologische Risikobewertung durch Vergleich der modellierten Gewässerkonzentrationen mit Literaturdaten zu „predicted no effect concentrations“ (PNEC).

Im Teilschritt B5 können bei identifiziertem Risiko abschließend auch die Wirkung technischer Maßnahmen modelltechnisch geprüft werden. Folgende Maßnahmen (auch in Kombination) sind abbildbar:

- Die Kläranlage wird aufgerüstet, um die Reinigungsrate zu erhöhen.
- Die Abwässer einer Kläranlage werden zu einer anderen Kläranlage übergeleitet/transportiert.
- Der Einleitungsort der Abwässer der Kläranlage wird verlegt.

2.2 Untersuchungsgebiet Warnow

Als Pilotierungsregion für Deutschland wurde das Einzugsgebiet der unteren Warnow bis hin zur Trinkwasserentnahmestelle am Mühlendamm in Rostock ausgewählt (Abbildung 3). Wesentliche Auswahlkriterien waren eine sinnvolle Einzugsgebietsgröße und Komplexität, keine grenzüberschreitenden Einzugsgebiete, eine relevante Anzahl kleinerer bis mittlerer Kläranlagen, davon mindestens eine Kläranlage über 10.000 EW, die Verfügbarkeit langjähriger Durchflussdaten an mindestens einer Messstation und besondere Eintrags- oder Nutzenrelevanz (Krankenhäuser, Trinkwasser). Mit mehr als 80 einleitenden Kläranlagen im 3324 km² großen eher ländlichen Einzugsgebiet und zahlreichen Pegelstationen ist die Warnow mit ihren Nebenflüssen ein relativ komplexes Testgebiet, aber auch mit einer guten Datenlage.

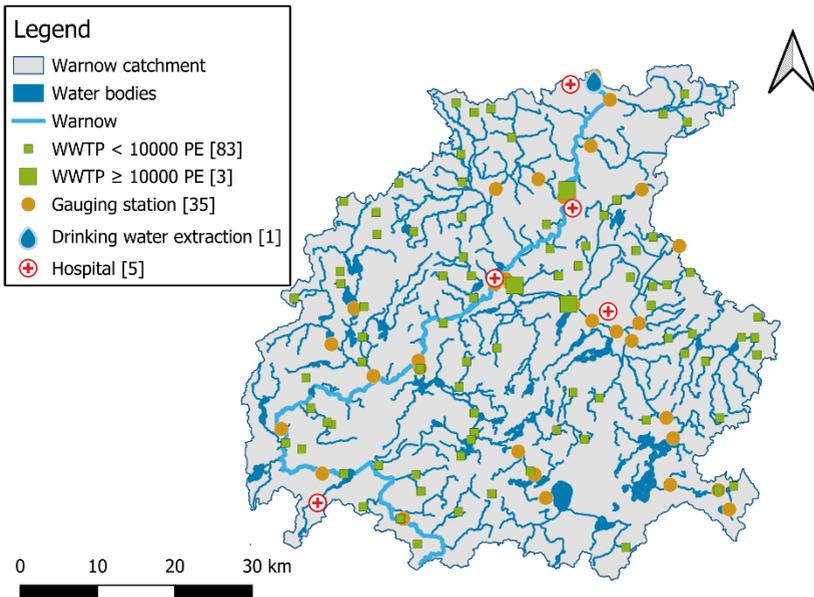


Abbildung 3: Pilotiertes Einzugsgebiet der Warnow mit relevanten Kriterien

Durch bundeslandweite Daten vom LUNG-MV sind mittlere geschätzte Durchflüsse für Teileinzugsgebiete vorhanden (biota 2012). Das Gewässernetz inkl. Fließrichtung der Warnow ist online frei abrufbar und Kläranlagenkennwerte sowie Überwachungsdaten über das FIS-Wasser-MV abgerufen. Durch die zuständigen Fachabteilungen wurden Monitoringdaten sowohl für Kläranlagenablaufkonzentrationen (2013-2024) als auch für Gewässer (1999-2017) zu Verfügung gestellt. Da es zum aktuellen Zeitpunkt noch keine Monitoringergebnisse aus Modul A Aktivitäten gibt, wird das Modell mit vorhandenen behördlichen Daten und in Einzelfällen mit Daten aus einem Vorläuferprojekt validiert (MORPHEUS, 2019).

2.3 Berechnungsansätze des Emissions- und Transportmodells

Um den Arzneimittelverbrauch in der Region nach B1 zu ermitteln, wurden Verkaufs- und Verschreibungsdaten zusammengestellt. Die jährlichen Verschreibungsdaten sind in Deutschland im Allgemeinen frei verfügbar (Schwabe & Paffrath, 1985ff). Für eine regionale Skalierung wurden für Mecklenburg-Vorpommern Datensätze, die auch Wirkstoffe in Kombinationsprodukten enthalten, direkt beim Wissenschaftlichen Institut der AOK (WidO) angefragt und für das Jahr 2023 direkt in den verbrauchten Massen bereitgestellt (WidO, 2024). Zusätzlich wurden die Verkaufsdaten auf nationaler Ebene u.a. für das Jahr 2023 von IQVIA erworben, um den Verkauf rezeptfreier Produkte zu ergänzen (IQVIA, 2025). Der jährliche Gesamtverbrauch an Wirkstoffen wurde dann mit den Exkretionsraten (d. h. dem nicht metabolisierten Anteil des Wirkstoffs, der den menschlichen Organismus verlässt) multipliziert (Tabelle 1). In Bezug auf regionale bzw. nationale Bevölkerungsdaten wird in Gleichung (1) die pro Einwohner:in in die Kanalisation eingeleitete Arzneimittelfracht geschätzt. Im Jahr 2023 betrug die Einwohnerzahl Deutschlands 83.456.045 (Statistisches Bundesamt, 2022) und die Anzahl der gesetzlich Krankenversicherten des Bundeslandes Mecklenburg-Vorpommern 1.476.143 (Bundesministerium für Gesundheit, 2022).

$$m_{i,y} = ((m_{cp,y} + m_{cs,y}) \cdot e) \div n_{pop,r} \quad (1)$$

Mit:

$m_{i,y}$ = Arzneimittelfracht pro Person pro Jahr [mg/person/a]

$m_{cp,y}$ = jährlich verschriebene Arzneimittel-Einnahmemenge [kg/a]

$m_{cs,y}$ = jährlich frei verkaufte Arzneimittel-Einnahmemenge [kg/a]

e = Arzneimittelspezifischer Ausscheidungsfaktor (Exkretion) [-]

n_{pop} = Einwohnerzahl im Referenzgebiet der Einnahmedaten [-]

Multipliziert mit den angeschlossenen Einwohnern einer Kläranlage berechnen sich die Zulauffrachten. Je nach Datenverfügbarkeit werden spezifische Reinigungsleistungen der Anlagen entweder aus Messdaten an Zu- und Ablauf abgeleitet oder das Worst-Case-Szenario wird angewendet, in der keine Reinigungsleistung zu erwarten ist. Geprüft wird aktuell die Möglichkeit, die Reinigungsleistungen konventioneller Kläranlagen mit biologischer Reinigung modellbasiert zu schätzen. Hierfür wird die niederländische Software SimpleTreat (Struijs, 2014) für charakteristische Betriebsbedingungen kommunaler Anlagen in MV parametrisiert. Die über das betreffende Kläranlagenabwasser eingeleiteten Emissionsfrachten werden damit nach Gleichung (2) berechnet.

$$m_{ww,eff} = i_{WWTP} \cdot m_{i,y} \cdot (1 - r_{WWTP}), \quad (2)$$

Mit:

$m_{ww,eff}$ = Arzneimittelfracht des Kläranlagenablaufs pro Jahr [mg/a]

i_{WWTP} = angeschlossene Einwohnerzahl der Kläranlage [-]

r_{WWTP} = spezifische Arzneimittel-Entfernungsrate der Kläranlage [-]

Diese punktuellen jährlichen Emissionsfrachten sind über die Einleitstellen der Kläranlagen lokalisiert und damit räumlich in das Flusseinzugsgebiet übertragbar. Basierend auf dem Flussnetz der Warnow mit definierten Fließrichtungen kann der Transport der Emissionen entlang des Flusslaufs verfolgt und akkumuliert werden (B3). Durch die Verknüpfung der stromauf eingeleiteten Frachtsumme mit dem Durchfluss werden die vorhergesagten Arzneimittelkonzentrationen im Gewässer gemäß Gleichung (3) berechnet werden.

$$PEC = \sum (m_{ww,eff})_{up} \cdot Q, \quad (3)$$

Mit:

PEC = Arzneimittelkonzentration im Gewässerabschnitt [g/L]

$m_{ww,eff}$ = Arzneimittelfracht im Gewässerabschnitt [g/s]

Q = mittlerer Durchfluss im Gewässerabschnitt [L/s]

Mit Gleichung (4) zeigt ein Risikoquotient (RQ) über 1 an, dass die spezifische Arzneimittelkonzentration lokal ein Risiko darstellt. Arzneimittelspezifische PNEC-Werte wurden aus der NORMAN Datenbank für Gewässer entnommen.

$$RQ = PEC \div PNEC, \quad (4)$$

Bei diesem Ansatz wird ein biologischer Abbau im Gewässer als Worst-Case-Szenario vernachlässigt. In dieser Fallstudie wird beispielhaft das Ergebnis für das Umweltrisiko dargestellt.

2.4 Umsetzung der Modellierung als GIS-Werkzeug

Um eine breite Anwendbarkeit zu ermöglichen, wurde der Modellansatz und die Berechnungssätze in eine QGIS-Umgebung eingebettet. Das plugin wird voraussichtlich 2026 als Download im offiziellen QGIS repository verfügbar sein. Die Programmiersprache Python wurde aus Kompatibilitätsgründen mit QGIS gewählt. In einer frei verfügbaren Umgebung wie QGIS ermöglicht Nutzer:innen mit mehr Erfahrungen individuell Anpassungen, beispielsweise um Messdaten einzuspeisen. Das Werkzeug ist so aufgebaut, dass zum Teil interdisziplinäre Inputdaten über Datenpools bereits verfügbar sind, aber in jedem Teilschritt durch eigene Expertise ergänzt oder ersetzt werden kann, ohne dabei den Modellfluss selbst zu beeinflussen. Die Werkzeulemente sind dabei analog zur Modellierungsstruktur unterteilt von B1 bis B5 (Abbildung 4).

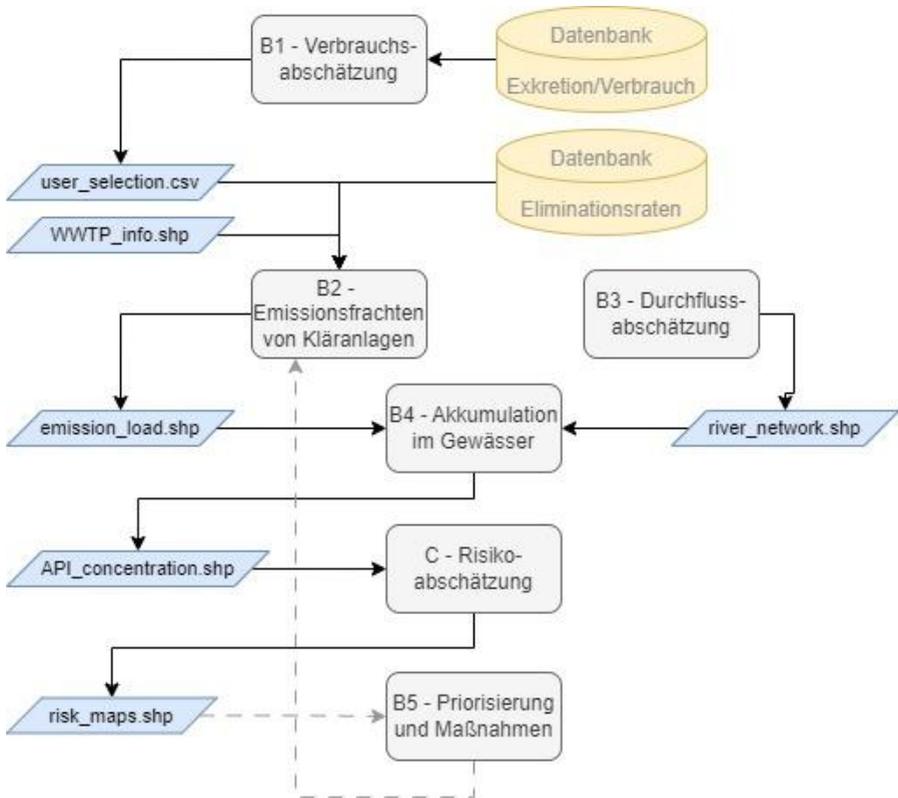


Abbildung 4: Integrierte Modellierungsschritte (Modul B) mit Risikoabschätzung (Modul C) in QGIS-Werkzeugstruktur

Für die Abschätzung von Arzneimittelverbräuchen und Entfernungsraten an Kläranlagen können Nutzer:innen aus Datenpools mehrere Substanzen und Raten auswählen oder eigene Daten einspeisen. Die mittleren jährlichen Emissionsfrachten werden als shapefile kläranlagenspezifisch als Zwischenergebnis ausgegeben und sind mit Monitoringdaten vergleichbar. Im GIS werden diese Emissionsfrachten als Punktquellen auf das Gewässernetz projiziert und mit der Fließrichtung akkumuliert.

Nach Verknüpfung mit regionalisierten Durchflüssen der Gewässerabschnitte wird schließlich die Konzentration des ausgewählten Arzneimittels in jedem Gewässerabschnitt berechnet und ist wiederum als shapefile verfügbar. Für die anschließende Risikoabschätzung werden Defaultwerte für PNEC aus einem Datenpool zum Vergleich mit den modellierten Konzentrationen bereitgestellt. Nutzer:innen können substanzspezifisch ihre Expertise oder neu festgelegte Grenzwerte ergänzen und alternativ zur Berechnung des Risikoquotienten auswählen. Als finales shapefile wird eine Risikokarte bereitgestellt, in der mehrere Substanzen (und ggf. Risikokategorien) gleichzeitig dargestellt werden können. Falls Maßnahmenzenarien getestet werden sollen, kann dies im QGIS-Werkzeug umgesetzt werden, um Risikominimierungspotentiale in Gewässerabschnitten über Karten darzustellen.

3 Bisherige Ergebnisse

3.1 Ermittelte arzneimittelspezifische Parameter zur Abschätzung der Emissionsfrachten aus Kläranlagen

In Tabelle 1 sind gemittelte Modellierungsergebnisse von fünf Arzneimitteln bezogen auf das Warnow Einzugsgebiet exemplarisch zusammengestellt. In 2023 variierte der jährliche einwohnerspezifische Verbrauch von 26,28 mg/Person/a für Carbamazepin bis zu 369,65 mg/Person/a für Diclofenac einschließlich frei verkäuflichen Produkten. Die Angaben zur Exkretion sind in der Literatur teilweise stark unterschiedlich bzw. in großen Wertebereichen angegeben, sodass eine Experten basierte Auswahl erfolgte. Die geschätzten Entfernungsraten aus dem STModell sind gegenwärtig vorbehaltlich gelistet, weisen jedoch aktuell starke Unterschätzungen im Vergleich mit Literaturdaten auf (z.B. Clara et al., 2005; Radjenović et al., 2011). Alternativ werden selbst gemessene mittlere Entfernungsraten von drei Anlagen aus M-V verwendet (MORPHEUS, 2019).

Im Vergleich mit regionalen behördlichen Monitoringdaten ist eine erste Plausibilisierung der modellierten Emissionsfrachten und Gewässerkonzentrationen möglich. Diese stammen aber nicht aus dem gleichen Jahr der im Modell genutzten Verbrauchsdaten. Für Clarithromycin, Metoprolol und Sulfamethoxazol wurde grundsätzlich eine relativ gute Übereinstimmung bei jährlich gemittelten Eingangsdaten festgestellt.

Tabelle 1: Arzneimittel und substanzspezifische Modellierungsparameter für die Emissionsfrachtberechnung (Verbrauchsdaten aus WIdO 2024/IQVIA 2025, Exkretionsraten aus finnischen Produktdatenblättern, vorläufige* Entfernungsraten aus STModell* bzw. aus Monitoringsdaten (MORPHEUS, 2019) und PNEC-Grenzwerte aus der Literatur)

Arzneimittel	Verbrauch	Exkretionsrate	Entfernungsraten		Grenzwert
[Name]	$m_{i,y}$ [mg/Person/a]	e [%]	r_{WWTP} [%]		PNEC [ng/L]
Carbamazepin	26,28	5	2,6*	11,5	2500
Clarithromycin	27,20	34	28,4*	37,4	130
Diclofenac	11,38 (WIdO 2024) 369,65 (IQVIA 2025)	Oral: 1 Topisch: 94	2,6*	48,9	40
Metoprolol	100,22	10	8,8*	66,3	8600
Sulfamethoxazol	44,29	20	1,0*	53,8	100

Bei ausschließlicher Verwendung regionaler Verschreibungsdaten werden die gemessenen Carbamazepin-Emissionsfrachten der drei größten Kläranlagen im Mittel um den Faktor 5,6 unterschätzt, die von Diclofenac um den Faktor 11,5. Werden Daten zu rezeptfreien Verkäufen und andere Abgaben einbezogen (Datenquelle: IQVIA, 2025), ergeben sich für Diclofenac leichte Überschätzungen der Emissionsfrachten um den Faktor 2,8. Behördliche Monitoringdaten von Diclofenac und Carbamazepin an 27 Gewässermessstellen (LUNG M-V, 1999-2017) werden zum Vergleich gemittelt.

Bei Carbamazepin ist das mittlere Verhältnis von Monitoring- zu Modelldaten 12,6. Testweise wurden gemessene Ablaufkonzentrationen der drei größten Kläranlagen in Emissionsfrachten umgerechnet und ins Modell eingespeist. Dennoch blieben die modellierten Konzentrationen unter den behördlichen Messdaten, obwohl im Modell Abbau oder Sorption im Gewässer nicht angesetzt werden. Für Diclofenac ergibt sich eine zunächst eine leichte Überschätzung der Gewässermonitoringdaten um den mittleren Faktor 2,0. Wird die realistische Kläranlagenentfernungsrates von 49 % für Diclofenac berücksichtigt, verbessert sich der Faktor auf 0,9 im Mittel für das Verhältnis von modellierter Konzentration zu gemessenen an Monitoringstationen.

Mit dem vorläufig validierten Modell werden nachfolgend Risikoquotienten für verschiedene Szenarien berechnet: i) Worst-case scenario ohne Spurenstoffentfernung, ii) realistisches Szenario mit aktuellen Entfernungsrates der Kläranlagen, iv) Einführung einer 4. Reinigungsstufe für alle Kläranlagen mit einer Ausbaugröße > 10.000 EW. Für die fiktive Umsetzung der 4. Reinigungsstufe wird für Diclofenac eine verbesserte Kläranlagenentfernungsrates von 96 % basierend auf Literaturwerten angenommen (z.B. Yang et al., 2011 und Hollender et al., 2009).

3.2 Ermitteltes Risiko im Warnow-EZG: Worst-Case Szenarien für Carbamazepin und für Diclofenac mit realistischen Entfernungsrates

Im Worst-Case Szenario wurden Risiken im Warnow-Einzugsgebiet modelliert, deren Ergebnis stark nach Arzneimittelauswahl variiert. Von nur einem Gewässerabschnitt mit Risikoquotient größer 1 (vorhandenes Risiko) bei Carbamazepin bis hin zu über 200 Gewässerabschnitten mit potentiellm Risiko für Diclofenac zeigen die Risikokarten des gesamten Einzugsgebiets die regionale Verteilung. Entsprechend exemplarisch werden die Risikoquotienten für Carbamazepin (Abbildung 5 und 6) sowie für Diclofenac (Abbildung 7) dargestellt.

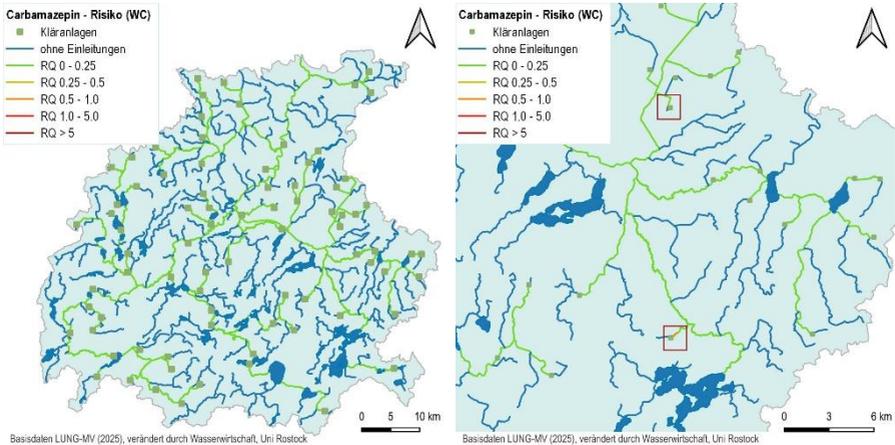


Abbildung 5 und 6: Modellierter Carbamazepin-Risikoquotienten im gesamten Warnow-EZG im Worst-Case-Szenario und fokussiert auf zwei Gewässerabschnitte im Nordosten des EZGs mit potentiell Risiko (Grenzwert PNEC = 2500 ng/L)

Das gesamte Einzugsgebiet weist im Worst-Case Szenario nahezu kein Carbamazepin-Risiko auf. Dies stimmt mit ersten Risikoabschätzungen für Monitoringdaten an offiziellen Chemiemessstellen in LUNG M-V (2024) überein. Trotz der aktuell noch deutlich unterschätzten modellierten Emissionsfracht und Gewässerkonzentrationen für Carbamazepin sind in zwei Gewässerabschnitten direkt hinter Kläranlageneinleitpunkten Risikoquotienten von 2,7 bzw. 0,65 ermittelt worden. Für einen dieser Abschnitte liegen Messwerte aus MORPHEUS (2019) vor, die eine gute Übereinstimmung der Modellwerte zeigen (1348 ng/L gemessen, 1619 ng/L modelliert). Somit liefert die Modellierung erste Hinweise auf relevante Gewässerabschnitte, die häufig eine ungünstige Einleitsituation von Kläranlagen aufzeigen können (vgl. Abbildung 6). Weiter stromabwärts sinkt das Umweltrisiko in der Regel wieder aufgrund von steigendem Gewässerdurchfluss, sofern keine weiteren Einleitungen folgen.

Im Vergleich dazu gibt das Worst-Case Szenario für Diclofenac ein anderes Bild: Rund die Hälfte aller Gewässerabschnitte weist ein potentielles Risiko auf, weitere 50 Abschnitte sind im Risikoquotienten-Bereich von 0,75 bis 1 (Abbildung 7).

Werden Kläranlageneinferrungsdaten ins Modell einbezogen (Abbildung 8), sieht die Risikokarte des Einzugsgebiets deutlich weniger alarmierend aus.

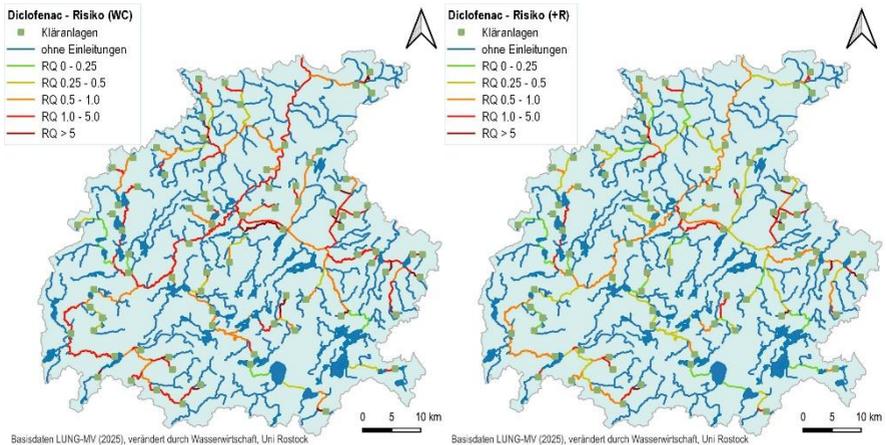


Abbildung 7 und 8: Modellierter Diclofenac-Risikoquotienten im gesamten Warnow-EZG und fokussiert auf zwei Gewässerabschnitte mit potentiellem Risiko (Grenzwert PNEC = 40 ng/L)

Wird also die tatsächliche Leistung von gut betriebenen Kläranlagen einbezogen, reduziert sich zwar die absolute Anzahl der Gewässerabschnitte mit Risikoquotienten größer als 1 auf 76 (von zuvor 200), zeigt jedoch immer noch klaren Handlungsbedarf in Bezug auf potentielle Grenzwertüberschreitungen von Diclofenac. Bei näherer Betrachtung sind wiederholt Abschnitte direkt nach Kläranlageneinleitungen häufiger betroffen. Diese Ergebnisse stimmen ebenfalls mit punktuellen ersten Risikoabschätzungen für Diclofenac an Messstellen überein, auch hier wurden Grenzwertüberschreitungen im Nordosten des Einzugsgebiets und im Nebenfluss Nebel ermittelt (LUNG M-V, 2024).

Besondere Beachtung sollten Gewässerabschnitte (kurz) vor der Trinkwasserentnahme erhalten: Durch die Akkumulation aller Frachten in der Warnow stromabwärts wird hier ein Risiko von knapp unter 1 (0,82 bis 0,96) berechnet. Die zur Risikoberechnung genutzten PNEC-Werte beziehen sich aber explizit auf die Gewässerfauna. Substanzspezifische gesundheitliche Orientierungswerte existieren bisher nicht. Im konkreten Fall verfügt das Wasserwerk Rostock mit Ozonung und Aktivkohle über eine wirksame Behandlungstechnologie.

3.3 Maßnahmentest: Risikoauswirkung durch Aufrüstung mit 4. Reinigungsstufe an drei Kläranlagen >10.000 EW

Im Maßnahmentest werden die spezifischen Kläranlagenentfernungsraten für eine Aufrüstung mit der 4. Reinigungsstufe (im Modellierungsschritt B2) für die drei relevanten Kläranlagen nach EU-KARL mit mehr als 10.000 EW entsprechend ausgewählt. Zum Vergleich sind in Abbildung 9 und 10 nur das nördliche Einzugsgebiet dargestellt, um den Effekt auf Gewässerabschnitte stromabwärts der drei gewählten Kläranlagen zu betrachten. Das Diclofenac-Risiko unterhalb der drei Einleitpunkte sinkt in allen Gewässerabschnitten auf knapp unter 0,5, nur ein Abschnitt verbleibt mit Risiko.

Durch die alleinige Aufrüstung von Kläranlagen >10.000 EW wird aber keine Verbesserung für oberstromige Warnow-Abschnitte und andere Gewässerabschnitte mit erhöhtem Risiko erreicht. Hierfür stellt sich die Frage, welche sonstigen kosteneffiziente Maßnahmen in Betracht gezogen werden können, um die Gewässerbelastungen mit Arzneimittelwirkstoffen zu begrenzen.

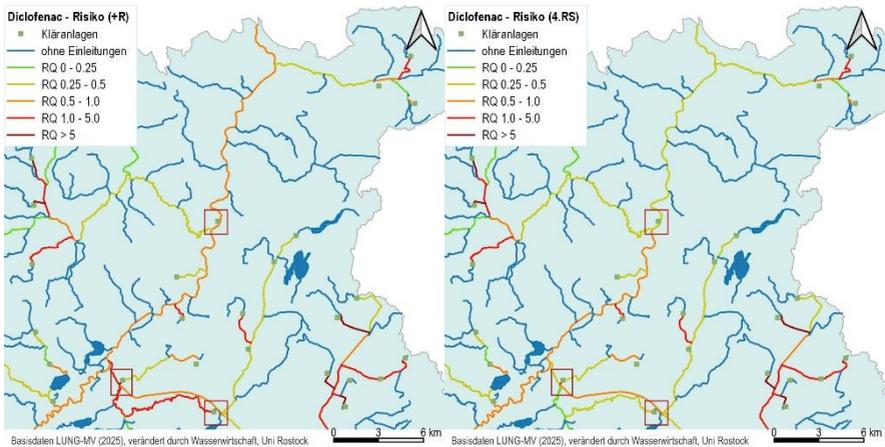


Abbildung 9 und 10: Modellierte Diclofenac-Risikquotienten im nördlichen Warnow-EZG vor und nach Aufrüstung an drei Kläranlagen (>10.000 EW, markiert)

4 Diskussion

Die Ergebnisse der Emissions- und Transportmodellierung im Warnow-Einzugsgebiet zeigen gute Übereinstimmungen mit Monitoringdaten mit erwartbaren Abweichungen. Um die vorläufige Bewertung der Modellgüte einzuordnen, sind folgende Randbedingungen zu beachten:

- Im Modell sind verfügbare Datensätze mit abweichenden Bezugszeiträumen verknüpft, i.E. Verbrauchsstatistiken aus 2023 und 2024, mittlere regionale Durchflüsse bezogen auf 1980-2010, (vorerst) Gewässermessdaten aus 1999-2017, sowie Kläranlagenablaufdaten aus 2013-2024.
- Eingangsdaten wie Verbrauchsstatistiken, mittleren Exkretionsraten und Kläranlageneliminationsraten sind mit teils großen Unsicherheiten behaftet.
- Bei behördlichem Monitoring werden Konzentrationen bisher nicht mit tagesaktuellem Durchfluss verknüpft.

- Probenahme und Analytik sind insbesondere in geringen Konzentrationsbereichen und Abwasser anspruchsvoll.
- Das Modell schätzt jährliche mittlere Konzentrationen ab und wird mit punktuellen Messwerten auf Plausibilität geprüft.

Ein optimiertes Monitoringkonzept nach dem APRIORA Ansatz kann einige der genannten Unsicherheiten reduzieren. Durch das aktuelle Monitoring im Warnow-Einzugsgebiet (2024-2025) an 12 Gewässermessstellen und 4 Kläranlagenzu- und abläufen erhalten wir saisonal gemessene Arzneimittelkonzentrationen, die mit zeitgleich aufgenommenen Durchflüssen in akkumulierbare Frachten umgerechnet werden. Damit kann voraussichtlich eine saisonale Modellvariante mit dem APRIORA QGIS-Werkzeug überprüft werden. Bisherige Daten aus Projekten und Literatur zeigen, dass insbesondere bei Niedrigwasserdurchfluss hohe Konzentrationen in Gewässern auftreten.

Die bisherigen Modellierungsergebnisse von Carbamazepin in Kläranlagenablauffrachten und Gewässerkonzentrationen liegen in der richtigen Größenordnung, aber unterschätzen die behördlichen Monitoringdaten im gesamten Warnow-Einzugsgebiet. Neben den genannten Unsicherheiten wurde insbesondere bei Carbamazepin eine Reduzierung der gemessenen Carbamazepinkonzentrationen von 2013 bis 2022/2024 festgestellt. Die Emissionsfrachten der drei einzeln betrachteten größten Kläranlagen ist folglich im Mittel um 0,38 bis zu 2,4 kg/a gesunken. Dies korreliert mit einem rückläufigen Verbrauch von Carbamazepin nach Wido (2024) und IQVIA (2025) um etwa 40 % bezogen auf 2017 (MORPHEUS, 2019). Dies zeigt, dass gemessene Langzeit-Daten zur ersten Einordnung zwar hilfreich sind, aber die Analyse der aktuellen Belastungen und Leistungen der Kläranlagen für eine realistische Bewertung des Umweltrisikos unverzichtbar ist.

Die Anwendbarkeit des STModells zur allgemeinen Abschätzung von Kläranlageneliminationsraten für Arzneimittel wird nach bisherigem Untersuchungsstand kritisch gesehen, da die berechneten Eliminationsraten im Vergleich zu Literaturwerten z.T. deutlich niedriger sind.

Als Ursache wird die strenge Klassifizierung zur biologischen Abbaubarkeit nach TGD (2003) für alle betrachteten Arzneimittel vermutet, nach der keiner der Stoffe biologisch abbaubar ist. Die modellierten Eliminationsraten beruhen damit hauptsächlich auf Sorption. Um realistischere Werte zu berechnen, wäre eine differenzierte Parametrisierung der Eingangsdaten erforderlich. Im APRIORA Modell können alternativ eigene Eliminationsraten (basierend auf Literaturdaten oder eigenen Messungen) genutzt werden.

Bisher nicht berücksichtigt sind Sorption und Abbau von Stoffen im Gewässer. Stoffspezifisch kann dies zu deutlichen Überschätzungen der Gewässerbelastung führen. Der Ansatz ist damit im Moment sicherheitsorientiert. Eine vereinfachte Abbaukinetik ließe sich berücksichtigen, erfordert aber weitere Eingangsparameter.

5 Schlussfolgerungen und Ausblick

Mit dem entwickelten Bewertungsansatz lassen sich die Emissionen von Humanarzneimitteln aus individuellen Kläranlagen sowie ihre Ausbreitung im Gewässer schätzen. Ziel des Ansatzes ist nicht eine möglichst exakte Prognose von Konzentrationen, sondern eine gewässerübergreifende Zustandsbewertung und quantifizierbare Zuordnung zu den verursachenden Eintragsquellen. Bei Verfügbarkeit aktuellerer hydrologischer Daten oder räumlich und saisonal differenzierter Arzneimittel-Verbrauchsdaten sind Verbesserungen der Modellgüte zu erwarten. Insbesondere im ländlichen Raum können Krankenhäuser und Pflegeeinrichtungen mit besonders hohen Arzneimittelmissionen eine individuelle Betrachtung erfordern (z. B. durch Einwohner-Äquivalente nach Belegungszahlen). Kläranlagen-spezifische 24h-Mischbeprobung und Analysen hinsichtlich Arzneimittel-frachten würden zudem die regionale Datengrundlage verbessern. Besondere Aufmerksamkeit gilt auch für Tourismusgebiete in saisonalen Betrachtungen.

Im Weiteren sollen auch die Risiken für die Bildung von Antibiotika-resistenzen oder für menschliche Nutzungen, wie zum Beispiel als Trinkwasser, Badegewässer, etc. integriert werden.

Dies erfordert – analog zu ERA – die Definition von Grenzkonzentrationen, unterhalb derer kein erhöhtes Risiko bezüglich der vorgenannten Untersuchungsgegenstände zu besorgen ist. Diese werden von Projektpartnern für ausgewählte Substanzen hergeleitet. Parallel werden aktuell verschiedene Konzepte getestet eine sinnvolle multikriterielle Bewertung mehrerer Substanzen und Risikoarten getestet.

Die geschlossene Darstellung des substanzspezifischen Risikos für das gesamte Gewässer ist in jedem Fall eine sinnvolle Ergänzung zu aktuellen, punktuellen Messdaten: Es werden effektiv ungünstige Einleitsituationen identifiziert, die bei einer übergreifenden Priorisierung berücksichtigt werden können und sollten. Außerdem könnten begrenzte Monitoringressourcen im Management von behördlichen Kampagnen zielgerichteter verteilt werden. Weiterhin ist durch das erstellte QGIS-Werkzeug eine transparente und konsistente Bearbeitung, Datenverwaltung und anschauliche Visualisierung der Ergebnisse möglich.

Aktuell ist der Ansatz auf die Berechnung von Humanarzneimitteln fokussiert. Das Konzept ist aber so offen gestaltet, dass beliebige, über Punktquellen eingetragene Schadstoffe (mit geringer Abbaubarkeit) betrachtet werden können sofern belastbare Verbrauchs- bzw. Eintragsdaten vorliegen.

Referenzen

- Bundesministerium für Gesundheit (2024) https://www.bundesgesundheitsministerium.de/fileadmin/Dateien/3_Downloads/Statistiken/GKV/Mitglieder_Versicherte/KM1_Januar_bis_Dezember_2023.pdf
- Clara et al. (2005), Removal of selected pharmaceuticals, fragrances and endocrine disrupting compounds in a membrane bioreactor and conventional wastewater treatment plants, *Water Research*, Vol. 39, Issue 19, p. 4797-4807, ISSN 0043-1354, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.09.015>.

- EC (2024) DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL amending Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy, Directive 2006/118/EC on the protection of groundwater against pollution and deterioration and Directive 2008/105/EC on environmental quality standards in the field of water policy Stand: 19.06.2024
- EU (2024) RICHTLINIE (EU) 2024/3019 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 27. November 2024 über die Behandlung von kommunalem Abwasser (Neufassung), EU-Amtsblatt 2024/3019
- Hollender et al. (2009): Elimination of Organic Micropollutants in a Municipal Wastewater Treatment Plant Upgraded with a Full-Scale Post-Ozonation Followed by Sand Filtration, *Environmental Science & Technology*, Vol. 43, Issue 20, p. 7862-7869, American Chemical Society, doi: 10.1021/es9014629
- LUNG M-V (Hrsg.) (2023): Kommunale Abwasserbeseitigung in Mecklenburg-Vorpommern – Lagebericht 2023 - Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG M-V), Güstrow
- LUNG M-V (Hrsg.) (2024): Arzneimittelbefunde in den Fließ- und Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns von 2008 bis 2021. - Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG M-V), Güstrow, Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern 2024
- MORPHEUS (2019): https://eucc-d-inline.databases.eucc-d.de/files/documents/00001235_morpheus_deliverable_4.1_pharmaceutical_burden.pdf
- NORMAN Datenbank, abgerufen in 2024: <https://www.norman-network.com/nds/ecotox/lowestPnecsIndex.php>
- Radjenović et al. (2011): Fate and distribution of pharmaceuticals in wastewater and sewage sludge of the conventional activated sludge (CAS) and advanced membrane bioreactor (MBR) treatment, *Water Research*, Volume 43, Issue 3, p. 831-841, ISSN 0043-1354, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.11.043>.

- Schwaabe & Paffrath, (1985ff): Arzneiverordnungs-Report, Heidelberg, Germany: Springer.
- Statistisches Bundesamt (2022) <https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Bevoelkerung/Bevoelkerungsstand/Tabellen/liste-zensus-geschlecht-staatsangehoerigkeit-basis-2022.html#1343598>
- Struijs (2014): SimpleTreat 4.0: a model to predict the fate and emission of chemicals in wastewater treatment plants. Background report describing the equations. Edited by National Institute for Public Health and the Environment.
- TGD (2003): Technical Guidance Document on Risk Assessment Part II. European Commission. <file:///C:/Users/kaiser/Downloads/EUR%2020418%20EN-2.pdf>
- Xin Yang, Riley C. Flowers, Howard S. Weinberg, Philip C. Singer (2011), Occurrence and removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in an advanced wastewater reclamation plant, Water Research, Vol. 45, Issue 16,p. 5218-5228,ISSN 0043-1354, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.07.026>.

Alena Seidenfaden

Universität Rostock, Fakultät für Agrar, Bau und Umwelt

Professur für Wasserwirtschaft

Satower Straße 48, 18059 Rostock

Tel.: 0381 498 3471

E-Mail: alena.seidenfaden@uni-rostock.de

Cristiano Guidi

Universität Rostock, Fakultät für Agrar, Bau und Umwelt

Professur für Geodäsie und Geoinformatik

Justus-von-Liebig-Weg 6, 18059 Rostock

E-Mail: cristiano.guidi2@uni-rostock.de

Prof. Dr. Jens Tränckner
Universität Rostock, Fakultät für Agrar, Bau und Umwelt
Professur für Wasserwirtschaft
Satower Straße 48
18059 Rostock
Tel.: 0381 498 3640
E-Mail: jens.traenckner@uni-rostock.de

Decentralised wastewater treatment – Nutrient removal and current challenges in Sweden

Inga Herrmann

Luleå University of Technology, Sweden

Kurzfassung / Abstract

This paper focuses on decentralized wastewater treatment in Sweden, reviewing the current regulatory framework, treatment technologies, and nutrient recovery approaches for wastewater treatment plants (WWTPs) up to 2 000 population equivalents (PE). Sweden applies rather strict environmental protection standards, with phosphorus removal required even in the smallest systems and site-specific permits governing plants above 200 PE. Decentralised systems employ a wide range of technologies, from compact biological and chemical treatment plants to infiltration systems. Constructed wetlands are still uncommon in practice but remain an active area of research and development. Source-separating systems and phosphorus filters enable nutrient recovery and reuse, but large-scale implementation remains limited. Key challenges include staff shortages, high infiltration and inflow to ageing sewer networks, high investment demand, and the lack of organised nutrient recycling systems. Addressing these challenges will be crucial for strengthening the role of decentralised treatment in a circular and resource-efficient Swedish wastewater sector.

1 Introduction

Decentralised wastewater treatment plants (WWTPs) can vary considerably in size and may be either publicly or privately managed. In Sweden, WWTPs are commonly divided into three size categories based on population equivalent (PE): 5–200 PE, 200–2 000 PE, and > 2 000 PE. This article focuses on WWTPs up to 2 000 PE, representing the decentralised part of the wastewater treatment sector.

In total, Sweden hosts approximately 3 000–3 200 wastewater treatment facilities in the range of 25–2 000 PE (Palmér Rivera, 2006). In addition, there are about 965 000 detached houses that are not connected to the municipal sewer network and thus rely on individual on-site sanitation systems (SCB, 2020a). These decentralised systems play a crucial role in rural and peri-urban areas, ensuring wastewater management where connection to centralized treatment is not feasible.

The purpose of this paper is to provide an overview of technologies used for decentralised wastewater treatment in Sweden, with particular emphasis on systems that enable nutrient recovery and reuse. Furthermore, it discusses current current challenges in the decentralised wastewater management sector.

2 Regulatory framework and treatment requirements

For the smallest systems (typically individual or small-group household facilities, 5–25 PE), the required treatment performance is stipulated in HVMFS 2016:17 (SwAM, 2016). The removal efficiencies depend on the environmental protection level of the receiving environment (Table 1). In all cases, biological oxygen demand (BOD) and phosphorus (P) must be reduced, while nitrogen (N) removal is mandatory only in environmentally sensitive areas.

Wastewater treatment plants in the range of 200–2 000 PE fall under the supervision of the County Administrative Boards, which act as the permitting authorities.

The discharge limits for BOD and phosphorus are defined on a site-specific basis in the environmental permit, taking into account recipient sensitivity and technical feasibility. While national regulation NFS 2016:6 mainly specifies emission standards for WWTPs above 2 000 PE, it also includes control and monitoring obligations for plants exceeding 200 PE.

Table 1: Minimum percentage removal of BOD, nitrogen and phosphorus (in %) from domestic wastewater in on-site facilities up to 25 PE as stipulated in the General Advice on On-Site Wastewater Systems for Domestic Wastewater (SwAM, 2016)

Parameter	Protection level	
	standard	high
BOD	90 %	90 %
Phosphorus	70 %	90 %
Nitrogen	not regulated	50 %

Phosphorus removal from wastewater is a long-standing priority in Sweden. Even for the smallest treatment facilities designed for individual households (5 PE), phosphorus removal is mandatory. According to the Swedish Agency for Marine and Water Management (SwAM, 2016), the minimum requirement is 70 % phosphorus removal under standard protection conditions, and 90 % removal in environmentally sensitive areas. This national emphasis on phosphorus reduction reflects Sweden’s long-term strategy to mitigate eutrophication in inland and coastal waters. In larger decentralised wastewater treatment plants (200–2 000 PE), the discharge limits are specified in the environmental permit and differ among sites, but a typical value is around 0.5 mg P L⁻¹.

3 Technologies for decentralised treatment

3.1 Small municipal systems

Decentralised wastewater treatment facilities operated by municipalities or water utilities in Sweden generally fall within the size category of 25–2 000 population equivalents (PE).

These systems typically include primary treatment, followed by biological treatment and / or chemical precipitation for phosphorus removal. The biological stage commonly employs activated sludge, trickling filters, biorotors, sequencing batch reactors (SBRs), or moving bed biofilm reactors (MBBRs). In some cases, infiltration systems (Figure 1), sand filters, or precipitation ponds are used (Palmér Rivera, 2006).

In large parts of Sweden, treatment processes are housed indoors due to the cold climate, which can otherwise reduce biological activity and hydraulic performance during the winter months (Figure 1). Sludge generated at these facilities is sometimes dewatered on-site but is more often transported by truck to a central wastewater treatment plant for dewatering and further management, including agricultural reuse.

A passive and promising technology for wastewater treatment in rural areas are constructed wetlands, particularly the French vertical flow wetland designed for raw domestic wastewater (Figure 1) which has been described in detail by Dotro (2017). This system operates without a primary sedimentation stage, thereby eliminating the need for regular sludge removal or transport. The French wetland comprises two treatment stages, each consisting of several parallel beds that are alternately loaded to allow resting periods. Ongoing research focuses on adapting this technology to northern climatic conditions, ensuring reliable treatment efficiency and hydraulic performance also during the cold season (Klapp et al., 2022).



Figure 1: Example of a typical northern Swedish small wastewater treatment plant (left), a municipal wastewater infiltration facility (centre), and pilot-scale French constructed wetland for domestic wastewater treatment (right)

3.2 Individual on-site systems

In Sweden, approximately 12 % of the population is not connected to municipal wastewater services and therefore relies on individual on-site sanitation systems (SCB, 2020b). Several types of systems are used, with infiltration systems (wastewater drainfields) being the most common (32 %), followed by septic tank-only systems (20 %) and sand filters (16 %) (Olshammar, 2021).

Many of these on-site systems are aged, poorly maintained, or technically outdated, leading to insufficient treatment efficiency and potential risks to groundwater and surface water quality. A substantial share (20 %) of installations still consists of only septic tanks (Olshammar, 2021), which provide limited removal of organic matter and nutrients and are not legally permitted. In recent years, however, municipalities have intensified efforts to improve small-scale wastewater management. Many have launched inspection and enforcement campaigns to identify non-compliant systems and require property owners to upgrade or replace them. As a result, a significant number of systems have been modernised or replaced with more efficient treatment technologies.

4 Nutrient recovery approaches

To facilitate the recovery of plant nutrients from domestic wastewater, source-separating sanitation systems have been pioneered in Sweden since the 1990s (Söderholm et al., 2023). These include both urine-diverting systems and blackwater systems designed to collect and treat nutrient-rich fractions separately. In recent years, source-separating concepts have again received increasing attention due to their substantial benefits for society—particularly in terms of protecting receiving water bodies, recycling plant nutrients from wastewater back to food production, and enhancing energy recovery from wastewater streams.

A prominent recent example is the blackwater system implemented in Helsingborg (Oceanhamnen), which is being further developed in collaboration with other European demonstration sites (ANCHOR, 2025). Decentralised blackwater systems have also been operated in rural Sweden for many years, one notable case being the Södertälje system.

An English-language video about this facility was published by Jewert et al (2014). In Södertälje, blackwater from rural households is collected in holding tanks on each property, transported by truck, and treated locally at a small facility operated by a farmer, who also utilises the nutrient-rich substrate in agricultural production. The treatment process is based on autothermic aerobic digestion (ATAD) combined with ammonia sanitisation through the addition of urea, ensuring pathogen inactivation.

Because phosphorus removal is a key requirement in Sweden, small treatment facilities—particularly in the on-site category up to 25 PE, but occasionally also somewhat larger municipal plants—often employ phosphorus filters as a passive alternative to chemical precipitation. Figure 2 illustrates an example of such a filter and common filter materials. In Sweden, Polonite® is the most widely used filter medium. It is typically supplied in bags of 500–1 000 kg, placed in a tank on the property and connected to the outlet of the biological treatment stage. In a single-household facility, the filter media generally require replacement every two years, which is carried out by a service truck that exchanges the bags.

Similar filters have also been installed in parallel configurations at smaller municipal WWTPs, using multiple filter bags to treat larger flows.



Figure 2: Left: A phosphorus filter integrated into an on-site package plant for domestic wastewater treatment. Right: Examples of filter materials used in phosphorus filters. Upper right: Filtralite® P; lower right: Polonite®.

Once the filter medium has become enriched with phosphorus, it can be reused as a soil amendment in agriculture, closing the nutrient loop. However, organised collection and distribution systems for the used filter material are still often lacking at the municipal level, which limits the practical implementation of phosphorus recycling.

5 Current challenges

The Swedish wastewater sector faces several interrelated challenges that also strongly affect decentralised systems. These challenges concern both technical and organisational capacity and reflect broader trends in infrastructure ageing, environmental ambitions, and demographic change.

A major challenge is the shortage of qualified personnel. Many small and medium-sized municipalities struggle to recruit and retain competent staff for wastewater management, also for decentralised and small-scale systems. Operation and maintenance of these systems is often considered less attractive, as it typically requires travelling long distances between sites and performing solitary fieldwork under variable conditions.

Another widespread issue is infiltration and inflow (I&I) of groundwater and stormwater into village sewer networks. Because housing is often dispersed, these systems require long pipe networks per person served. Many of these networks were constructed in the 1970s and are now ageing, but renovation is economically challenging. I&I rates are often high; during snowmelt periods, the inflow to the wastewater treatment plant (WWTP) can reach up to three times the average, putting significant strain on treatment processes. Overflows occur occasionally, yet the quantities are frequently unknown or not systematically measured.

Finally, Sweden's wastewater sector, including decentralised treatment, remains far from achieving circularity. Although wastewater treatment performance is generally high, resource recovery is largely confined to biogas production at large WWTPs and the recycling of phosphorus and some organic matter to agriculture through sludge application. The recovery and reuse of nutrients—especially nitrogen—are still largely absent. Developing feasible recycling solutions for both centralised and decentralised systems, while ensuring hygienic safety, public acceptance, and economic feasibility, remains a key challenge for the future.

6 Conclusions

Decentralised wastewater treatment plays an essential role in achieving sustainable sanitation in Sweden, particularly in rural and peri-urban areas where connection to centralised networks is not feasible. The regulatory framework ensures high environmental protection standards, with stringent requirements for phosphorus removal even in the smallest systems. However, treatment performance and regulatory enforcement vary, and many small facilities face operational and maintenance challenges.

Technological solutions for decentralised treatment are diverse, ranging from small conventional municipal treatment plants to on-site facilities with soil-based systems and phosphorus filters. More nature-based alternatives such as constructed wetlands are rarely used. Source-separating systems and blackwater collection schemes demonstrate significant potential for closing nutrient loops, but large-scale implementation remains limited.

The main challenges for the coming years lie in addressing the shortage of skilled personnel, reducing infiltration and inflow to ageing sewer networks, and securing adequate reinvestment in both municipal and private systems. At the same time, the transition toward a circular wastewater sector demands stronger incentives for nutrient recycling.

7 References

- ANCHOR (2025). ANCHOR - Project within the Interreg North Sea programme. <https://www.interregnorthsea.eu/anchor/about-anchor>.
- Dotro, G., Langergraber, G., Molle, P., Nivala, J., Puigagut, J., Stein, O., & Von Sperling, M. (2017). Biological Wastewater Treatment Series, Volume Seven, Treatment Wetlands. IWA Publishing.
- Jewert, J., Eriksson, M., & Ladwig E. (2014). Ripples on Baltic waters - with subtitles. Video on Youtube. <https://www.youtube.com/watch?v=4DwxTI4QX2Q>. Produced for the Swedish University of Agricultural Sciences.
- Klapp, R., Hedström, A., Molle, P., & Herrmann, I. (2022). The French two-stage vertical flow constructed wetland in subarctic climate. Abstract at IWA 17th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 6-10 Nov 2022, Lyon, France.
- Olshammar, M. (2021). Data collection on technologies used for individual wastewater systems (Datainsamling om teknikuppgifter för små avlopp). SMED Svenska MiljöEmissionsData report no 28.
- Palmér Rivera, M. (2006). Wastewater treatment for 25 to 2000 pe - A national survey (Avloppsanläggningar för 25-2000 pe - En nationell översikt). In Swedish. No. 2006-21.

SCB (2020a). Number of detached houses according to type of house and wastewater connection. Statistical database, Statistics Sweden. (Antal småhusfastigheter efter fastighetstyp, avloppsanslutning och vart 5:e år.) Statistikdatabasen, Statistikmyndigheten SCB.

SCB (2020b). Number of inhabitants according to type of connection (not connected to municipal water- and wastewater services). Statistical database, Statistics Sweden. (Befolkningen efter avloppsanslutning - enskilt WC-avlopp). Statistikdatabasen, Statistikmyndigheten SCB.

Söderholm, K., Vidal, B., Hedström, A., & Herrmann, I. (2023). Flexible and Resource-Recovery Sanitation Solutions: What Hindered Their Implementation? A 40-Year Swedish Perspective. *Journal of Urban Technology*, 30(1), 23–45.

SwAM. (2016). The Swedish Agency for Marine and Water Management's guide for small treatment facilities for domestic wastewater. (Havs- och vattenmyndighetens allmänna råd om små avloppsanordningar för hushållsspillvatten.) In Swedish. HVMFS 2016:17.

Inga Herrmann

Luleå University of Technology

Department of Civil, Environmental and Natural Resources Engineering

Division of Urban Water Engineering

Laboratorievägen 22, 97187 Luleå, Sweden

Tel.: +46-920-492528

E-Mail: ingher@ltu.se

Neue Herausforderungen durch KARL – Was kann Digitalisierung und Automatisierung beitragen.

Jens Alex

ifak Institut für Automation und Kommunikation e.V. Magdeburg

Kurzfassung / Abstract

Mit dem Inkrafttreten der neuen EU-Kommunalabwasserrichtlinie (KARL) zum 1. Januar 2025 stehen Betreiber, Planer und Behörden vor tiefgreifenden Veränderungen. Neben der Verschärfung klassischer Anforderungen an Stickstoff- und Phosphorelimination treten neue Themen in den Vordergrund: die Reduktion von Mikroschadstoffen, verbindliche Energieaudits und die schrittweise Erreichung der Energieneutralität von Kläranlagen sowie die Bilanzierung von Treibhausgasemissionen.

Diese Entwicklungen erfordern neue Planungs-, Bewertungs- und Simulationsmethoden, die über die bisherige Ablaufkonzentrationsbetrachtung hinausgehen.

Der Beitrag zeigt, wie moderne Werkzeuge wie SIMBA# integrierte Analysen von Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer ermöglichen und damit eine Grundlage für die Umsetzung der neuen Anforderungen schaffen.

1 Ausgangspunkt und Stand der Abwasserbehandlung

Die bisher gültige Kommunalabwasserrichtlinie 91/271/EWG legte Mindestanforderungen an die Abwasserbehandlung fest, die in Deutschland durch Wasserhaushaltsgesetz (WHG) und Abwasserverordnung (AbwV) umgesetzt wurden.

Deutschland wählte dabei einen besonders strengen Weg: die Einhaltung in der sogenannten qualifizierten Stichprobe (2-h-Mischprobe), während andere Mitgliedstaaten auf Jahresmittelwerte abstellen.

Für Kläranlagen bedeutete dies eine auf Ablaufkonzentrationen fixierte Bemessungs- und Überwachungssystematik. Eine Frachtregelung oder integrative Betrachtungen zwischen Kläranlage, Kanalnetz und Gewässer wurden bislang kaum berücksichtigt.

Für Kanalnetze galt das Augenmerk vor allem der Begrenzung von Mischwasserentlastungen, geregelt u. a. über DWA-A 128 (1992) und DWA-A 102 (2020). Die Überwachung der tatsächlichen Belastungen und die Bewertung im Sinne der Gewässergüte erfolgte bislang nur punktuell.

2 Neue Anforderungen aus der Kommunal Abwasser Richtlinie (KARL)

Mit KARL verfolgt die Europäische Union eine umfassende Weiterentwicklung der Abwasserbewirtschaftung. Die Richtlinie ist seit 1. Januar 2025 in Kraft und soll bis Juli 2027 in nationales Recht umgesetzt werden. Sie bringt tiefgreifende Änderungen in mehreren Dimensionen:

Anforderungen an Kläranlagen

- Erhöhte Anforderungen an Nährstoffelimination: Jahresmittelwerte für Gesamtstickstoff (N_{gesamt} = N_{anorg} + N_{org}) und Phosphor werden verschärft.
- Reduktion von Mikroschadstoffen: Einführung einer vierten Reinigungsstufe mit Eliminationsraten bis zu 80 %.
- Energieaudits: Verpflichtend alle vier Jahre bis 2028 (≥ 100 000 EW) bzw. bis 2032 (≥ 10 000 EW).
- Energieneutralität: Stufenweise Steigerung des Eigenversorgungsgrades – 20 % bis 2030, 40 % bis 2035, 70 % bis 2040, 100 % bis 2045.

- Treibhausgase: Pflicht zur Erfassung und Bewertung von CO₂, N₂O und CH₄-Emissionen.

Anforderungen an Kanalnetze

- Einführung eines integrierten kommunalen Abwasserbewirtschaftungsplans.
- Für Mischsysteme gilt: maximal 2 % der jährlichen Trockenwetterfracht dürfen als Überlauf in Gewässer gelangen (≥ 100 000 EW bis 2039, ≥ 10 000 EW bis 2045).
- Simulationen von Regenwetterereignissen mit Schadstofffrachten werden verbindlicher Bestandteil der Nachweise.

3 Herausforderungen und Forschungsbedarf

Die neuen Regelungen bringen erhebliche methodische und organisatorische Herausforderungen:

- Überführung in nationales Recht: Die Verbindung zwischen Mittelwertanforderungen und Stichprobenüberwachung ist derzeit ungelöst. Eine Übersetzung der europäischen Mittelwertanforderungen in kurzfristige Spitzenwerte führt zu Unsicherheiten und erhöhtem Aufwand.
- Erweiterte Nachweispflichten: Neue Parameter (Ngesamt, Mikroschadstoffe, GHG-Emissionen) verlangen ergänzende Mess-, Berechnungs- oder Modellierungsverfahren.
- Fehlende Methodik für Frachtbewertung: Für die 2 %-Regelung in Kanalnetzen existieren bislang keine standardisierten Werkzeuge zur Emissionsabschätzung.
- Planungswerkzeuge: Energie- und Stoffstromanalysen, prädiktive Steuerungen und Emissionsmodelle müssen integriert verfügbar sein.

Diese Punkte eröffnen erheblichen Forschungs- und Entwicklungsbedarf in Wissenschaft, Softwareentwicklung und Betreiberpraxis.

4 Beiträge des ifak und Planungswerkzeuge

Das ifak – Institut für Automation und Kommunikation e.V. Magdeburg arbeitet seit vielen Jahren an der Simulation und Digitalisierung wasserwirtschaftlicher Systeme.

Mit der Simulationsplattform SIMBA# steht ein Werkzeug zur Verfügung, das eine integrierte Betrachtung von Kläranlage, Kanalnetz und Gewässer ermöglicht.

4.1 Integrierte Modellierung in SIMBA#

SIMBA# kombiniert domänenspezifische Solver:

- Druckleitungsnetzwerke (EPANET-basierter Solver)
- Hydrologische und hydrodynamische Kanalnetzmodelle
- 1D-Fließgewässermodelle (RWQM1, SWQM1)
- Kläranlagen Reaktormodelle (ASM-basiert)
- Instrumentierungs-, Steuerungs- und Automatisierungsmodule

Damit lassen sich Fließ-, Stoff- und Energieflüsse über Systemgrenzen hinweg konsistent simulieren (Siehe Abbildung 1). Typische Anwendungen reichen von der Grob- und Detailplanung nach DWA-A 131 über Betriebsoptimierungen bis zu integralen Nachweisen gemäß DWA-A/M 102.

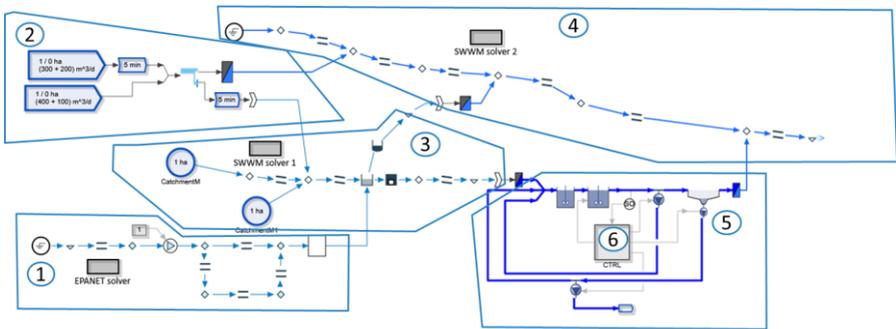


Abbildung 1: Beispiel für ein integriertes Modell in SIMBA mit unterschiedlichen Spezialsolvern (1 – Trinkwasser mit EPANET Solver, 2 Kanalnetz hydrologisch, 3 Kanalnetz hydrodynamisch, 4 Gewässer hydrodynamisch mit SWQM1, 5 Kläranlage mit ODE Solver, 6 MSR als Funktionsblöcke)

4.2 Energetische Betrachtungen

Erste Werkzeuge zur Bewertung von Energieaudits (DWA-A 216) und Energieflussanalysen sind in SIMBA# integriert.

Mit der Dynamperre-Bibliothek können elektrische und thermische Energieflüsse, Speicher und Managementstrategien dynamisch bilanziert werden – eine Grundlage für die Bewertung der Energieneutralität (Siehe Abbildung 2).

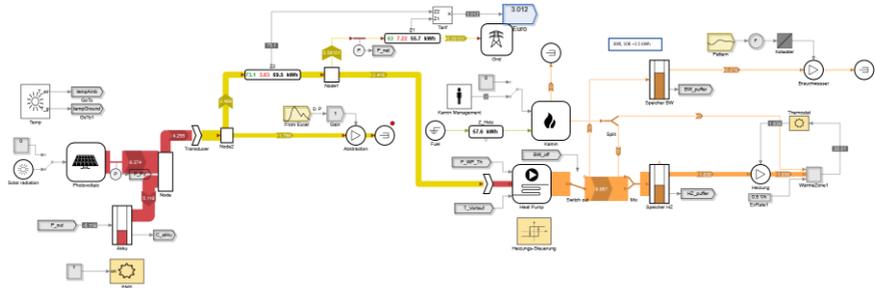


Abbildung 2: Beispiel (Einfamilienhaus) für ein energetisches Modell (Energiequellen, Speicher und Verbraucher)

4.3 Emissionsmodellierung

SIMBA# ermöglicht die Abbildung von CO₂- und CH₄-Emissionen, und seit 2024 werden Module zur N₂O-Modellierung entwickelt.

Erste Ergebnisse zeigen, dass N₂O-Emissionen sowohl in belüfteten (Nitrifikation) als auch unbelüfteten Zonen (Denitrifikation) signifikant auftreten können. Mit den Modellen lässt sich zumindest der stationäre Betrieb von Kläranlagen bezüglich der N₂O Emissionen abbilden, Effekte saisonale Umstellung sind bisher nicht abbildbar. Die erforderlichen Modelle sind deutlich komplexer (z.B. Hiatt & Grady 2008 kombinierte mit Pocquet et al. 2016) als bisher in der Planung verwendete Simulationsmodelle (HSG Methodik, siehe Ahnert et al. 2015 und Alex et al. 2025) (Siehe Abbildung 3).

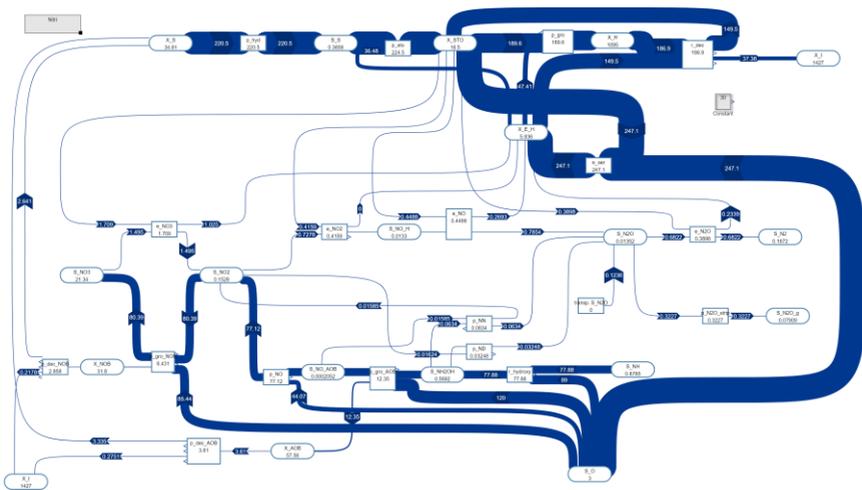


Abbildung 3: Animiertes Reaktionsnetzwerk eines Belebtschlammmodells mit Abbildung von N₂O, dargestellt ist ein Zustand im Nitrifikationsbecken.

Damit eröffnet sich ein neuer Ansatz, Treibhausgasemissionen modellbasiert zu quantifizieren und zu reduzieren.

4.4 Beispiele laufender Arbeiten

Aktuelle Projekte adressieren die Umsetzung der KARL-Anforderungen durch neue Modellansätze:

- Energieaudits nach DWA-A 216: Analyse der energetischen Teilprozesse, Ermittlung von Optimierungspotenzialen und Bewertung von Eigenenergiequellen.
- Dynamische Energiebilanzen: Kombination von hydraulischen und thermischen Modellen, um Betriebsstrategien zur Energierückgewinnung zu untersuchen.
- Mikroschadstoffe: Untersuchung kombinierter Verfahren (Ozonung, Aktivkohle, Oxidationsprozesse) zur Erreichung der 80 %-Eliminationsrate.
- Treibhausgase: Modellierung von N₂O-Emissionen im Rahmen des SIMBA-Anwendertreffens 2025 – mit mehreren Beiträgen zu Sensitivitäten, Unsicherheiten und Verifikationsstrategien.

Diese Aktivitäten zeigen, dass die Digitalisierung und Simulation bereits heute konkrete Beiträge zur Umsetzung von KARL leisten können.

5 Offene Herausforderungen und Ausblick

Trotz vorhandener Werkzeuge bestehen weiterhin erhebliche Lücken:

- Standardisierung von Modellierungs- und Bewertungsverfahren für GHG-Emissionen
- Vereinheitlichung der Energie- und Stoffstrombilanzen über alle Systemkomponenten
- Entwicklung praxistgerechter Nachweisverfahren für die 2 %-Frachtbegrenzung
- Datenverfügbarkeit und Integration aus unterschiedlichen Quellen (SCADA, GIS, Messnetze)

- Schulung und Akzeptanz bei Betreibern und Behörden

Langfristig wird KARL nicht nur die technische Planung verändern, sondern auch Digitalisierung, Automatisierung und Datenintegration in den Mittelpunkt rücken. Nur durch durchgängige Simulations- und Bewertungsketten kann die Komplexität der neuen Anforderungen beherrscht werden.

6 Zusammenfassung

Die neue EU-Kommunalabwasserrichtlinie KARL stellt die kommunale Abwasserwirtschaft vor erhebliche technische und organisatorische Herausforderungen.

Neben klassischen Reinigungszielen gewinnen Energieeffizienz, Klimaneutralität und Mikroschadstoffelimination stark an Bedeutung.

Simulation und Digitalisierung bieten dafür unverzichtbare Werkzeuge.

Mit SIMBA# steht eine Plattform bereit, die eine integrierte Betrachtung von Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer erlaubt und damit wesentliche Bausteine zur Umsetzung von KARL liefert.

Die nächsten Jahre werden zeigen, wie schnell Forschung, Softwareentwicklung und Betreiberpraxis diese neuen Anforderungen in belastbare und praxistaugliche Lösungen überführen können.

Referenzen

Europäische Kommission (2024): Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser (Neufassung, KARL).

DWA (2020): Arbeitsblatt A 102 – Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen.

DWA (2023): Arbeitsblatt A 216 – Energieaudits und Energieeffizienz in Kläranlagen.

Alex, J.; Dürrenmatt, D.J.; Langergraber, G.; Hobus, I.; Spering, V.: Voraussetzungen für eine dynamische Simulation als Bestandteil einer Kläranlagenbemessung nach DWA-A 131. KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall 62(5):436-446, 2015

Ahnert, M.; Alex, J.; Dürrenmatt, D.J.; Langergraber, G.; Hobus, I.; Schmuck, S.; Spering, V.: Dynamische Simulation als Bestandteil einer Kläranlagenbemessung nach DWA-A 131. KA - Korrespondenz Abwasser Abfall 62(7):615-624, 2015

Hiatt, W.C., Grady, C.P.L., 2008. An Updated Process Model for Carbon Oxidation, Nitrification, and Denitrification. Water Environ. Res. 80, 2145–2156. <https://doi.org/10.2175/106143008X304776>

M. Pocquet, Z. Wu, I. Queinnec, M. Spérandio 2016: A two pathway model for N₂O emissions by ammonium oxidizing bacteria supported by the NO/N₂O variation, Water Research, Volume 88, 2016, Pages 948-959, ISSN 0043-1354, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.11.029>.

ifak e.V. (2025): SIMBA# – Simulationsplattform für Abwasser- und Energieprozesse, www.ifak.eu

Alex, J. et al. (2025): Modellierung von Treibhausgasen in kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen, SIMBA-Anwendertreffen, Eisenach.

Dr. Jens Alex

ifak - Institut für Automation und Kommunikation e.V.

Werner-Heisenberg-Str. 1, 39106 Magdeburg

Tel.: +49 391 9901469

E-Mail: jens.alex@ifak.eu

Integrierte Pläne für die Abwasserbewirtschaftung – Eine Standortbestimmung für Rostock

Ove Syring, Rike Broer

Professur für Wasserwirtschaft, Universität Rostock

Kurzfassung / Abstract

Die neue EU-Kommunalabwasserrichtlinie formuliert in Artikel 5 und Anhang V Anforderungen an die Behandlung Misch- und Regenwasser-einleitungen zur Begrenzung der Gewässerbelastung. Zur Verringerung solcher Gewässerbelastungen sollen zukünftig integrierte Maßnahmen für die kommunale Abwasserbewirtschaftung erstellt werden. Diese müssen für große Siedlungsgebiete über 100.000 Einwohner bis Ende 2033, für Siedlungen zwischen 10.000 und 100.000 Einwohner, deren Misch- und/oder Regenwassereinleitungen eine Gefahr für die Umwelt oder öffentliche Gesundheit darstellen, bis Ende 2039 erstellt werden. Die erforderlichen Planungen umfassen eine Analyse der vorhandenen Kapazitäten der Kanalisation und detaillierte Maßnahmen, um die Verschmutzungen zu verringern. Es wird explizit gefordert, dass die emittierte Fracht aus Mischwasserentlastungen 2 % der jährlich gesammelten Trockenwetterfracht nicht überschreiten darf.

Das 2 %-Ziel wurde beispielhaft für das Einzugsgebiet der Rostocker Kläranlage geprüft. Dafür wurde mittels Langzeitmodellierung von zwei vergangenen Jahren die entlastete Fracht für einen fiktiven Stoffparameter berechnet. Für den Stoffparameter wurde der Worst Case Fall, also keine Abbau-, Absetz- oder Rückhalteprozesse, angenommen.

Es konnte gezeigt werden, dass in Rostock sowohl für das regenreiche Jahr 2021 als auch für das verhältnismäßig trockene Jahr 2022 das 2 %-Ziel weit unterschritten wird. Verallgemeinernd lässt sich feststellen, dass die in Deutschland geltenden Emissionsanforderungen des DWA-A 102-2 nicht direkt mit dem 2%-Ziel vergleichbar sind, aber im Grundsatz deutlich über die Anforderungen der EU-KARL hinausgehen.

1 Einleitung

Mit der Aktualisierung der EU-Kommunalabwasserrichtlinie „EU-KARL“ (EU, 2024) vom 27. November 2024 wurde neben der Verschärfung der Behandlungsanforderungen von Kläranlagen auch ein stärkerer Fokus auf die Verschmutz der Gewässer durch Mischwasserentlastungen und Regenwassereinleitungen gelegt. In der Vorgänger-Richtlinie wurde lediglich eine Begrenzung der Verschmutzung durch Mischwasserentlastungen ohne konkrete Größenordnung gefordert. In der Neufassung sind Misch- und Regenwassereinleitungen auch im Kontext des Klimawandels und damit einhergehenden Veränderungen im Niederschlagsgeschehen sowie einer Verstärkung in den Fokus gerückt. Gleichzeitig sind Lösungen immer unter der Berücksichtigung lokaler Gegebenheiten festzulegen. Angelehnt an die Wasserrahmenrichtlinie wurden als Umsetzungsmethode die Einführung von integrierten kommunalen Abwasserbewirtschaftungsplänen gewählt.

Neu ist das konkrete Ziel, den Trockenwetterfrachtaustrag in großen Siedlungsgebieten durch Mischwasserüberläufe auf maximal 2 % der jährlich gesammelten Trockenwetterfracht zu begrenzen.

Um eine erste Einschätzung für den Umsetzungsstand dieses Ziels in Deutschland zu erhalten, wurde diese Anforderung beispielhaft für das Siedlungsgebiet der Kläranlage Rostock überprüft.

2 Rechtlicher Hintergrund

2.1 Definition des Siedlungsgebietes

Rechtlich ist die Erstellung der integrierten kommunalen Abwasserbewirtschaftungspläne in Artikel 5 der EU-KARL geregelt. In Abhängigkeit der Einwohnerzahl im Siedlungsgebiet wird festgelegt, ob und wann ein integrierter Plan für die Abwasserbewirtschaftung erstellt werden muss. Ein Siedlungsgebiet ist dabei als ein zusammenhängend bevölkertes Gebiet mit einer oder mehreren Kläranlagen oder Einleitstellen definiert. Meist kann das Einzugsgebiet einer Kläranlage als Siedlungsgebiet verstanden werden.

2.2 Betroffene Siedlungsgebiete

Der Inhalt der integrierten Pläne für die kommunale Abwasserbewirtschaftung wird in Anhang V genauer spezifiziert. Danach müssen alle Siedlungsgebiete über 100.000 Einwohner grundsätzlich einen integrierten Plan für die Abwasserbewirtschaftung erstellen, da diese aufgrund ihrer Größe einen erheblichen Beitrag zur Verschmutzung der Gewässer beitragen. Siedlungsgebiete zwischen 10.000 und 100.000 Einwohnern müssen integrierte Pläne für die Abwasserbewirtschaftung erstellen, falls die Misch- oder Regenwassereinleitungen eine Gefahr für die Umwelt oder öffentliche Gesundheit darstellen, das 2 %-Ziel nicht erfüllt ist oder die Zielerfüllung einer der folgenden Bedingungen verhindert:

- Art. 5 (EU) 2020/2184 Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch
- Art. 5 (3) 2006/7/EG Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung
- Art. 3 2008/105/EG Umweltqualitätsnormen im Bereich Wasserpolitik
- Art. 4 2000/60/EG Wasserrahmenrichtlinie
- Art. 1 2008/56/EG Meeresstrategierichtlinie
- Art. 3 2006/118/EG Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung

Diese vorgeschaltete Risikobewertung soll bereits bis 31.12.2027 durchgeführt werden, d.h. die Aufgabenträger und zuständigen Behörden müssen zeitnah mit konkreter Situationsanalyse beginnen. Die Erstellung integrierter Pläne zur Abwasserbehandlung für Siedlungsgebiete unter 10.000 Einwohner wird jedoch nur als eine von mehreren ggf. zielführenden Maßnahmen genannt.

2.3 Zeitplan der Umsetzung

Zeitlich orientiert sich die Erstellung der integrierten Pläne an den Bewirtschaftungsplänen der jeweiligen Einzugsgebiete gemäß der Wasserrahmenrichtlinie. Die Fristen sind in Abbildung 1 zusammengefasst.

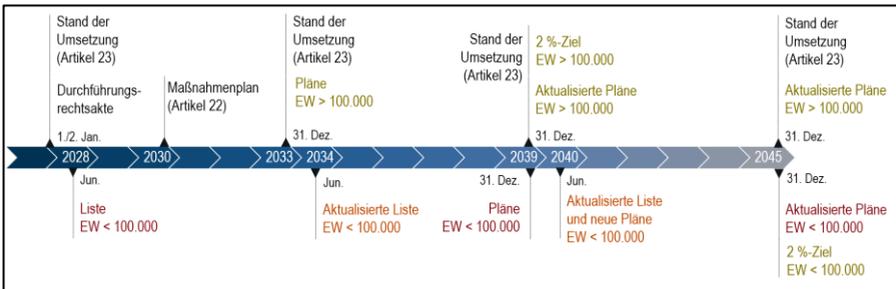


Abbildung 1: Fristen für die Umsetzung des Artikel 5 (EU-KARL)

Siedlungsgebiete größer 100.000 Einwohner müssen binnen 6 Jahre nach der Aktualisierung der Wasserrahmenrichtlinien-Bewirtschaftungspläne einen integrierten Plan für die kommunale Abwasserbewirtschaftung vorlegen. Für Siedlungsgebiete zwischen 10.000 und 100.000 Einwohnern muss zunächst bis Juni 2028 eine Liste mit den relevanten Siedlungsgebieten erstellt werden. Bis zum 31. Dezember 2039 müssen für diese Listen-Gebiete die integrierten Pläne erstellt werden. Sowohl die integrierten Pläne als auch die Liste der relevanten Siedlungsgebiete müssen alle 6 Jahre überprüft und aktualisiert werden. Wenn neue Gebiete in die Liste aufgenommen werden, muss binnen 6 Jahre ein integrierter Plan erstellt werden.

Die Erfüllung des 2 %-Ziels, als zentrales Ziel der integrierten Pläne, ist jeweils bis zum Ende des ersten Zyklus', also für Siedlungsgebiete über 100.000 Einwohnern zum 31. Dezember 2039 und für kleine Siedlungsgebiete bis zum 31. Dezember 2045, nachzuweisen.

Das Format der integrierten Pläne wird durch einen Durchführungsrechtsakt bis zum 2. Januar 2028 genauer definiert. Ebenfalls sollen weitere Vorgaben für die Wahl der durchzuführenden Maßnahmen und alternative Indikatoren zur Prüfung des 2 %-Ziels festgelegt werden.

Die erste Frist für die beteiligten Staaten ist der 1. Januar 2028. Bis zu diesem Datum in ca. 2 Jahren muss das nationale Durchführungsprogramm nach Artikel 23 der EU-KARL vorliegen. In diesem Programm muss unter anderem die Erfüllung des Artikel 5 bewertet werden. Das nationale Durchführungsprogramm wird ebenfalls im 6-Jahres Rhythmus aktualisiert.

Ab dem 31. Dezember 2030 müssen die Mitgliedsstaaten der Kommission in einem jährlichen Tonus die getroffenen Maßnahmen nach Anhang V zur Verfügung stellen.

2.4 Anhang V - Inhalt der integrierten Pläne

Der integrierte Plan für die kommunale Abwasserbewirtschaftung enthält eine Analyse der Ausgangssituation im Kanalnetz. Es müssen vorhandene Transport-, Speicher- und Behandlungskapazitäten im Niederschlagsfall zusammengetragen werden. Für Mischsysteme ist eine dynamische Strömungsanalyse für den Niederschlagsfall basierend auf Überwachungsdaten oder Modellierung nachzuweisen. Des Weiteren soll eine Schätzung von eingeleiteten Nährstofffrachten, des Mikroplastikgehalts und Schadstoffen erfolgen. Für die umwelt- und/oder gesundheitsgefährdenden Regenwassereinleitstellen muss die für die Maßnahmenplanung notwendige Überwachung beschrieben werden.

Unterstützt wird diese Analyse zukünftig durch die neu geforderte Überwachung nach Artikel 21 der EU-KARL. Danach muss die zuständige Stelle eine repräsentative Überwachung von Misch- und Regenwassereinleitungen sicherstellen. Diese Überwachung soll eine Schätzung von eingeleiteten Frachten und Konzentrationen ermöglichen und gegebenenfalls eine Datengrundlage für die Modellierung schaffen.

Des Weiteren soll der integrierte Plan Maßnahmen zur Verringerung von Verschmutzungen aus Misch- und Niederschlagswassereinleitungen enthalten. Konkret werden zwei Ziele genannt:

- Die durch Mischwasserüberläufe entlastete Trockenwetterfracht darf 2 % der jährlich gesammelten kommunalen Abwasserfracht, berechnet bei trockenen Witterungsbedingungen, nicht überschreiten. Dies gilt für die Parameter BSB₅, CSB, TOC, AFS, Gesamt-Phosphor und Gesamt-Stickstoff. Im Folgenden wird dieses Ziel als 2 %-Ziel bezeichnet.
- Die schrittweise Verringerung von Makroplastik.

Der Maßnahmenplan umfasst neben den eigentlichen Maßnahmen einen Zeitplan und eine Aufschlüsselung der beteiligten Akteure mit jeweiliger Zuständigkeit. Die Maßnahmen können in die folgenden drei Kategorien unterteilt werden:

- Präventivmaßnahmen: Vermeidung des Eindringens von unverschmutztem Niederschlagswasser in die Kanalisation; vorzugsweise durch die Nutzung von Grün-Blauen-Maßnahmen.
- Optimierung: Besseres Management und Optimierung bestehender Infrastruktur, Kanalisation, Speicherräume, Behandlungsanlagen zur Reduzierung von unbehandelten Einleitungen.
- Weitere Maßnahmen: Anpassung bestehender Infrastruktur für die Sammlung, Speicherung und Behandlung; Erschließung neuer Gebiete im Trennsystem; Schaffung von Grün-Blauer-Infrastruktur; Wasserwiederverwendung.

Die Umsetzung der Forderungen des Anhangs V erfordert allerdings noch konkrete Ausgestaltung. So ist z.B. die Ermittlung und Bilanzierung von Mikroplastikeinträgen und Spurenstoffen über die Siedlungsentwässerung bisher noch Stand der Forschung. Hier erscheint es sinnvoll, einen bestimmten Stand der Technik zu definieren, welcher geeignet ist, einen bestimmten Eliminationswirkungsgrad bezüglich dieser Stoffgruppen zu erreichen.

Weiterhin ist die Abstimmung sinnvoller messtechnischer Überwachungen und die Datenbereitstellung für Überwachungsbehörden ein wichtiger Diskussionspunkt

3 Bestandsaufnahme am Beispiel Rostock

Die EU-Karl schreibt im Rahmen der Integrierten Pläne eine Bestandsaufnahme der Transport-, Speicher- und Behandlungskapazität von kommunalen Abwasser im Siedlungsgebiet vor. Das Siedlungsgebiet entspricht am Beispiel Rostock dem Kanalnetz der Kläranlage Rostock. Die in dieser Untersuchung verwendeten Daten wurden von dem Betreiber des Kanalnetzes, der Nordwasser GmbH, zur Verfügung gestellt.

Der Rostocker Innenstadtbereich wird im Mischwassersystem entwässert, die neueren Stadtteile mit Großblockbebauung und Warnemünde sowie äußeren Randgebiete in Trennkanalisation. Zur Vereinfachung wird in der folgenden Auswertung und Analyse in Bereichen mit Trennkanalisation die reine Regenwasserkanalisation nicht mitberücksichtigt.

Das Kanalnetz der Kläranlage Rostock ist in Abbildung 2 vereinfacht durch Darstellung der Rohrleitungen abgebildet. Neben dem Stadtgebiet Rostocks sind auch eine Vielzahl von umliegenden Gemeinden an die Kläranlage Rostock angeschlossen. Einige ausgewählte Kennwerte des Kanalnetzes sind in Tabelle 1 aufgelistet.

Tabelle 1: Ausgewählte Kennwerte des Kanalnetzes der Kläranlage Rostock

Art		Anzahl / Länge	
	Haltungen	24.084	ca. 1.035 km
davon	Schmutzwasser	16.686	ca. 756 km
	Mischwasser	7.398	ca. 279 km
davon	Freigefälle	22.413	ca. 786 km
	Druckrohrleitung	1.671	ca. 249 km
Schächte		23.639	
Abwasserpumpwerke		310	

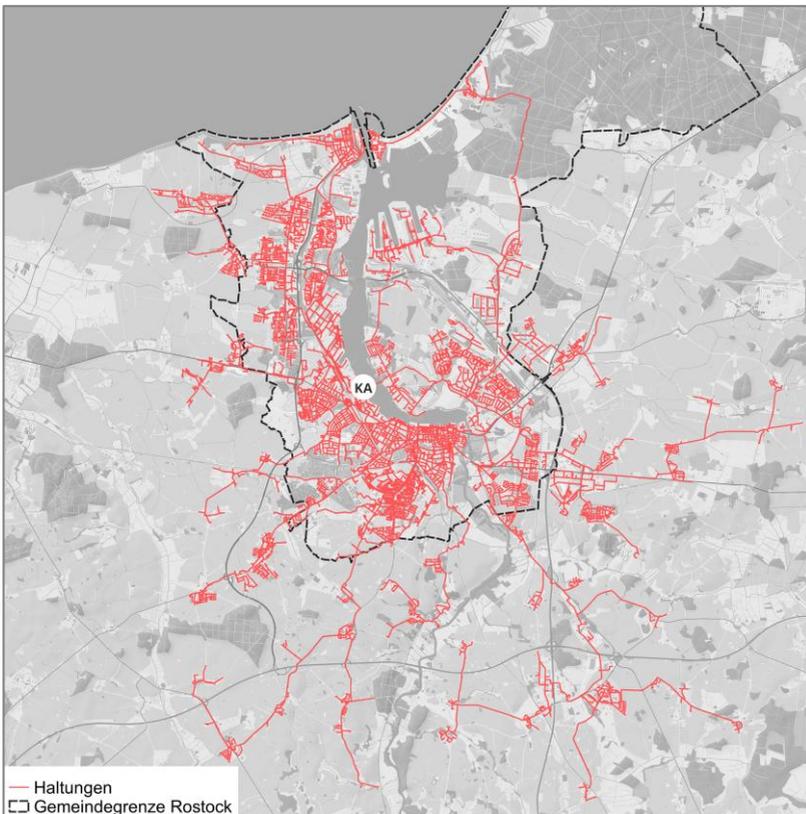


Abbildung 2: Überblick Kanalnetz der Kläranlage Rostock

Neben den räumlichen und geodätischen Informationen der Bestandteile des Kanalnetzes liegen weitere Informationen in Form von Attributen (z.B. Rohrdimensionen, Material), Speicher- und Pumpenkurven, Schmutzwassereinleitungen oder angeschlossene, befestigte Flächen in Regenwasser- und Mischwassergebieten vor.

Mit den vorliegenden Informationen kann rechnerisch oder modellgestützt die Ausgangssituation analysiert werden. Im Rahmen dieser Untersuchung wird sich auf den modelltechnischen Nachweis des 2 %-Ziels beschränkt, aber auch für die restlichen Analysen der Ausgangssituation sind hiermit gute Grundlagen vorhanden.

4 2 %-Ziel – Modelltechnischer Nachweis

4.1 Kanalnetzmodell Rostock

In der Zusammenarbeit zwischen der Professur für Wasserwirtschaft der Universität Rostock und der Nordwasser GmbH wurde das in Kapitel 3 beschriebene Kanalnetz in ein hydrodynamisches Niederschlag-Abfluss-Modell überführt. Modellierungssoftware ist das Storm Water Management Model SWMM der United States Environmental Protection Agency (Rossmann & Simon, 2022). Im Modell wird die Bildung von Oberflächenabfluss über diskrete Teileinzugsgebiete unter Berücksichtigung von Infiltration, Verdunstung und Mulden- bzw. Speicherverlusten berechnet. Die Strömung im Kanalnetz wird über die Saint-Venant-Gleichungen über den Dynamic Wave-Lösungsansatz modelliert. Verluste werden hierbei mit der Manning-Gleichung berechnet.

Das Kanalnetzmodell wurde durch durchgeführte Langzeitmessungen sowohl für den Trockenwetterabfluss wie auch für Regenereignisse kalibriert. Wichtigster Kalibrierungsparameter und Einflussgröße auf die abflusswirksame Niederschlagsmenge ist der Anteil der an die Kanalisation angeschlossenen befestigten Fläche jedes Teileinzugsgebietes. Dieser ergibt sich aus dem Produkt von drei Teilfaktoren: i) dem Befestigungsgrad, ii) der Durchlässigkeit der befestigten Fläche (relevant bei teilbefestigten Flächen) und dem iii) tatsächlichen Anschlussgrad.

Aus der Realnutzungskartierung 2019 und OpenStreetMap-Daten wurden die Straßen- und Dachflächen ermittelt. Diese bilden für die weitere Bestimmung die versiegelten Flächen.

Durch das Tool adois (automatic detection of impervious surfaces) (Maryniak, 2023) wurden aus 4-Band-Digitalen Orthophotos weitere befestigte Flächen bestimmt. Die hiermit bestimmten Flächen, welche nicht in den Straßen- und Dachflächen enthalten sind, werden als „sonstige befestigte Flächen“ angesetzt. Das sind vor allem Hofflächen, Parkplätze und öffentliche Plätze. Den so ermittelten Flächen wurden angelehnt an Literaturwerte ein Befestigungsgrad zugewiesen. Für die Dach- und Straßenflächen liegt dieser bei 0,9, für die sonstigen versiegelten Flächen bei 0,7.

Als maßgeblicher Kalibrierungsparameter verbleibt damit der reale Anschlussgrad der befestigten Flächen. Dieser wurde auf Basis zeitgleichen Niederschlags- und Durchflussmessungen kalibriert. Der Wert für die Dach- und Straßenflächen wurde mit 0,9 bestimmt, der Anschlussgrad der sonstigen befestigten Flächen ist je Gebiet und vorhandener Hauptnutzung (z.B. Siedlungsgebiet mit Einfamilienhäusern oder Altstadt-Bereich) unterschiedlich und liegt zwischen 0,39 und 0,9.

Die EU-KARL fordert den Schmutzfracht-Nachweis für alle Parameter aus Anhang I Tabelle 1 und ggf. Tabelle 2. Dies sind BSB5, CSB, TOC, AFS sowie ggf. Gesamt-Phosphor und Gesamt-Stickstoff. Zur Berechnung der entlasteten Trockenwetterfrachtmengen wurde hier fiktive Schmutzwasserparameter TW eingeführt. Die Konzentration von TW liegt bei allen Schmutzwassereinleitungen und dem Fremdwasser bei 1.000 mg/l, sodass das Abwasser unter trockenen Bedingungen immer eine Konzentration von 1.000 mg/l aufweist. Weiterhin wird TW als vollständig gelöst angenommen und nicht abbaubar angenommen. Entsprechend der Vorgaben der EU-KARL wird Regenwasser beim Nachweis des 2%-Ziels als unverschmutzt angenommen und dementsprechend im Modell mit einer TW-Konzentration von 0 mg/l versehen. Diese ermöglicht eine direkte Bilanzierung der emittierten Trockenwetterfrachten ohne Berücksichtigung von Absetz- oder Abbauprozessen. Kann der Nachweis für TW geführt werden, ist damit die Anforderung für alle genannten Parameter erfüllt.

Die Menge und Lage der Schmutzwassereinleitungen ins Kanalnetz wurden aus vorhandenen Wasserverbräuchen bestimmt und anhand der durchgeführten Messungen kalibriert.

4.2 Untersuchungsgebiet

Da das 2 %-Ziel auf die Entlastungsfrachten von Regenüberlaufen bzw. Mischwasserentlastungsbauwerken abzielt, ist es nicht notwendig, das gesamte Kanalnetz der Kläranlage Rostock zu modellieren. Das Untersuchungsgebiet beschränkt sich daher auf das Mischwassergebiet im Innenstadtbereich Rostocks, wie es in Abbildung 3 dargestellt ist.

Gebiete, die in Trennkanalisation entwässert werden und bei denen ausschließlich der Schmutzwasseranteil ins Mischwassersystem eingeleitet wird, wurden als Randgebiete gesondert simuliert. Da es bei Regenwetter zu keinen Änderungen in diesen Gebieten kommt, können sie durch einen mittleren Durchfluss bzw. Zufluss sowie eine Tagesganglinie im Modell abgebildet werden. Die Zuflüsse aus den Randgebieten sind in Abbildung 3 als schwarze Pfeile dargestellt. Insgesamt beträgt der Zufluss zum Modell aus den Randgebieten 389 l/s. Die größten Randgebiete sind die östliche Warnowseite sowie der Nordwesten Rostocks. Sie werden jedoch direkt der Kläranlage und nicht dem Mischwassergebiet zugeleitet. Die Zuflüsse aus den Randgebieten, die für die Mischwasserkanalisation relevant sind, betragen nur insgesamt 67,3 l/s.

Die Fläche der Teileinzugsgebiete, die in die Modellkanalisation einleiten, beträgt insgesamt 973 ha. Es werden neben dem Gesamtsystem der Kläranlage ebenfalls 12 relevante Entlastungsbauwerke auf das 2 %-Ziel untersucht. Die grobe Lage der Entlastungsbauwerke ist in Abbildung 3 mitdargestellt. Für die Validierung und das Aufzeigen von Durchflüssen wurde ein Untersuchungspunkt UP eingeführt. Dieser befindet sich in einem der Zuflüsse zum zentralen Netzknotenpunkt „Abwasserpumpwerk Werfstraße“ und umfasst als grobes Einzugsgebiet die Südstadt, Reutershagen und das Hansaviertel.

Um etwaige Wechselwirkungen des Kanalnetzes mit abzudecken wurde zusätzlich zur Mischwasserkanalisation auch die vorhandene, z.T. parallel liegende, Regenwasserentwässerung und deren Teileinzugsgebiete mitsimuliert. Die Mischwasserkanalisation und Regenentwässerung sind punktuell durch die Entlastungsbauwerke miteinander verbunden.

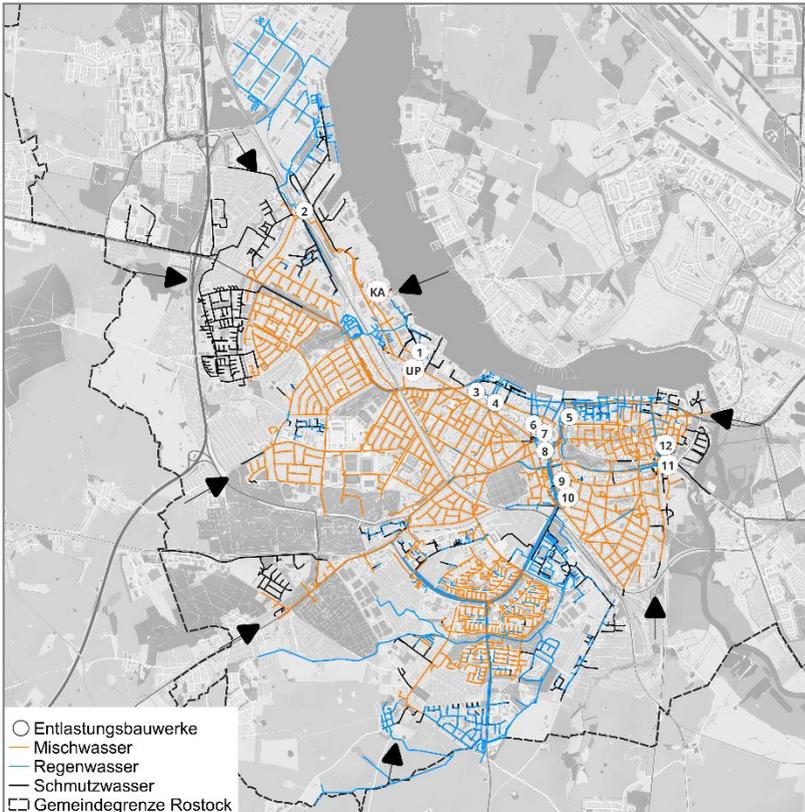


Abbildung 3: Kanalnetz im Untersuchungsgebiet

4.3 Eingangsdaten für das Modell

Wichtigste Eingangsgröße für Niederschlags-Abfluss-Modell ist der Niederschlag und insbesondere die zeitliche und räumliche Auflösung des Niederschlags. Je kleiner die zeitliche und räumliche Auflösung, desto besser können vor allem kurze, intensive Regenereignisse abgebildet werden. An der Professur für Wasserwirtschaft hat sich die Verwendung von DWD-Radardaten (RADKLIM-YW) bewährt. Das Produkt enthält kalibrierte 5-Minuten-Niederschlagsraten und hat eine Auflösung von 1 x 1 km. Für eine automatisierte Aufbereitung der Radardaten wurden an der Professur eine Auswertungssoftware und Implementierungstools entwickelt, sodass ein einfacher Download und Import ins Kanalnetzmodell möglich sind.

Im Untersuchungsgebiet befinden sich insgesamt 45 Radar-Rasterzellen, welche jeweils eine eigene Niederschlagsganglinie in 5-Minutenauflösungen aufweisen. Als Untersuchungsjahre wurden die Jahre 2021 und 2022 ausgewählt. Das Jahr 2021 weist über die 45 Rasterzellen eine mittlere Niederschlagsmenge von ca. 712 mm auf und kann somit als nasses Jahr angesehen werden. Die Durchschnittsniederschlagsmenge pro Jahr liegt für die DWD-Wetterstation Warnemünde bei ca. 620 mm. Das Jahr 2022 hingegen war mit ca. 498 mm ein trockenes Jahr.

In Abbildung 4 ist der zeitliche Verlauf einer Beispiel-Rasterzelle dargestellt. Das Jahr 2021 weist einen sehr nassen Januar (ca. 147 mm), relativ nassen Juli und August sowie eine recht gleichmäßige Niederschlagsverteilung über das restliche Jahr auf. Das Jahr 2022 ist geprägt durch mehrere Trockenperioden (z.B. im März, April und Anfang Mai, Oktober und November) und durch mehrere stärkere Regenereignisse, welche durch sprunghafte Anstiege der Niederschlagssummenlinie deutlich werden. Vor allem Ende Mai und der September sind durch starke Regenereignisse geprägt.

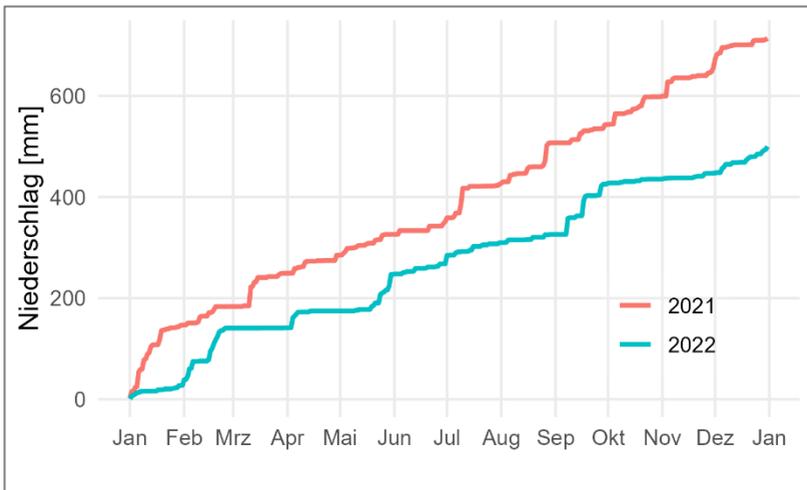


Abbildung 4: Niederschlagssummenlinie einer ausgewählten Rasterzelle

4.4 Ergebnisse

4.4.1 Simulationsergebnisse am Untersuchungspunkt

Um die Simulationsergebnisse der 2-Jahressimulation zu validieren, wurde die Durchflüsse am Untersuchungspunkt UP ausgewertet. An trockenen Tag schwankt der Durchfluss am Untersuchungspunkt über den Tagesverlauf zwischen ca. 45 l/s in der Nacht und ca. 130 l/s in der Abflussspitze gegen 10:30 Uhr. Der mittlere Durchfluss beträgt ca. 95 l/s.

In Abbildung 5 sind die jeweiligen Tagesmaxima des Durchflusses am Untersuchungspunkt über die 2 Simulationsjahre dargestellt. Analog zur Niederschlagssummenlinie sind auch hier die Trockenzeiten sehr gut sichtbar. Durch das große Einzugsgebiet werden bereits bei schwächeren Regenereignissen Durchflüsse von mehr als 1.000 l/s erreicht. Besonders deutlich stehen hierbei zwei Regenereignisse Ende Mai 2022 heraus, auf die im Folgenden kurz eingegangen werden soll.

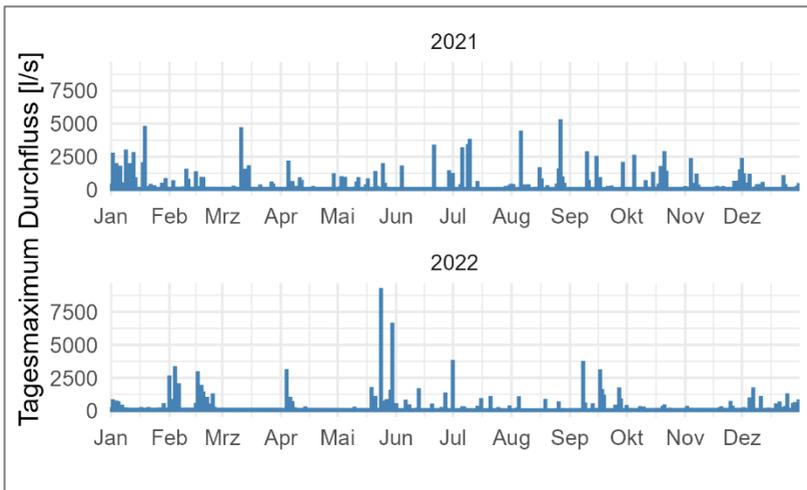


Abbildung 5: Tagesmaximum des simulierten Durchflusses am Untersuchungs-
punkt

Am 24.05.2022 wird mit einem maximalen Durchfluss von über 9.000 l/s der größte Durchfluss im Simulationszeitraum erreicht. Maßgeblich hierfür ist ein Regenereignis mit ca. 15 mm Niederschlag in 30 Minuten, was eingeordnet in den Starkregen katalog KOSTRA-DWD-2020 einem 3-jährlichem Niederschlagsereignis entspricht.

In Abbildung 6 ist der zeitliche Verlauf des Durchflusses und der Konzentration des fiktiven Stoffparameters TW für den 29.05. und 30.05.2022 dargestellt. Das Regenereignis am 30.05. stellt gemessen am Durchfluss am Untersuchungspunkt mit im Maximum ca. 6.590 l/s das zweitstärkste Ereignis dar. Innerhalb von 3 Stunden kam es hier zu einem Niederschlag von ca. 22,5 mm, was einem 2-jährlichem Niederschlagsereignis entspricht. Durch die starke Reduzierung der Konzentration des fiktiven Stoffparameters TW wird die Verdünnung des Schmutzwassers durch das Regenwasser deutlich. Je geringer die Stoffkonzentration, desto größer ist der Anteil des Regenwassers am Durchfluss.

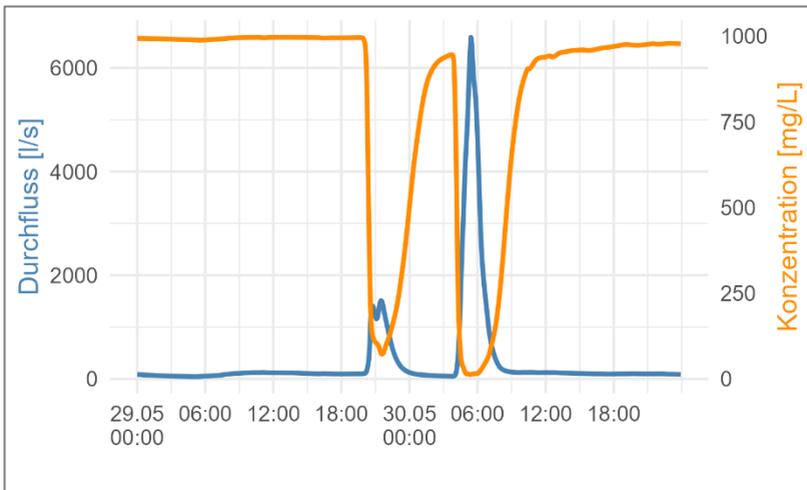


Abbildung 6: Simulierter Durchfluss und Konzentration am Untersuchungspunkt für den 29.05 und 30.05.2022

4.4.2 2 %-Ziel – Gesamtsystem der Kläranlage

Maßgeblich für die Untersuchung des 2 %-Ziels ist die Bestimmung der jährlich gesammelten kommunalen Abwasserfracht unter trockenen Witterungsbedingungen. Hierfür wurde das vorangegangene beschriebene Kanalnetzmodell im Untersuchungsgebiet drei Wochen ohne Niederschlagsinput simuliert. Die ersten beiden Wochen dienen hierbei als Anlaufphase des Modells, während die dritte Woche zur Bestimmung der Trockenwetterfracht des Siedlungsgebiets verwendet wurde.

Für die Betrachtung des Gesamtsystems ist die zugeführte Fracht des fiktiven Stoffparameters TW zur Kläranlage maßgeblich. Die in der dritten Woche der Trockenwettersimulation modellierte (Wochen-)Fracht wurde hierfür vereinfacht auf das gesamte Jahr bzw. auf die beiden simulierten Jahre 2021 und 2022 hochgerechnet. Die Gesamtfracht unter trockenen Bedingungen für die beiden Jahre beträgt hiernach 36.208 Tonnen.

Die berechnete Gesamtfracht unter trockenen Bedingungen kann anschließend mit der Fracht des fiktiven Stoffparameters verglichen werden, die in der Langzeitsimulation mit Niederschlag über die Jahre 2021 und 2022 der Kläranlage zufließt. Jegliche Fracht, die in der Langzeitsimulation nicht der Kläranlage zugeführt wird, wird über eines der Entlastungsbauwerke abgeschlagen. Im Ergebnis der Simulation gelangen in den 2 Jahren insgesamt 36.103 Tonnen des fiktiven Stoffparameters zur Kläranlage, was 99,71 % der Trockenwetter-Zweijahresfracht beträgt; der über Entlastungen abgeschlagene Anteil liegt also bei 0,29 %. Damit wird 2 %-Ziel wird für das Gesamtsystem deutlich unterschritten.

4.4.3 2 %-Ziel – Einzelbetrachtung der Entlastungsbauwerke

Die Umsetzung der EU-KARL in nationales Recht lässt noch offen, ob das 2 %-Ziel ausschließlich auf das Gesamtsystem einer Kläranlage bezogen werden muss oder ob jedes Entlastungsbauwerk das beschriebene 2 %-Ziel einzuhalten hat. Im Deutschen Recht sind nach der Arbeits- und Merkblattreihe DWA-A/M 102 (DWA, 2022) auch bauwerksbezogene Einzelnachweise für Entlastungsbauwerke notwendig. Aus diesem Grund wurden mittels der Langzeitsimulation der Jahre 2021 und 2022 die in Abbildung 3 dargestellten, 12 relevanten Entlastungsbauwerke im Innenstadtbereich Rostocks auf das 2 %-Ziel untersucht.

Die jeweilige Trockenwetterfracht wurde analog zum Gesamtsystem aus der Trockenwettersimulation bestimmt, maßgeblich hierbei ist die Fracht des fiktiven Stoffparameters in der Drosselleitung des jeweiligen Entlastungsbauwerkes. Die so ermittelte Trockenwetter-Jahresfracht kann mit der entlasteten Frachtmenge je Jahr des Entlastungsbauwerkes verglichen werden. In Tabelle 2 sind die Ergebnisse der Untersuchung des 2 %-Ziels für die relevantesten Entlastungsbauwerke aufgelistet. Neben der prozentualen entlasteten Frachtmenge im Vergleich zur jährlichen Trockenwetterfrachtmenge des fiktiven Stoffparameters sind auch die Anzahl der Tage mit Entlastung aufgelistet. Ein Tag mit Entlastung ist hierbei so definiert, dass es zu mindestens einem 5-Minutenauswertungsintervall zur Entlastung durch das Entlastungsbauwerke, i.d.R. Durchfluss über das Wehr, kam.

Die genaue Entlastungsdauer wurde hierbei nicht mitausgewertet.

Tabelle 2: Auswertung des 2 %-Ziels für relevante Entlastungsbauwerke

Nr.- Entlastungs- bauwerk	Entlastete Frachtmenge im Vergleich zum Trockenwetter [%]		Tage mit Entlastung
	2021	2022	
1	0,8	0,46	99
2	0,3	0,18	70
3	0,01	0,01	3
4	0,02	0,02	33
5	0,05	0,03	24
6	0,01	0,01	4
7	0	0,01	3
8	0,92	0,62	158
9	0,05	0,03	51
10	0,03	0,02	26
11	0,02	0,02	4
12	0,01	0,01	14

Es wird deutlich, dass neben dem Gesamtsystem der Kläranlage auch jedes der einzelnen Entlastungsbauwerke das 2 %-Ziel in den Jahren 2021 und 2022, d.h. sowohl in einem nassen wie auch in einem trocknen Jahr, einhält. Hervorgehoben in der Tabelle sind die Werte der Entlastungsbauwerke Nr. 1 und 8, welche im Vergleich zu den anderen Entlastungsbauwerken die höchsten Entlastungsprozente sowie Tage mit Entlastung aufweisen. Die beiden Entlastungsbauwerke sind die wichtigsten und relevantesten Entlastungsbauwerke der Stadt Rostock und sind über die zwei simulierten Jahre für ca. 98,5 % der Entlastungsfracht des fiktiven Parameters verantwortlich.

5 Zusammenfassung und Ausblick

Die neue EU-Karl fordert mit den integrierten Plänen eine detaillierte Auflistung von Informationen zum Kanalnetz. Es konnte aufgezeigt werden, dass in Rostock viele dieser Informationen inklusive räumlichen Informationen vorliegen. Weitere Informationen wie Mikroplastikeinträge und „einschlägige Schadstoffe“ sind in Zusammenarbeit aller Beteiligten zu erarbeiten. Ebenfalls wurden die vorliegenden Kanalnetzinformationen in Zusammenarbeit der Nordwasser GmbH und der Professur für Wasserwirtschaft in ein hydrodynamisches Kanalnetzmodell überführt, mit welchem vielfältige Fragestellungen beantwortbar sind.

In Bezug auf die Begrenzung von Mischwasserentlastungen des vorliegenden Kanalnetzes setzt die EU-KARL für alle relevanten Schmutzfrachtparameter das Ziel, dass maximal zwei Prozent der jährlichen Trockenwetterfracht über Entlastungsbauwerke entlastet werden dürfen, ohne dass diese Fracht in der Kläranlage behandelt wird. Die EU-KARL definiert nicht klar, ob sich das 2 %-Ziel ausschließlich auf das Gesamtsystem bezieht oder ob auch jedes einzelne Entlastungsbauwerk das Ziel einzuhalten hat. Aus diesem Grund wurden das Gesamtsystem sowie alle relevanten Entlastungsbauwerke mittels Modellsimulation der Jahre 2021 und 2022 auf das 2 %-Ziel untersucht. Hierfür wurde als Worst Case der fiktive Stoffparameter TW eingeführt. Dabei konnte deutlich dargestellt werden, dass das Mischwasserkanalnetz im Rostocker Innenstadtbereich das in der EU-KARL festgelegte Ziel von maximal 2 % einhält. Denn sowohl das Gesamtsystem als auch alle Entlastungsbauwerke halten in den beiden Simulationsjahren, von denen das Jahr 2021 mit ca. 712 mm deutlich über dem Durchschnitt liegt, das 2 %-Ziel ein.

Ein direkter Vergleich der Vorgaben der EU-KARL mit dem DWA-A 102-2 ist nur bedingt möglich, da das dort definierte Nachweis-Verfahren andere Kriterien definiert („Zentralbecken-Ansatz“). Eine Überschreitung des 2 %-Ziels von regelwerkskonformen Systemen ist jedoch kaum zu erwarten. Im Gegensatz zum DWA-A 102-2 enthält die EU-KARL keine verbindlichen Vorgaben für verschmutztes Niederschlagswasser aus dem Trennsystem.

Mit der Definition flächendifferenzierter Belastungen über den Parameter AFS63 und einer konkreten Zielgröße am Einleitpunkt ($< 280 \text{ kg/ha-a}$) formuliert das DWA-A 102-2 wesentlich weitreichendere Ziele für den Gewässerschutz, gerade für die Regionen oberhalb des „Mischwasseräquators“. Abschließend ist damit festzuhalten, dass die EU-KARL mit dem neuen 2 %-Ziel für Mischsysteme schwächere Ziele als die in Deutschland geltenden allgemeinen anerkannten Regeln der Technik verfolgt.

Mit dem vorliegenden Schmutzfrachtmodell ist ebenfalls der Abtrag von Schadstoffen bzw. Frachten von kanalisierten, angeschlossenen Flächen simuliert und untersuchbar. Dafür liegt u.a. eine geschlossene Belastungskategorisierung nach DWA-A 102-2 Anhang A vor (Schneider et al., 2022). Angesichts der zahlreichen Regenwassereinleitungspunkte ist eine Maßnahmenentwicklung für Trennsysteme ist aber ungleich herausfordernder und kostenintensiver. Dies ist sicher ein wesentlicher Grund für die Zurückhaltung der EU-KARL in diesem Bereich.

Vor diesem Hintergrund ist die Überführung des Artikels 5 der neuen EU-KARL in nationales Recht mit Spannung zu erwarten.

Referenzen

- DWA (2020-2022): Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer, Arbeits- und Merkblattreihe DWA-A/M 102 (BWK-A/M 3), Teile 1 bis 5, DWA-Regelwerk, Hennef
- EU (2024) Directive (EU) 2024/3019 of the European Parliament and of the Council on urban waste-water treatment (recast). Official Journal of the European Union, L 3019, 12 December 2024.
- MARYNIAK M. (2023): Automatic detection of impervious surfaces [Python-Skript], Westfälische Hochschule Gelsenkirchen. <https://github.com/geospaitial-lab/adois>
- ROSSMANN, L.A. und M.A. SIMON, 2022. Storm Water Management Model User's Manual Version 5.2. Cincinnati.
- Schneider M., Schilling J., Tränckner J., Winkler U., Berbig J., Sahlbach T., Krause K. (2022) Erfahrungen bei der Nutzung von Geodaten zur stofffrachtbezogenen Flächenkategorisierung nach dem Merkblatt DWA-A 102-2; Korrespondenz Abwasser, 69 (8), 660-670

Ove Syring

Universität Rostock, Fakultät für Agrar, Bau und Umwelt
Professur für Wasserwirtschaft
Satower Straße 48, 18059 Rostock
Tel.: 0381 498-3472
E-Mail: ove.syring@uni-rostock.de

Rike Broer

Universität Rostock, Fakultät für Agrar, Bau und Umwelt
Professur für Wasserwirtschaft
Satower Straße 48, 18059 Rostock
Tel.: 0381 498-3471
E-Mail: rike.broer@uni-rostock.de

4. Reinigungsstufe auf dem Weg in den Betriebsalltag – Handlungsspielräume und Ansätze für maßgeschneiderte Lösungen

Sven Lyko

Emschergenossenschaft und Lippeverband

1 Einleitung

Emschergenossenschaft und Lippeverband (EGLV) beschäftigen sich seit vielen Jahren mit der weitergehenden Abwasserbehandlung zu Elimination von Spurenstoffen. In diesen Jahren hat das Thema in der Fachöffentlichkeit verschiedene Entwicklungsstadien durchschritten, die sich auch in den Arbeiten bei EGLV widerspiegeln:

- Investigative Monitorings von Abwasseranlagen und Gewässern
- Halbtechnische Pilotuntersuchungen zu Eliminationsverfahren
- Pilotuntersuchen zur Behandlung von Krankenhausabwasser
- Regionale Pilotprojekte zur Reduzierung von Arzneimittlrückständen an der Quelle
- Großtechnische Pilotuntersuchungen zu ausgewählten Verfahren
- Wissenschaftliche Begleitprojekte zur Bewertung der Pilotanlagen

Mittlerweile wurde mit der EU-Kommunalabwasserrichtlinie der Stand der Technik auch bezüglich Spurenstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen fortgeschrieben.

Dieser Beitrag skizziert anhand zweier Beispiele, wie sich diese Entwicklung auf die Umsetzung der sogenannten 4. Reinigungsstufe bei EGLV auswirkt:

- 4. Reinigungsstufe auf der Kläranlage Bad Sassendorf
- Dialogprozess zur Auswahl relevanter Kläranlagenstandorte für den Ausbau zur Spurenstoffelimination

2 4. Reinigungsstufe auf der Kläranlage Bad Sassendorf

Im Jahr 2009 wurde die erste 4. Reinigungsstufe zur Spurenstoffelimination Deutschlands auf der Kläranlage Bad Sassendorf vom Lippeverband in Betrieb genommen. Die Auswahl der Kläranlage erfolgte damals auch aufgrund der überdurchschnittlich hohen Altersstruktur und Krankenhausdichte der Gemeinde. Das Abwasser ist kommunal geprägt und weitgehend frei von industriellen Einflüssen.

2.1 Verfahrenskonzept

Die Anschlussgröße der Kläranlage beträgt 12.000 E. Durch den Einsatz von Ozon sollen die nach der biologischen Behandlung derzeit im Ablauf verbleibenden organischen Spurenstoffe weitgehend oxidiert bzw. für einen biologischen Abbau im vorhandenen Schönungsteich verfügbar gemacht werden. Das zu behandelnde biologisch gereinigte Abwasser wird in den abgedeckten Ozonierungsreaktor geleitet. Die weitergehende Reinigungsstufe ist zweistraßig konzipiert und besitzt ein Gesamtvolumen von 65 m³. Die hydraulische Aufenthaltszeit des Abwassers beträgt etwa 13 Minuten bei der maßgebenden Auslegungswassermenge von 300 m³/h (Trockenwetterzufluss). Eine Beaufschlagung des Beckens mit dem Mischwasserzufluss ist möglich. Die HRT in den Reaktionsbecken reduziert sich dabei entsprechend von 13 Minuten im Trockenwetterfall auf rund sechs Minuten. Der Eintrag des Ozons erfolgt durch Keramik Diffusoren an der Beckensohle. Die Gasmengen der einzelnen Stränge des Eintragungssystems können weitgehend unabhängig voneinander eingestellt werden. Der Ozongenerator ist für Dosierungen bis zu 20 mg O₃/L (4,7 kg O₃/h) ausgelegt.

Nach der oxidativen Behandlung wird das Abwasser dem vorhandenen Nachbehandlungsteich zugeführt (mittlere Verweilzeit ca. 1,5 Tage) und von dort in das Gewässer Rosenaue geleitet (Abbildung 1). Die Ablaufozonung ist seit Januar 2010 im Dauerbetrieb.

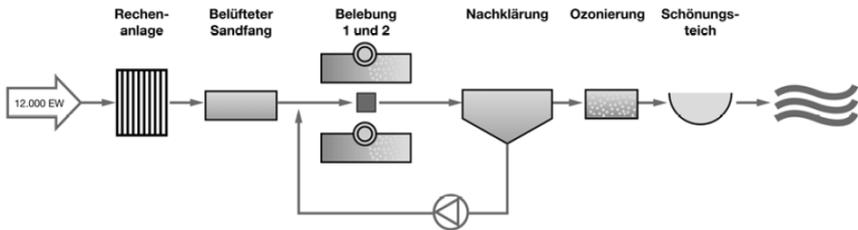


Abbildung 1: Fließschema der Kläranlage Bad Sassendorf mit 4. Reinigungsstufe (Grün et al., 2009)

Für Betriebsergebnisse der 4. Reinigungsstufe wird auf die entsprechenden Publikationen der wissenschaftlichen Begleitprojekte verwiesen (ARGE, 2011, ARGE, 2011a, Jagemann et al., 2012).

An dieser Stelle sollen lediglich wesentliche Betriebserfahrungen geteilt werden. Grundvoraussetzung für die Sicherstellung einer großtechnischen Ozonierung von kommunalem Kläranlagenablauf ist geschultes und motiviertes Personal. Die höheren Sicherheitsauflagen beim Umgang mit Ozon sind betrieblich beherrschbar. Eine 4. Reinigungsstufe kann bei entsprechend frühzeitiger Einbindung des Betriebspersonals in den Planungsprozess in den Betriebsalltag integriert werden.

3 Dialogprozess zur Auswahl relevanter Kläranlagenstandorte für den Ausbau zur Spurenstoffelimination

Die Untersuchungen in Bad Sassendorf fanden neben vielen Weiteren Einzug in die Bewirtschaftungsplanung zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in NRW.

Im Ergebnis wurden im Maßnahmenprogramm NRW 2016 – 2021 Maßnahmen an 30 Kläranlagen von Lippeverband und Emschergenossenschaft gefordert. Die Maßnahmen reichten von Monitoring, über Machbarkeitsstudien bis hin zum Ausbau von Kläranlagen zur Spurenstoffelimination.

Um Grundlagen für eine Entscheidungsfindung über Aufwand und Wirksamkeit eines Ausbaus kommunaler Kläranlagen von EGLV zur Spurenstoffelimination vorzulegen, wurde gemeinsam mit den zuständigen Bezirksregierungen Arnsberg, Düsseldorf und Münster eine systematische Vorgehensweise konzipiert. Diese bestand aus einer Kombination von Monitoring, Machbarkeitsstudien und Stoffflussbilanzierung, die im Ergebnis eine Bewertung der Kosteneffizienz von Ausbaumaßnahmen zur Spurenstoffelimination ermöglicht.

Die Umsetzung dieser Vorgehensweise erfolgte in enger Zusammenarbeit zwischen dem Lippeverband und den Bezirksregierungen über einen begleitenden Lenkungskreis. Dabei wurde in verschiedenen Arbeitsgruppen die zu untersuchende Parameter und die Messstellen für das Monitoring festgelegt und die Rahmenbedingungen für die sogenannten technischen Machbarkeitsstudien verabredet.

Unter anderem wurden im Messprogramm 96 Proben an 37 Messstellen auf 131 Parameter untersucht, darunter 16 Messstellen an Zu- und Abläufen von ausgewählten Kläranlagen und 21 Messstellen im Gewässer. An acht ausgewählten Kläranlagen wurde eine technische Machbarkeitsstudie zur Spurenstoffelimination durchgeführt. Aus den ermittelten Kosten wurden Kostenfunktionen erzeugt, die zur Abschätzung der Ausbaukosten an weiteren Standorten herangezogen wurden. Mit einem Stoffflussbilanzmodell wurde die Wirkung von ausgewählten Ausbauszenarien ermittelt. Schließlich erfolgte eine Wirtschaftlichkeitsbetrachtung von Ausbauszenarien und kläranlagenspezifischen Maßnahmen hinsichtlich verschiedener Ziele.

Neben ausgewählten Spurenstoffen wurden weitere gewässerrelevante Parameter, i.W. Gesamt-Phosphor-Konzentration bewertet. Die Beurteilung für die Leitparameter erfolgte anhand von Qualitätszielen im Gewässer.

Das Stoffflussbilanzmodell für das Einzugsgebiet der Lippe mit dem Modellansatz GREAT-ER wurde so kalibriert, dass die modellierten Gewässerkonzentrationen und -frachten im Ist-Zustand bei MQ gut mit den Messungen übereinstimmten. Die modell-technische Bewertung der Ausbauszenarien zeigt, dass selbst mit dem Ausbau aller Kläranlagen des Lippeverbands mit einer Ausbaugröße über 10.000 EW die Qualitätsziele für Amidotrisoesäure, Ibuprofen und Diclofenac nicht flächendeckend im Gewässer eingehalten werden. Jedoch können mit einer gezielten Auswahl von Kläranlagenstandorten über die streckengewichtete Fracht für den Ausbau von Spurenstoffeliminationsstufen die Konzentrationen von Diclofenac in den Gewässern Lippe, Ahse, Seseke und Stever auf bzw. unter 100 ng/L reduziert werden.

Die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung zeigte, dass mit Bezug auf die hier betrachteten Nutzenkategorien eine gezielte Kläranlagenauswahl der pauschalen Auswahl nach Ausbaugröße von Kläranlagenstandorten für die Spurenstoffelimination vorzuziehen ist. Dabei hat insbesondere der Ausbau von Kläranlagen mit einer hohen Strahlwirkung in Kombination mit einer großen Entlastungsfracht und einem großen Abwasseranteil im Gewässer eine hohe Kosteneffizienz.

Sven Lyko – Reinigungsstufe auf dem Weg in den Betriebsalltag – Handlungsspielräume und Ansätze für maßgeschneiderte Lösungen

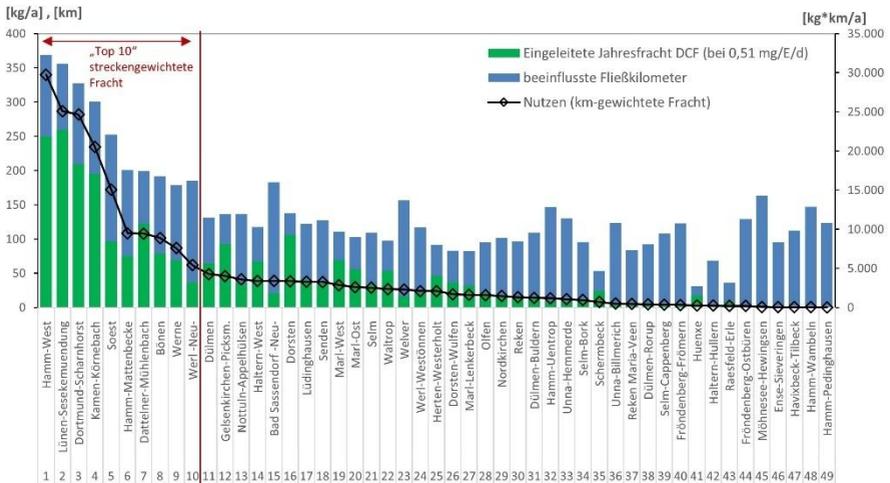


Abbildung 2: Eingeleitete Diclofenac-Jahresfracht und beeinflusste Fließkilometer je Kläranlage des Lippeverbandes mit Sortierung nach streckengewichteter Emission (Nafu et al., 2022)

Im Rahmen des Auswahlprozesses relevanter Kläranlagenstandorte wurde auch die Frage der Auslegungswassermenge untersucht. Im Ergebnis zeigte sich, dass eine Vollstromauslegung der Spurenstoffeliminationsstufe nicht zwangsläufig kosteneffizienter ist, als die Teilstrombehandlung. Dem größeren Nutzen im Hinblick auf die Reinigungsleistung einer Vollstrombehandlung stehen insgesamt höhere Kosten sowohl beim Ausbau als auch im Betrieb gegenüber. Im Ergebnis zeigte sich, dass der Ausbau von Kläranlagen im Teilstrom ökonomisch wesentlich effizienter ist als im Vollstromverfahren.

4 Fazit

Die beiden Beispiele skizzieren wichtige Eckpfeiler des Ausbaupfades kommunaler KA bei EGLV. Auf Basis praxisrelevanter Forschungsergebnisse und enger Abstimmung mit Genehmigungsbehörden wurde ein Ausbauplan verabredet, der ökonomischen und ökologischen Gesichtspunkten eines Flussgebietes gleichermaßen Rechnung trägt. Die Fortschreibung des Standes der Technik durch die EU-Kommunalabwasserrichtlinie bestätigt zu großen Teilen die bei EGLV getroffenen Festlegungen und unterstützt die Umsetzung des Ausbauplans.

Referenzen

- ARGE (2011): Arbeitsgemeinschaft Spurenstoffe NRW, Teilprojekt 6: Elimination von Arzneimittlrückständen in kommunalen Kläranlagen. Bericht über die Phase 1 der Untersuchungen, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, zum 30.6.2011, <http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/abwasser.htm>
- ARGE (2011a). Abschlussbericht zum MKULNV Forschungsvorhaben Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren Vergabenummer, Schlussbericht Phase 1 „Teilprojekt 10 – Metabolitenbildung beim Einsatz von Ozon“, 2011.
- Grün E., Teichgräber B., Jagemann P. (2009). Maßnahmen zum Aufbau technologischer Kompetenz zum Umgang mit Spurenstoffen. Korrespondenz Abwasser, Abfall 56(6), 578-583.
- Jagemann, P., Lyko, S., Herbst, H., Türk, J. (2012). Ergebnisse der großtechnischen Versuche zur Entfernung von Mikroverunreinigungen auf den Kläranlagen Bad Sassendorf und Duisburg-Vierlinden. Proceedings der 45. Essener Tagung, GEWÄSSERSCHUTZ - WASSER - ABWASSER, Aachen 2012, ISBN 978-3-938996-36-2.

Lippeverband (2021): Spurenstoffe in der Lippe - Situationsanalyse der Gesamtemissionen und Szenarienbetrachtung zur Reduktion der Einträge auf Kläranlagen im Lippeverbandsgebiet, Gefördert durch das Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, vertreten durch die Bezirksregierung Arnsberg; Förderkennzeichen: 54.20.80-003/2017-002

Nafo et al. (2022). Identifizierung und Priorisierung von kommunalen Kläranlagen zur Spurenstoffelimination in einem Flussgebiet. Korrespondenz Abwasser 6, 512-526.

Sven Lyko
Emscher-genossenschaft und Lippeverband
Kronprinzenstr. 24, 45128 Essen
Tel.: +492011042538
E-Mail: Lyko.Sven@eglv.de

Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft – Forschungsergebnisse und Stand der Regulatorik für das Risikomanagement

Pascal Hasselder¹, Manuela Helmecke²

¹Umweltbundesamt – FG II 3.3 Wasseraufbereitung

² Umweltbundesamt – FG II 2.1 Übergreifende Angelegenheiten Wasser
und Boden

Kurzfassung

Die Verwendung von aufbereitetem Abwasser für landwirtschaftliche und urbane Bewässerung gewinnt neben seiner globalen Bedeutung auch in Deutschland an Relevanz. Die Europäische Verordnung (2020/741) erlangte 2023 Gültigkeit und stellt einen regulatorischen Rahmen zur Verfügung. Die nationale Umsetzung der Verordnung in Deutschland wird in Zukunft erfolgen. Die Merkblattreihe DWA-M 1200 stellt ergänzend dazu technische Empfehlungen bereit. Insbesondere organische Spurenstoffe sind im Kontext der Wasserwiederverwendung und dem Ablauf kommunaler Kläranlagen relevant, jedoch regulatorisch bisher wenig erfasst. Die Laboranalysen der Vielzahl an Parametern sowie die Bewertung der assoziierten Risiken stellt eine Herausforderung für die Umsetzung dar. Die richtige Parameterauswahl und ein geeignetes Angebot an Laboranalytik sind wichtige Kriterien für die Machbarkeit.

1 Einleitung

Wasserknappheit betrifft zahlreiche Lebensbereiche in vielen Regionen weltweit (Biswas et al., 2025). Die Landwirtschaft ist mit etwa 70 % (WEF, 2015) oder sogar mehr (Ingrao et al., 2023) der größte Verbraucher von Wasser auf globaler Ebene. Neben einem effizienten Umgang mit Wasser stellt die Nutzung von aufbereitetem Abwasser zur Bewässerung eine weitere Strategie dar, um Wasserknappheit zu begegnen und regionale Bedarfe durch alternative Wasserressourcen zu decken. Selbst in Deutschland – einem Land, das gemeinhin als wasserreich gilt – bietet die Wiederverwendung von aufbereitetem Abwasser in Regionen wie Brandenburg Potential (Dittmann et al., 2024). Allerdings ist die Bewässerung mit aufbereitetem Abwasser auch mit mikrobiologischen und chemischen Risiken verbunden (Dittmann et al., 2024; Helmecke et al., 2020).

2 Aktueller Stand der Regulatorik zur Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft

2.1 Europäische Regulatorik

Die EU-Verordnung 2020/741 (EU, 2020) gibt den regulatorischen Rahmen zur landwirtschaftlichen Wasserwiederverwendung (WWV) vor. Für vier Qualitätsstufen (A-D) des Bewässerungswassers gelten Mindestanforderungen, die eine für den Einsatzzweck notwendige Qualität und Überwachung vorschreiben. Die höchste Klasse A gilt für die Bewässerung roh verzehrbare Lebensmittel mit direktem Kontakt mit dem aufbereiteten Abwasser, wohingegen Klasse D den Zweck der Bewässerung von z.B. Energiepflanzen verfolgt. Für Güteklasse A schreibt die EU-Verordnung eine einmalige Validierung vor, anhand derer die vorgeschriebene Reduktion von Viren, Bakterien und Protozoen nachzuweisen ist. Die Mindestanforderungen werden durch einen Risikomanagementansatz ergänzt, im Zuge dessen alle relevanten Umwelt- und Gesundheitsrisiken beschrieben und geeignete Maßnahmen zur Risikominimierung festgelegt werden müssen. Die inhaltlichen Vorgaben dazu sind in der EU-Verordnung und der ergänzenden delegierten Verordnung (EU, 2024a) festgelegt.

Die EU-Verordnung schließt eine Lücke zwischen wasserrechtlichen Vorgaben und lebensmittelrechtlichen Anforderungen und bindet gleichzeitig zuvor etablierte Richtlinien als regulatorischen Hintergrund zur Wasserwiederverwendung mit ein. Die EU-Kommunalabwasserrichtlinie legt Anforderungen an die Aufbereitung und Einleitung von gereinigtem Abwasser fest. Die überarbeitete Fassung dieser Richtlinie 2024/3019 (EU, 2024b) erweitert diese Anforderungen u.a. um Zielvorgaben zur Spurenstoffelimination. Je nach Größenordnung einer Kläranlage fordert die novellierte Kommunalabwasserrichtlinie eine weitergehende Abwasserbehandlung bis zu einem vorgegebenen Zeithorizont. Verfügt eine Kläranlage bereits über eine vierte Reinigungsstufe, bringt dies Vorteile für Wasserwiederverwendungsprojekte mit sich.

2.2 Deutsche Regulatorik

Die Europäische Verordnung zur Wasserwiederverwendung erlangte im Jahr 2023 in allen Mitgliedstaaten Gültigkeit. Für die rechtssichere nationale Umsetzung sind Ergänzungen im Bundesrecht erforderlich. Diese werden durch eine Änderung des Wasserhaushaltsgesetzes und eine neue Bundesverordnung zu Wasserwiederverwendung erfolgen. Beide Rechtstexte sind bisher noch nicht finalisiert.

Erste Eckpunkte und wegweisende Vorschläge für nationale Regelungen wurden durch eine LAWA Ad hoc Gruppe erarbeitet und 2022 in einem Abschlussbericht veröffentlicht (LAWA, 2022). Ein erster Referentenentwurf zur WHG-Änderung wurde im Februar 2024 veröffentlicht (BMUKN, 2024). Darin werden genehmigungsrechtliche Aspekte geregelt. Im Einklang mit der EU-Verordnung zur Wasserwiederverwendung (Artikel 2) können Mitgliedstaaten (Teil-)Gebiete von der Wasserwiederverwendung ausschließen. Für Deutschland ist ein Ausschluss der Wasser-/Heilquellenschutzgebiete vorgesehen. Neben der laut EU-Verordnung festgeschriebenen Erfordernis einer Aufbereitungsgenehmigung, wird in Deutschland auch eine Aufbringungserlaubnis erforderlich. Wesentliche Grundlage und Voraussetzung ist jeweils der Risikomanagementplan. Unter Berücksichtigung, dass einige Flussabschnitte regional und saisonal hohe Klarwasseranteile aufweisen (UBA, 2018), soll die Gewährleistung des ökologischen Mindestabflusses sichergestellt werden.

In einer Bundesverordnung zu Wasserwiederverwendung sollen weitere Anforderungen konkretisiert werden. Gemäß den LAWA-Empfehlungen (2022) soll eine Bewässerung mit aufbereitetem Abwasser ausgeschlossen werden, wenn dabei rohverzehrbare Pflanzenteile direkt mit dem aufbereiteten Abwasser in Kontakt kommen ebenso wie die Verwendung in hydroponischen Systemen (vgl. dazu auch (BfR, n.d.)). Das in der EU-Verordnung für Güteklasse A vorgeschriebene Validierungsmonitoring soll in Deutschland auch für Güteklasse B und C umgesetzt werden, sofern Lebens- und Futtermittel bewässert werden. Es wird zudem empfohlen, dass in diesen Fällen auch eine Filtration ergänzt und der Grenzwert für die Trübung verschärft wird. Weitere empfohlene Ergänzungen umfassen Vorgaben für das Monitoring von Grundwasser und Boden sowie die Berücksichtigung von Spurenstoffen und anderen relevanten Stoffgruppen im Rahmen des Risikomanagements.

Die bestehenden nationalen Anforderungen der deutschen Grundwasserverordnung sowie die Vorsorgewerte der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung für eine Vielzahl organischer und anorganischer Schadstoffe sind dabei einzubeziehen. Für die Stoffgruppe der PFAS sind ergänzende Anforderungen hinsichtlich der Wasserqualität und der Überwachung vorgesehen.

Als Unterstützung für die Umsetzung der anstehenden rechtlichen Regelungen hat die Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA) das Merkblatt DWA-M 1200 „Wasserwiederverwendung für landwirtschaftliche und urbane Zwecke in Deutschland“ erarbeitet. Dieses gliedert sich in die drei Teile: (1) Grundsätze zur Wasserwiederverwendung für unterschiedliche Nutzungen, (2) Anforderungen an die weitergehende Wasseraufbereitung, (3) Verwendung von aufbereitetem Wasser für die Bewässerung in Landwirtschaft, Gartenbau und Grünflächen.

Die Merkblattreihe ist im Juli 2025 als Gelbdruck erschienen und gibt Hinweise und Empfehlungen für die Umsetzung der EU-Verordnung zu Wasserwiederverwendung unter Berücksichtigung der zu erwartenden zusätzlichen nationalen Regelungen. Die finale Veröffentlichung als Weißdruck wird erst nach Finalisierung des Rechtsrahmens (Verabschiedung WHG-Änderung und Bundesverordnung) erfolgen.

3 Ergebnisse aus Forschungsprojekten

3.1 Querschnittsthema „Analytik“ der WavE-Fördermaßnahme

Im Rahmen der Fördermaßnahme „WavE II“ beschäftigten sich vier Forschungsprojekte mit der landwirtschaftlichen Wasserwiederverwendung. Aufbauend auf diesen Aktivitäten wurden Herausforderungen diskutiert, um die landwirtschaftliche Wasserwiederverwendung zu überwachen, die Anforderungen an die Validierung (EU, 2020) sowie die Anforderungen an das Risikomanagement zu erfüllen (Hasselder et al., 2025).

Ist eine Validierung der Desinfektion notwendig, muss diese eine Reduktion um sechs log-Stufen erreichen. Seis et al. (2024) konnten zeigen, dass das Aufkommen an Coliphagen, als Surrogatparameter für Viren, bereits im Rohabwasser oft zu gering ist, um die geforderte Reduktion entlang der Aufbereitungsstrecke zu validieren. Die Anreicherung von Coliphagen aus dem aufbereiteten Abwasser und die anschließende Quantifizierung ist eine Möglichkeit, die Bestimmungsgrenze durch Erhöhung des Probenvolumens ausreichend abzusenken. Aktuell steht hierfür jedoch kein standardisiertes Verfahren zur Verfügung. Zur Überwachung von Parasiten sieht die EU-Verordnung die Messung von Helminthen-Eiern vor, wenn Futterkulturen und Weideflächen bewässert werden sollen. In Deutschland gibt es keine standardisierten Verfahren zum Nachweis in Wasserproben, wodurch eine Lücke bei der angebotenen Laboranalytik besteht (Hasselder et al., 2025). Die Kosten eines zwanzigwöchigen Routinemonitorings (wöchentlich: *E.coli*, *Enterokokken*, zweiwöchentlich: *Legionellen*) wurden auf 2000 bis 4.100 Euro und die Kosten für die Validierung auf einmalig 4.800-11.000 Euro geschätzt.

Auf Grundlage des regulatorischen Rahmens und der Beschaffenheit von Abwasser ist eine Vielzahl chemischer Parameter potentiell relevant (Hasselder et al., 2025). Entsprechend stellen die Risikobewertung und Auswahl geeigneter Monitoringparameter eine Herausforderung dar. Für den Transfer und Verbleib in Grundwasser, Boden und Pflanze wurden daher verschiedene organische Spurenstoffe als Prozessindikatoren vorgeschlagen, um aussagekräftige Ergebnisse zu erzielen und gleichzeitig den Messumfang machbar zu halten.

Werden Kläranlagen zukünftig zur Entfernung organischer Spurenstoffe ausgebaut, wird dies die Risiken der Wasserwiederverwendung sowie das nötige Monitoring und die damit verbundenen Kosten verringern. Die Kommunalabwasserrichtlinie gibt zur Überwachung der Spurenstoffelimination eine Parameterliste vor.

Zur Kostenabschätzung der chemischen Analytik wurden zwei Szenarien mit unterschiedlich großem Parameterumfang („low“ und „high“) aufgestellt und verfügbare Preisangaben zur Analyse berücksichtigt. Da es aktuell keine auf die landwirtschaftliche Wasserwiederverwendung zugeschnittenen Messprogramme für Abwasser, Boden und Grundwasser gibt, sticht die Analyse von Einzelparametern organischer Spurenstoffe besonders hervor. Die geschätzten jährlichen Kosten, je nach Umfang und Messhäufigkeit der Parameter, wurden auf 2.000 bis 20.000 Euro geschätzt.

3.2 Flexibility

3.2.1 Konzept

Das Projekt Flexitility startete im Oktober 2022 mit dem Ziel, die landwirtschaftliche Wasserwiederverwendung unter Realbedingungen sowie unter Einbeziehungen aller relevanten Akteur*innen umzusetzen. Im Landkreis Elbe-Elster im Süden Brandenburgs diente Wasser aus dem Ablauf einer kommunalen Kläranlage zur Bewässerung einer 12 ha großen benachbarten landwirtschaftlichen Fläche eines örtlichen Agrarbetriebs. Vor Bewässerung wurde das aus dem Kläranlagenablauf entnommene Wasser über eine UV-Einheit desinfiziert. Die Bewässerung erfolgte konventionell mit einem Trommelregner (siehe Abbildung 1). Im Jahr 2023 wurde Futtermais und im Jahr 2025 Energiemais bewässert.

In Absprache mit der unteren Naturschutzbehörde wurden eine Parameterliste sowie die Häufigkeit der Untersuchungen abgestimmt. Dies war ein Bestandteil des erarbeiteten Risikomanagementplans, der als Genehmigungsgrundlage der Aufbringerlaubnis diente.

Um potentielle Risiken, die mit der Bewässerung verbunden sind, zu erkennen und abzuwenden, wurde das Bewässerungswasser chemisch und mikrobiologisch charakterisiert. Folgende Werke wurden zur Bewertung der Untersuchungsparameter herangezogen: EU-Verordnung 2020/741, DIN ISO 19650, DIN ISO 19684-10, TLL und ISO 16075-1.



Abbildung 1: Luftaufnahme der Versuchsfläche im Projekt Flexility (inter3, n.d.)

Weitere Maßnahmen zum Schutz der assoziierten Umwelt wurden festgelegt. Eine dieser Maßnahmen war die bedarfsgerechte Bewässerung bzw. der Schutz vor Überbewässerung, um eine direkte Infiltration in das oberflächennahe Grundwasser (1,5-2 m unter Geländeoberkante) zu verhindern. Es wurde eine wöchentliche maximale Bewässerungsgabe von 25 mm anvisiert, was der genehmigten täglichen Entnahmemenge von 300 m³ entsprach. Mithilfe von Bodenfeuchtesensoren wurde die Entwicklung der Bodenfeuchte für den Zeitraum der Bewässerung überwacht. Trotz zwischendurch gefallener Starkniederschläge, wurde keine Zunahme der Bodenfeuchte unterhalb der Hauptwurzelzone von 75 cm festgestellt. Zur Überwachung dieser Maßnahme sind kostengünstige Ein-Level-Sonden ausreichend. Jedoch ist zur Bewertung der Daten, dem korrekten Einbau und Auswahl geeigneter Positionen der Sensoren Fachkenntnis und Erfahrung vorausgesetzt.

3.2.2 Mikrobiologische Untersuchungen

Der maßgebliche Hygieneparameter der EU-Verordnung ist *Escherichia coli* (*E. coli*), wobei der Grenzwert bei 1000 bzw. 10.000 KBE/100 mL für die Güteklassen C (Futterpflanzen) und D (Energiepflanzen) liegt. Der UV-Reaktor (LBX, Fa. Xylem) konnte bei einer Leistung von 50 % die Güteklasse B garantieren (<100 KBE/100 mL). Im August 2025 durch Reduktion von vier auf zwei UV-Strahler die Leistung weiter reduziert. Dennoch wurde wurde noch die Güteklasse C erfüllt (<1000 KBE/100 mL). Da bei Bildung von Aerosolen durch die Bewässerung eine Gefährdung durch Legionellen ausgeschlossen sein muss, wurden zweiwöchentliche Testungen durchgeführt. In keiner der Proben wurden nennenswerte Belastungen festgestellt. Auch nach Desinfektion kann es durch erhebliche Begleitflora bei der Kultivierung zu Komplikationen durch Überwuchs kommen. In jedem Fall wird die Verwendung der LANUV 44 Methode zum Nachweis von Legionellen empfohlen.

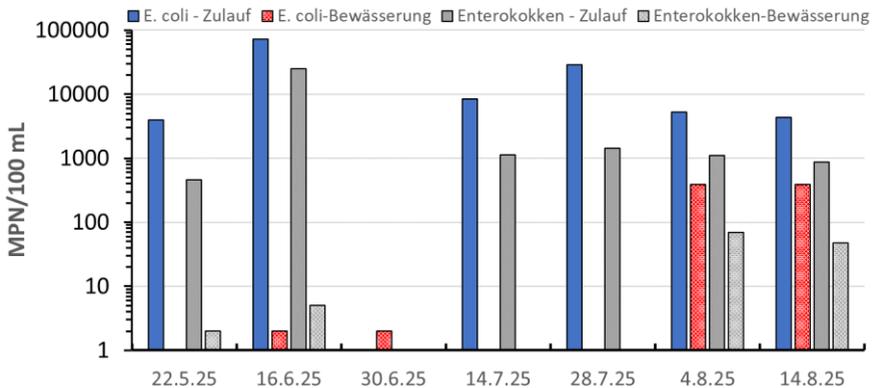


Abbildung 4: Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen in 2025 für die Parameter *E.coli* und Enterokokken.

3.2.3 Chemische Parameter

Das Parameterspektrum im Bewässerungswasser umfasste zu Beginn sieben Grundparameter (pH, elektrische Leitfähigkeit, Temperatur, AOX, BSB₅, CSB, AFS), 39 anorganische Parameter (Schwermetalle, Nährstoffe und weitere Ionen/Elemente). Zu den organischen Parametern zählten Einzelparameter von 24 per- und polyfluorierten Alkylsubstanzen (PFAS), vier leichtflüchtige Kohlenwasserstoffe (LHKW), sieben polychlorierte Biphenyle (PCB), 16 polyaromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), 30 Pflanzenschutzmittel (PSM) sowie 24 weitere Spurenstoffe aus häuslichen und anderen Quellen. Vor Bewässerungsstart wurde der Ausgangszustand von Boden und Grundwasser erfasst. Hierfür wurden am Standort Grundwassermessstellen errichtet. Nach der Bewässerungssaison wurden erneut Messungen durchgeführt, um die mögliche Beeinflussung der Schutzgüter zu untersuchen. Sowohl der Boden als auch das Grundwasser wurden vor und nach Bewässerung als unbelastet bezüglich des Messumfangs beschrieben. Als Grundlage des Messumfangs wurden die Bundesbodenschutzverordnung sowie Grundwasserverordnung herangezogen. Für die Messparameter wurde keine Beeinflussung des Grundwassers befunden. Durch die Bewässerung kam es temporär zu einer Erhöhung des Salzgehalts im Boden, der sich nach ausreichender Auswaschung wieder normalisierte. Dies wurde durch die zuständige Bodenbehörde als bedenklich angemerkt.

Die mit dem Bewässerungswasser aufgebrachte Nährstofffracht ist aufgrund erheblicher N- und P-Eliminierung im Klärprozess zu vernachlässigen, insbesondere im Vergleich zur üblichen landwirtschaftlichen Praxis. Wie vor Bewässerungsstart auf Grundlage der Daten der qualifizierten Selbstüberwachung aus dem Jahr 2022 vermutet, zeigten sich sehr niedrige Ablaufwerte an Schwermetallen. Bezüglich der Stoffgruppen PAK, PCB, LHKW und PSM lagen die Befunde unterhalb der im Labor erreichten jeweiligen Bestimmungsgrenze. Bezüglich dieser Stoffgruppen ist daher von keinem Risiko durch die Bewässerung auszugehen. Ein diesbezüglicher Vergleich wurde auch von Hasselder et al. (2025) diskutiert.

Die 24 weiteren organischen Spurenstoffe aus häuslichen und anderen Quellen (Pharmaka, Kosmetika, Reinigungsprodukte und weitere) zeigen ein für kommunale Kläranlagen (ohne vierte Reinigungsstufe) typisches Bild.

Insbesondere Stoffe der sogenannten Arzneimittelrückstände lagen in nennenswerten Konzentrationen vor, meistens mit Befunden unter 1 µg/L. Die Stoffe Diclofenac, Valsartansäure, Carbamazepin und Oxipurinol weisen mit respektive 2, 2,5, 4 und 55 µg/L hohe Konzentrationen auf. Aufgrund diverser Stoffeigenschaften der Spurenstoffe ist davon auszugehen, dass sie insbesondere für Boden und Grundwasser ein langfristiges Risiko darstellen können. Aufgrund eines fehlenden regulatorischen Rahmens bleibt eine Risikobewertung jedoch sehr schwierig.

4 Schlussfolgerung

Mit der nationalen Umsetzung der EU-Verordnung und dem DWA-M 1200 werden zukünftig verbesserte regulatorische Voraussetzungen zur geregelten Wasserwiederverwendung gegeben, die jedoch im Vergleich zur EU-Verordnung teilweise ambitioniertere Zielwerte vorgeben.

In Flexibility konnte die landwirtschaftliche Wasserwiederverwendung unter Realbedingungen erprobt werden. Die richtige und praktikable Auswahl an Überwachungsparametern für das Risikomanagement zu treffen, und diese zu analysieren, stellt sowohl Praxis als auch Behörden vor eine Herausforderung. Während eine Vielzahl an Parametern im regulatorischen Rahmen abgedeckt werden, sind vor allem organische Spurenstoffe wenig repräsentiert, jedoch im Kontext kommunaler Kläranlagen besonders relevant. Die Bewertung dieses Risikos ist eine Herausforderung. Langfristige Versuche könnten helfen, um Risiken real zu bewerten. Ein Ausbau der Kläranlagen zum Zweck der Spurenstoffelimination im Rahmen der Kommunalabwasserrichtlinie bietet Potential, mikrobielle und chemische Risiken der Wasserwiederverwendung zu verringern.

Referenzen

- BfR, n.d. Aufbereitete Abwässer in der Landwirtschaft [WWW Document]. URL <https://www.bfr.bund.de/lebensmittel-und-futtermittelsicherheit/bewertung-mikrobieller-risiken-von-lebensmitteln/aufbereitete-abwaesser-in-der-landwirtschaft/>
- Biswas, A., Sarkar, S., Das, S., Dutta, S., Roy Choudhury, M., Giri, A., Bera, B., Bag, K., Mukherjee, B., Banerjee, K., Gupta, D., Paul, D., 2025. Water scarcity: A global hindrance to sustainable development and agricultural production – A critical review of the impacts and adaptation strategies. *Camb. Prisms Water* 3, e4. <https://doi.org/10.1017/wat.2024.16>
- 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, 1–15. <https://doi.org/10.2166/wrd.2024.081>
- EU, 2024a. Commission Delegated Regulation (EU) 2024/1765 of 11 March 2024 supplementing Regulation (EU) 2020/741 of the European Parliament and of the Council with regard to technical specifications of the key elements of risk management. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- EU, 2024b. Directive (EU) 2024/3019 of the European Parliament and of the Council of 27 November 2024 concerning urban wastewater treatment (recast). Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- EU, 2020. Regulation (EU) 2020/741 of the European Parliament and of the Council of 25 May 2020 on minimum requirements for water reuse. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. OJ L 177, 5.6.2020, p. 32–55.
- Hasselder, P., Helmecke, M., Tiehm, A., Aumeier, B.M., Förster, C., Zahn, D., Ho, J., Stapf, M., Zacharias, N., Dockhorn, T., Miehe, U., Ruhl, A.S., 2025. Complexity and challenges in agricultural water reuse monitoring from a German perspective. *Water Reuse jwrd2025026*. <https://doi.org/10.2166/wrd.2025.026>
- Helmecke, M., Fries, E., Schulte, C., 2020. Regulating water reuse for agricultural irrigation: risks related to organic micro-contaminants. *Environ. Sci. Eur.* 32, 4. <https://doi.org/10.1186/s12302-019-0283-0>
- Ingrao, C., Strippoli, R., Lagioia, G., Huisingsh, D., 2023. Water scarcity in agriculture: An overview of causes, impacts and approaches for

reducing the risks. Heliyon 9, e18507.

<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e18507>

inter3, n.d. URL <https://flexitility.inter3.de/wasserwiederverwendung/>

Seis, W., Zacharias, N., Aumeier, B., Freier, L., Stapf, M., Miehe, U., Wintgens, T., 2024. Validierungsleitfaden für die uneingeschränkte Bewässerung. Schweiz: Zenodo.

<https://doi.org/10.5281/ZENODO.13756832>

UBA, 2018. Dynamik der Klarwasseranteile in Oberflächengewässern und mögliche Herausforderung für die Trinkwassergewinnung in Deutschland [WWW Document]. URL

<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/dynamik-der-klarwasseranteile-in>

WEF, 2015. Global Risks 2015 (No. 090115). World Economic Forum, Geneva.

Pascal Hasselder

Umweltbundesamt

Schichauweg 58, 12307 Berlin

Tel.: 030 8903 4088

E-Mail: pascal.hasselder@uba.de

In dieser Reihe bisher erschienen

Band I

10. DIALOG Abfallwirtschaft MV

– Von der Abfallwirtschaft zur Energiewirtschaft.

Tagungsband, erschienen im Juni 2007, ISBN 987-3-86009-004-6

Band II

Ellen-Rose Trübger

Entwicklung eines Ansatzes zur Berücksichtigung der ungesättigten Zone bei der Grundwassersimulation von Feuchtgebieten.

Dissertation, erschienen im August 2007, ISBN 978-3-86009-006-0

Band III

René Dechow

Untersuchungen verschiedener Ansätze der Wasserhaushalts- und Stofftransportmodellierung hinsichtlich ihrer Anwendbarkeit in Stickstoffhaushaltsmodellen.

Dissertation, erschienen im September 2007, ISBN 978-3-86009-016-9

Band IV

Carolin Wloczyk

Entwicklung und Validierung einer Methodik zur Ermittlung der realen Evapotranspiration anhand von Fernerkundungsdaten in Mecklenburg-Vorpommern.

Dissertation, erschienen im September 2007, ISBN 978-3-86009-009-1

Band 5

1. Rostocker Bioenergieforum.

Bioenergieland Mecklenburg-Vorpommern.

Tagungsband, erschienen im Oktober 2007, ISBN 978-3-86009-013-8

Band 6

Kulturtechniktagung 2007.

Ostseeverseuchung und Flächenentwässerung.

Tagungsband, erschienen im Januar 2008, ISBN 978-3-86009-018-3

Band 7

Enrico Frahm

Bestimmung der realen Evapotranspiration für Weide (*Salix* spp.) und Schilf (*Phragmites australis*) in einem nordostdeutschen Flusstalmoor.

Dissertation, erschienen im Mai 2008, ISBN 978-3-86009-023-7

Band 8

Jenny Haide

Methode zur Quantifizierung der Einflüsse auf Vorgangsdauern lohnintensiver Arbeiten am Beispiel von Pflasterarbeiten.

Dissertation, erschienen im Juni 2008, ISBN 978-3-86009-024-4

Band 9

11. DIALOG Abfallwirtschaft MV

Chancen und Risiken für die deutsche Abfallwirtschaft im Ausland.

Tagungsband, erschienen im Juni 2008, ISBN 978-3-86009-029-9

Band 10

Stefan Cantré

Ein Beitrag zur Bemessung geotextiler Schläuche für die Entwässerung von Baggergut.

Dissertation, erschienen im Juni 2008, ISBN 978-3-86009-032-9

Band 11

Birgit Wüstenberg

Praxis der Standortwahl von Sportboothäfen im Küstenbereich Mecklenburg-Vorpommerns und Entwicklung einer Bewertungsmethode als Planungshilfe.

Dissertation, erschienen im Juli 2008, ISBN 978-3-86009-033-6

Band 12

André Clauß

Erhöhung der Trinkwasserversorgungssicherheit in Havarie- und Krisensituationen durch neue Handlungsalgorithmen sowie Einbeziehung bisher ungenutzter Ressourcen am Beispiel von Bergbaugrubenwasser.

Dissertation, erschienen im September 2008, ISBN 978-3-86009-037-4

Band 13

Peter Degener

Sickerwasserkreislauf zur Behandlung von Sickerwässern der aerobiologischen Restabfallbehandlung (Restabfallrotte).

Dissertation, erschienen im Oktober 2008, ISBN 978-3-86009-043-5

Band 14

2. Rostocker Bioenergieforum

Innovationen für Klimaschutz und wirtschaftliche Entwicklung.

Tagungsband, erschienen im Oktober 2008, ISBN 978-3-86009-044-2

Band 15

7. Rostocker Abwassertagung

Fortschritte auf dem Gebiet der Abwasserentsorgung.

Tagungsband, erschienen im November 2008, ISBN 978-3-86009-045-9

Band 16

Christian Noß

Strömungsstrukturen kleiner naturnaher Fließgewässer unter Berücksichtigung von Turbulenztheorie und Dispersionsmodellen.

Dissertation, erschienen im Januar 2009, ISBN 978-3-86009-054-1

Band 17

Ralf Schröder

Entwicklung von Möglichkeiten zur Messung der N₂-Übersättigung sowie Methoden zur Reduzierung der Schwimmschlamm-Bildung.

Dissertation, erschienen im Februar 2009, ISBN 978-3-86009-055-8

Band 18

Elmar Wisotzki

Bodenverfestigungen mit Kalk-Hüttensand-Gemischen.

Dissertation, erschienen im April 2009, ISBN 978-3-86009-059-6

Band 19

Ramez Mashkook

Untersuchungen zur Adsorption und biologischen Aktivität an Aktivkohlefilter unter den Bedingungen der Wasseraufbereitung im Wasserwerk Rostock.

Dissertation, erschienen im April 2009, ISBN 978-3-86009-060-2

Band 20

Torsten Birkholz

Handlungserfordernisse und Optimierungsansätze für kommunale Ver- und Entsorgungsunternehmen im Zusammenhang mit demografischen Veränderungen im ländlichen Raum aufgezeigt an einem Beispiel in Mecklenburg-Vorpommern.

Dissertation, erschienen im Mai 2009, ISBN 978-3-86009-061-9

Band 21

12. DIALOG Abfallwirtschaft MV

Aktuelle Entwicklungen in der Abfallwirtschaft.

Tagungsband, erschienen im Juni 2009, ISBN 978-3-86009-062-6

Band 22

Thomas Fritz

Entwicklung, Implementierung und Validierung eines praxisnahen Verfahrens zur Bestimmung von Biogas- bzw. Methanerträgen.

Dissertation, erschienen im Oktober 2009, ISBN 978-3-86009-065-7

Band 23

3. Rostocker Bioenergieforum

Bioenergie – Chance und Herausforderung für die regionale und globale Wirtschaft.

Tagungsband, erschienen im Oktober 2009, ISBN 978-3-86009-065-8

Band 24

Muhammad Mariam

Analyse von Gefahrenpotenzialen für die Trinkwasserversorgung der Stadt Rostock unter besonderer Berücksichtigung von Schadstoffausbreitungsvorgängen in der Warnow.

Dissertation, erschienen im Februar 2010, ISBN 978-3-86009-078-7

Band 25

Manja Steinke

Untersuchungen zur Behandlung von Abwässern der Fischverarbeitungsindustrie.

Dissertation, erschienen im Juni 2010, ISBN 978-3-86009-085-5

Band 26

13. DIALOG Abfallwirtschaft MV

Die Kreislauf- und Abfallwirtschaft im Wandel. Wohin gehen die rechtlichen und technischen Entwicklungen?

Tagungsband, erschienen im Juni 2010, ISBN 978-3-86009-087-9

Band 27

4. Rostocker Bioenergieforum

Zukunftstechnologien für Bioenergie

Tagungsband, erschienen im Oktober 2010, ISBN 978-3-940364-12-8

Band 28

Dirk Banemann

Einfluss der Silierung und des Verfahrensablaufs der Biomassebereitstellung auf den Methanertrag unter Berücksichtigung eines Milchsäurebakteriensilierungsmittel

Dissertation, erschienen im Januar 2011, ISBN 978-3-86009-087-9

Band 29

14. DIALOG Abfallwirtschaft MV

Abfall als Wertstoff- und Energiereserve

Tagungsband, erschienen im Juni 2011, ISBN 978-3-940364-18-0

Band 30

5. Rostocker Bioenergieforum

Tagungsband, erschienen im November 2011, ISBN 978-3-940364-20-3

Band 31

8. Rostocker Abwassertagung
Erhöhung der Effektivität von Abwasserentsorgungsanlagen
Tagungsband, erschienen im November 2011, ISBN 978-3-86009-120-3

Band 32

6. Rostocker Bioenergieforum
Tagungsband, erschienen im Juni 2012, ISBN 978-3-940364-27-2

Band 33

Ishan Machlouf
Untersuchungen zur Nitratelimination bei der Trinkwasseraufbereitung unter Berücksichtigung syrischer Verhältnisse
Dissertation, erschienen im März 2013, ISBN 978-3-86009-204-0

Band 34

Ralph Sutter
Analyse und Bewertung der Einflussgrößen auf die Optimierung der Rohbiogasproduktion hinsichtlich der Konstanz von Biogasqualität und -menge
Dissertation, erschienen im März 2013, ISBN 978-3-86009-202-6

Band 35

Wolfgang Pfaff-Simoneit
Entwicklung eines sektoralen Ansatzes zum Aufbau von nachhaltigen Abfallwirtschaftssystemen in Entwicklungsländern vor dem Hintergrund von Klimawandel und Ressourcenverknappung
Dissertation, erschienen im Mai 2013, ISBN 978-3-86009-203-3

Band 36

7. Rostocker Bioenergieforum
Tagungsband, erschienen im Juni 2013, ISBN 978-3-86009-207-1

Band 37

Markus Helftewes
Modellierung und Simulation der Gewerbeabfallaufbereitung vor dem Hintergrund der Outputqualität, der Kosteneffizienz und der Klimabilanz
Dissertation, erschienen im Oktober 2013, ISBN 978-3-86009-402-0

Band 38

Jan Stefan Riha
Detektion und Quantifizierung von Cyanobakterien in der Ostsee mittels Satellitenfernerkundung
Dissertation, erschienen im Oktober 2013, ISBN 978-3-86009-403-7

Band 39

Peter Helmke

Optimierung der Verarbeitungs-, Gebrauchs- und Entsorgungseigenschaften eines naturfaserverstärkten Kunststoffes unter Berücksichtigung automobiler Anforderungen

Dissertation, erschienen im November 2013, ISBN 978-3-86009-404-4

Band 40

Andrea Siebert-Raths

Modifizierung von Polylactid (PLA) für technische Anwendungen
Verfahrenstechnische Optimierung der Verarbeitungs- und Gebrauchseigenschaften

Dissertation, erschienen im Januar 2014 ISBN 978-3-86009-405-1

Band 41

Fisiha Getachew Argaw

Agricultural Machinery Traffic Influence on Clay Soil Compaction as Measured by the Dry Bulk Density

Dissertation, erschienen im Januar 2014 ISBN 978-3-86009-406-8

Band 42

Tamene Adugna Demissie

Climate change impact on stream flow and simulated sediment yield to Gilgel Gibe 1 hydropower reservoir and the effectiveness of Best Management Practices

Dissertation, erschienen im Februar 2014 ISBN 978-3-86009-407-5

Band 43

Paul Engelke

Untersuchungen zur Modellierung des Feststofftransports in Abwasserkanälen: Validierung in SIMBA®

Dissertation, erschienen im Februar 2014 ISBN 978-3-86009-408-2

Band 44

16. DIALOG Abfallwirtschaft MV

Aktuelle Entwicklungen in der Abfall- und Ressourcenwirtschaft

Tagungsband, erschienen im April 2014, ISBN 978-3-86009-410-5

Band 45

8. Rostocker Bioenergieforum, 19.-20. Juni 2014 an der Universität Rostock

Tagungsband, erschienen im Juni 2014, ISBN 978-3-86009-412-9

Band 46

Abschlussbericht Projekt CEMUWA – Climate protection, natural resources management and soil improvement by combined Energetic and Material Utilization of lignocellulosic agricultural Wastes and residues

Projektbericht, erschienen im Oktober 2014, ISBN 978-3-86009-413-6

Band 47

8. Rostocker Baggergutseminar, 24.-25. September 2014 in Rostock
Tagungsband, erschienen im September 2014, ISBN 978-3-86009-414-3

Band 48

Michael Kuhn

Mengen- und Trockenrückstand von Rechengut kommunaler Kläranlagen
Dissertation, erschienen im Oktober 2014 ISBN 978-3-86009-415-0

Band 49

9. Rostocker Abwassertagung, Infrastruktur- und Energiemanagement –
ein Geschwisterpaar der Wasserwirtschaft 12. November 2014 in Rostock
Tagungsband, erschienen im November 2014, ISBN 978-3-86009-416-7

Band 50

Mulugeta Azeze Belete

Modeling and Analysis of Lake Tana Sub Basin Water Resources Systems,
Ethiopia

Dissertation, erschienen im Dezember 2014 ISBN 978-3-86009-422-8

Band 51

Daniela Dressler

Einfluss regionaler und standortspezifischer Faktoren auf die Allgemeingültig-
keit ökologischer und primärenergetischer Bewertungen von Biogas

Dissertation, erschienen im Oktober 2014 ISBN 978-3-86009-424-2

Band 52

9. Rostocker Bioenergieforum, 18.-19. Juni 2015 in Rostock

Tagungsband, erschienen im November 2014, ISBN 978-3-86009-425-9

Band 53

Nils Engler

Spurenelementkonzentrationen und biologische Aktivität in NaWaRo-Biogas-
fermentern

Dissertation, erschienen im September 2015 ISBN 978-3-86009-427-3

Band 54

Thomas Schmidt

Möglichkeiten der Effizienzsteigerung bei der anaeroben Vergärung
von Weizenschlempe

Dissertation, erschienen im Oktober 2015 ISBN 978-3-86009-428-0

Band 55

Thomas Dorn

Principles, Opportunities and Risks associated with the transfer of environmental technology between Germany and China using the example of thermal waste disposal

Dissertation, erschienen im Dezember 2015 ISBN 978-3-86009-429-7

Band 56

Uwe Holzhammer

Biogas in einer zukünftigen Energieversorgungsstruktur mit hohen Anteilen fluktuierender Erneuerbarer Energien

Dissertation, erschienen im Dezember 2015 ISBN 978-3-86009-430-3

Band 57

17. DIALOG Abfallwirtschaft MV

Aktuelle Entwicklungen in der Abfall- und Ressourcenwirtschaft,

15. Juni 2016 in Rostock,

Tagungsband, erschienen im Juni 2016, ISBN 978-3-86009-432-7

Band 58

10. Rostocker Bioenergieforum, 16.-17. Juni 2016 in Rostock

Tagungsband, erschienen im Juni 2016, ISBN 978-3-86009-433-4

Band 59

Michael Friedrich

Adaptation of growth kinetics and degradation potential of organic material in activated sludge

Dissertation, erschienen im Juli 2016 ISBN 978-3-86009-434-1

Band 60

Nico Schulte

Entwicklung von Qualitätsprüfungen für die haushaltsnahe Abfallsammlung im Holsystem

Dissertation, erschienen im Juli 2016 ISBN 978-3-86009-435-8

Band 61

Ullrich Dettmann

Improving the determination of soil hydraulic properties of peat soils at different scales

Dissertation, erschienen im September 2016 ISBN 978-3-86009-436-5

Band 62

Anja Schreiber

Membranbasiertes Verfahren zur weitergehenden Vergärung

von feststoffreichen Substraten in landwirtschaftlichen Biogasanlagen

Dissertation, erschienen im Oktober 2016 ISBN 978-3-86009-446-4

Band 63

André Körstel

Entwicklung eines selbstgängigen statischen Verfahrens zur biologischen Stabilisierung und Verwertung organikreicher Abfälle unter extrem ariden Bedingungen für Entwicklungs- und Schwellenländer, am Beispiel der Stadt Teheran
Dissertation, erschienen im Oktober 2016 ISBN 978-3-86009-447-1

Band 64

Ayman Elnaas

Actual situation and approach for municipal solid waste treatment in the Arab region
Dissertation, erschienen im Oktober 2016 ISBN 978-3-86009-448-8

Band 65

10. Rostocker Abwassertagung, Wege und Werkzeuge für eine zukunftsfähige Wasserwirtschaft im norddeutschen Tiefland, 8. November 2016 in Rostock
Tagungsband, erschienen im November 2016, ISBN 978-3-86009-449-5

Band 66

Gunter Weißbach

Mikrowellen-assistierte Vorbehandlung lignocellulosehaltiger Reststoffe
Dissertation, erschienen im November 2016 ISBN 978-3-86009-450-1

Band 67

Leandro Janke

Optimization of anaerobic digestion of sugarcane waste for biogas production in Brazil
Dissertation, erschienen im Mai 2017 ISBN 978-3-86009-454-9

Band 68

11. Rostocker Bioenergieforum, 22.-23. Juni 2017 in Rostock
Tagungsband, erschienen im Juni 2017, ISBN 978-3-86009-455-6

Band 69

Claudia Demmig

Einfluss des Erntezeitpunktes auf die anaerobe Abbaukinetik der Gerüstsubstanzen im Biogasprozess
Dissertation, erschienen im Juli 2017, ISBN 9978-3-86009-456-3

Band 70

Christian Koepke

Die Ermittlung charakteristischer Bodenkennwerte der Torfe und Mudden Mecklenburg-Vorpommerns als Eingangsparameter für erdstatische Berechnungen nach Eurocode 7 / DIN 1054
Dissertation, erschienen im Juni 2017, ISBN 978-3-86009-457-0

Band 71

Sven-Henning Schlömp

Geotechnische Untersuchung und Bewertung bautechnischer Eignung von Müllverbrennungsschlacken und deren Gemischen mit Böden

Dissertation, erschienen im Juni 2017, ISBN 978-3-86009-458-7

Band 72

Anne-Katrin Große

Baggergut im Deichbau – Ein Beitrag zur geotechnischen Charakterisierung und Erosionsbeschreibung feinkörniger, organischer Sedimente aus dem Ostseeraum zur Einschätzung der Anwendbarkeit

Dissertation, erschienen im Juni 2017, ISBN 978-3-86009-459-4

Band 73

Thomas Knauer

Steigerung der Gesamteffizienz von Biogasanlagen durch thermische Optimierung

Dissertation, erschienen im Juli 2017, ISBN 978-3-86009-460-0

Band 74

Mathhar Bdour

Electrical power generation from residual biomass by combustion in externally fired gas turbines (EFGT)

Dissertation, erschienen im August 2017, ISBN 978-3-86009-468-6

Band 75

Johannes Dahlin

Vermarktungsstrategien und Konsumentenpräferenzen für Dünger und Erden aus organischen Reststoffen der Biogasproduktion

Dissertation, erschienen im September 2017, ISBN 978-3-86009-469-3

Band 76

Sören Weinrich

Praxisnahe Modellierung von Biogasanlagen

Systematische Vereinfachung des Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1)

Dissertation, erschienen im März 2018, ISBN 978-3-86009-471-6

Band 77

18. DIALOG Abfallwirtschaft MV

Aktuelle Entwicklungen in der Abfall- und Ressourcenwirtschaft

Tagungsband, erschienen im Juni 2018, ISBN 978-3-86009-472-3

Band 78

12. Rostocker Bioenergieforum

Tagungsband, erschienen im Juni 2018, ISBN 978-3-86009-473-0

Band 79

Tatyana Koegst

Screening approaches for decision support in drinking water supply

Dissertation, erschienen im Juni 2018, ISBN 978-3-86009-474-7

Band 80

Liane Müller

Optimierung des anaeroben Abbaus stickstoffhaltiger Verbindungen durch den Einsatz von Proteasen

Dissertation, erschienen im September 2018, ISBN 978-3-86009-475-4

Band 81

Projektbericht Wasserwirtschaft

KOGGE – **K**ommunale **G**ewässer **G**emeinschaftlich **E**ntwickeln

Ein Handlungskonzept für kleine urbane Gewässer am Beispiel der Hanse- und Universitätsstadt Rostock

Projektbericht, erschienen im September 2018, ISBN 978-3-86009-476-1

Band 82

Adam Feher

Untersuchungen zur Bioverfügbarkeit von Mikronährstoffen für den Biogasprozess

Dissertation, erschienen im Oktober 2018, ISBN 978-3-86009-477-8

Band 83

Constanze Uthoff

Pyrolyse von naturfaserverstärkten Kunststoffen zur Herstellung eines kohlenstoffhaltigen Füllstoffs für Thermoplasten

Dissertation, erschienen im November 2018, ISBN 978-3-86009-478-5

Band 84

Ingo Kaundinya

Prüfverfahren zur Abschätzung der Langzeitbeständigkeit von Kunststoffdichtungsbahnen aus PVC-P für den Einsatz in Dichtungssystemen von Straßentunneln

Dissertation, erschienen im Dezember 2018, ISBN 978-3-86009-484-6

Band 85

Eric Mauky

A model-based control concept for a demand-driven biogas production

Dissertation, erschienen im Januar 2019, ISBN 978-3-86009-485-3

Band 86

Michael Kröger

Thermochemical Utilization of Algae with Focus on hydrothermal Processes

Dissertation, erschienen im Februar 2019, ISBN 978-3-86009-486-0

Band 87

13. Rostocker Bioenergieforum

Tagungsband, erschienen im Juni 2019, ISBN 978-3-86009-487-7

Band 88

12. Rostocker Abwassertagung

Tagungsband, erschienen im September 2019, ISBN 978-3-86009-488-4

Band 89

Philipp Stahn

Wasser- und Nährstoffhaushalt von Böden unter Mischkulturen und Trockenstress

Dissertation, erschienen im Juli 2019, ISBN 978-3-86009-489-1

Band 90

BioBind: Luftgestützte Beseitigung von Verunreinigungen durch Öl mit biogenen Bindern

Projektbericht, erschienen im September 2019, ISBN 978-3-86009-490-7

Band 91

Jürgen Müller

Die forsthydrologische Forschung im Nordostdeutschen Tiefland: Veranlassung, Methoden, Ergebnisse und Perspektiven

Habilitation, erschienen im Oktober 2019, ISBN 978-3-86009-491-4

Band 92

Marcus Siewert

Bewertung der Ölhavarievorsorge im deutschen Seegebiet auf Grundlage limitierender Randbedingungen – Ein Beitrag zur Verbesserung des Vorsorgestatus

Dissertation, erschienen im November 2019, ISBN 978-3-86009-492-1

Band 93

Camilo Andrés Wilches Tamayo

Technical optimization of biogas plants to deliver demand oriented power

Dissertation, erschienen im Februar 2020, ISBN 978-3-86009-493-8

Band 94

Robert Kopf

Technisches Benchmarking mit Standortqualifikationsstudie biochemischer Energieanlagenprojekte (Beispiel Biogas)

Dissertation, erschienen im Februar 2020, ISBN 978-3-86009-494-5

Band 95

14. Rostocker Bioenergieforum und 19. DIALOG Abfallwirtschaft MV
Tagungsband, erschienen im Juni 2020, ISBN 978-3-86009-507-2
DOI: https://doi.org/10.18453/rosdok_id00002650

Band 96

Safwat Hemidat
Feasibility Assessment of Waste Management and Treatment in Jordan
Dissertation, erschienen im Juli 2020, ISBN 978-3-86009-509-6

Band 97

Andreas Heiko Metzger
Verdichtung von ungebundenen Pflasterdecken und Plattenbelägen -
Untersuchungen zur Lagerungsdichte des Fugenmaterials
Dissertation, erschienen im Juli 2020, ISBN 978-3-86009-510-2
DOI: https://doi.org/10.18453/rosdok_id00002742

Band 98

Ying Zhou
Research on Utilization of Hydrochars Obtained by the Organic Components of
Municipal Solid Waste
Dissertation, erschienen im November 2020, ISBN 978-3-86009-515-7

Band 99

Mathias Gießler
Ein prozessbasiertes Modell zur wirtschaftlich-technischen Abbildung von
Abwasserunternehmen – Beispielhafte Anwendung für eine ländliche Region
mit Bevölkerungsrückgang
Dissertation, erschienen im November 2020, ISBN 978-3-86009-516-4
DOI: https://doi.org/10.18453/rosdok_id00002790

Band 100

Dodiek Ika Candra
Development of a Virtual Power Plant based on a flexible Biogas Plant and a
Photovoltaic-System
Dissertation, erschienen im Dezember 2020, ISBN 978-3-86009-518-8
DOI: https://doi.org/10.18453/rosdok_id00002814

Band 101

Thomas Zeng
Prediction and reduction of bottom ash slagging during small-scale combustion
of biogenic residues
Dissertation, erschienen im Dezember 2020, ISBN 978-3-86009-519-5

Band 102

Edward Antwi

Pathways to sustainable bioenergy production from cocoa and cashew residues from Ghana

Dissertation, erschienen im Dezember 2020, ISBN 978-3-86009-520-1

DOI: https://doi.org/10.18453/rosdok_id00002818

Band 103

Muhammad Waseem

Integrated Hydrological and Mass Balance Assessment in a German Lowland Catchment with a Coupled Hydrologic and Hydraulic Modelling

Dissertation, erschienen im Januar 2021, ISBN 978-3-86009-521-8

DOI: https://doi.org/10.18453/rosdok_id00002884

Band 104

Martin Rinas

Sediment Transport in Pressure Pipes

Dissertation, erschienen im März 2021, ISBN 978-3-86009-523-2

DOI: https://doi.org/10.18453/rosdok_id00002962

Band 105

15. Rostocker Bioenergieforum

Tagungsband, erschienen im Juni 2021 ISBN 978-3-86009-524-9

DOI: https://doi.org/10.18453/rosdok_id00003024

Band 106

Jan Sprafke

Potenziale der biologischen Behandlung von organischen Abfällen zur Sektorenkopplung

Dissertation, erschienen im Oktober 2021, ISBN 978-3-86009-527-0

DOI https://doi.org/10.18453/rosdok_id00003118

Band 107

Mingyu Qian

The Demonstration and Adaption of the Garage - Type Dry Fermentation Technology for Municipal Solid Waste to Biogas in China

Dissertation, erschienen im Oktober 2021, ISBN 978-3-86009-528-7

Band 108

Haniyeh Jalalipour

Sustainable municipal organic waste management in Shiraz, Iran

Dissertation, erschienen im November 2021, ISBN 978-3-86009-526-3

https://doi.org/10.18453/rosdok_id00003116

Band 109

Michael Cramer

Umgang mit stark verschmutztem Niederschlagswasser aus Siloanlagen
Dissertation, erschienen im Dezember 2021, ISBN 978-3-86009-530-0
https://doi.org/10.18453/rosdok_id00003358

Band 110

16. Rostocker Bioenergieforum und 20. DIALOG Abfallwirtschaft MV
Tagungsband, erschienen im Juni 2022, ISBN 978-3-86009-535-5
DOI: https://doi.org/10.18453/rosdok_id00003615

Band 111

Fachtagung Wasserwirtschaft – Gute Stadt-Land-Beziehungen für eine nachhaltige Entwicklung in MV
Tagungsband, erschienen im Juni 2022, ISBN 978-3-86009-538-6
DOI: https://doi.org/10.18453/rosdok_id00003915

Band 112

Zelalem Abera Angello

Selection of Optimal Pollution Management Strategy for the Little Akaki River, Ethiopia, Based on Determination of Spatio-temporal Pollutant Dynamics and Water Quality Modeling
Dissertation, erschienen im Oktober 2022, ISBN 978-3-86009-542-3
https://doi.org/10.18453/rosdok_id00003948

Band 113

Qahtan Thabit

Hybrid waste Incineration – Solar Parabolic System with Thermal Energy Recovery in Sea water Desalination in MENA Region
Dissertation, im Druck, ISBN 978-3-86009-545-4
https://doi.org/10.18453/rosdok_id00004181

Band 114

17. Rostocker Bioenergieforum

Tagungsband, erschienen im Juni 2023, ISBN 978-3-86009-547-8
https://doi.org/10.18453/rosdok_id00004269

Band 115

Megersa Kebede Leta

Modeling Optimal Operation of Nashe
Hydropower Reservoir under LandUse Land Cover Changes in blue Nile River Basin, Ethiopia
Dissertation, ISBN 978-3-86009-548-5
https://doi.org/10.18453/rosdok_id00004427

Band 116

13. Rostocker Abwassertagung. Bewirtschaftung und Behandlung von Nieseschlagswasser.

Tagungsband, erschienen im November 2023, ISBN 978-3-86009-549-2

https://doi.org/10.18453/rosdok_id00004432

Band 117

Semaria Moga Lencha

Estimating pollutant fluxes and their impact on Lake Hawassa in Ethiopia's Rift Valley basin based on combined monitoring and modelling

Dissertation, ISBN 978-3-86009-550-8

https://doi.org/10.18453/rosdok_id00004446

Band 118

Fabian Gievers

Vergleichende Untersuchungen und Bilanzierungen von Prozessketten zur Herstellung und Nutzung von Biokohlen aus Klärschlämmen

Dissertation, ISBN 978-3-86009-551-5

https://doi.org/10.18453/rosdok_id00004455

Band 119

Tim Jurisch

Untersuchungen hydraulischer Eigenschaften von Baggergut im Deichbau am Beispiel des Rostocker Forschungsdeiches

Dissertation, ISBN 978-3-86009-552-2

https://doi.org/10.18453/rosdok_id00004489

Band 120

Projekt PROSPER-RO

Prospektive Synergistische Planung von Entwicklungsoptionen in Regiopolen am Beispiel des Stadt-Umland-Raums Rostock.

Abschlussbericht, erschienen im Februar 2024, ISBN 978-3-86009-553-9

https://doi.org/10.18453/rosdok_id00004532

Band 121

Roberto Eloy Hernández Regalado

Optimization of the efficiency and flexibility of agricultural biogas plants by integrating an expanded granular sludge bed reactor

Dissertation, ISBN 978-3-86009-554-6

https://doi.org/10.18453/rosdok_id00004560

Band 122

Clement Owusu Prempeh

Generation of biogenic silica from biomass residues for sustainable industrial material applications

Dissertation, ISBN 978-3-86009-555-3

https://doi.org/10.18453/rosdok_id00004559

Band 123

Frauke Kachholz

Model-based Generation of High-Resolution Flood Flow Characteristics for Small Ungauged Streams in the Northeast German Lowlands

Dissertation, ISBN 978-3-86009-556-0

https://doi.org/10.18453/rosdok_id00004530

Band 124

18. Rostocker Biomasseforum

Tagungsband, erschienen im Juni 2024, ISBN 978-3-86009-559-1

https://doi.org/10.18453/rosdok_id00004587

Band 125

Vicky Shettigondahalli Ekanthalu

Hydrothermal Carbonization of Sewage Sludge and the Influence of pH Phosphorus Transformation and Hydrochar Properties

Dissertation, ISBN 978-3-86009-562-1

https://doi.org/10.18453/rosdok_id00004601

Band 126

Nguyen Van Than

Development of an anaerobic pre-treatment of high strength organic wastewater from the cleaning of tanks of food and fodder road transports

Dissertation, ISBN 978-3-86009-560-7

https://doi.org/10.18453/rosdok_id00004600

Band 127

Christian Ochsmann

Untersuchung der Adsorption von CO₂ an Ionenaustauschern anhand eines Modellbiogases

Dissertation, ISBN 978-3-86009-561-4

Band 128

Jan Olschewski

Ein Beitrag zur Bestimmung der Erosionsstabilität von Deichbinnenböschungen

Dissertation, ISBN 978-3-86009-563-8

https://doi.org/10.18453/rosdok_id00004629

Band 129

Christian Kaehler

Ein Beitrag zur Bemessung von Küstenschutzbauwerken auf Basis der bivariaten Wahrscheinlichkeitsanalyse mit Copula-Modellen

Dissertation, ISBN 978-3-86009-566-9

https://doi.org/10.18453/rosdok_id00004689

Band 130

Felix Heumer

Risikoanalyse von Trinkwasserversorgungssystemen in kleinen bis mittleren Wasserversorgungsunternehmen und Ableitung von Maßnahmen der Risikominimierung

Dissertation, ISBN 978-3-86009-567-6

https://doi.org/10.18453/rosdok_id00004734

Band 131

19. Rostocker Biomasseforum

Tagungsband, erschienen im Juni 2025, ISBN 978-3-86009-570-6

https://doi.org/10.18453/rosdok_id00004784

Band 132

Ngoc Huan Tran

An Integrated Approach to Flood Risk Assessment Engaging Citizen Scientists for Bui River Basin, Vietnam

Dissertation, ISBN 978-3-86009-571-3

https://doi.org/10.18453/rosdok_id00004833

Band 133

Handlungsempfehlung

Gewässer-Geodaten in Mecklenburg-Vorpommern

Hinweise für Wasser- und Bodenverbände in Mecklenburg-Vorpommern

ISBN 978-3-86009-573-7

https://doi.org/10.18453/rosdok_id00004909

ISBN 978-3-86009-575-1
DOI: https://doi.org/10.18453/rosdok_id00004989

Umweltingenieurwesen ■ Wasserwirtschaft

Bd.

134

Schriftenreihe