



Erftverband, Bergheim

und

Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn

Abschlussbericht zum Forschungsprojekt

Überprüfung innovativer Maßnahmen zur Reduzierung von
Spurenstoffen und Mikroorganismen in Fließgewässern
(ReSMo)

Im Auftrag vom:



Ministerium für Klimaschutz, Umwelt,
Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz
des Landes Nordrhein-Westfalen

Bearbeitung:

Dr. agr. Franz Michael Mertens	(Erftverband)
Dr. rer. nat. Christiane Schreiber	(IHPH)
Dipl.-Geoökol. Andrea Franziska Brunsch	(Erftverband)
Nicole Zacharias (BSc Biologie)	(IHPH)
Katharina Knorz (MSc Angew. Geowissenschaften)	(Erftverband)
Nina Grasser (MSc Geographie)	(IHPH)
Dipl.-Geogr. Sophie-Bo Heinkel	(IHPH)
Prof. Dr. med. Thomas Kistemann MA	(IHPH)
Dr. rer. nat. Ekkehard Christoffels	(Erftverband)

unter Mitarbeit von:

Osman Altunay	(Erftverband)
Robert Krump	(Erftverband)
Dario Fuß	(Erftverband)
Regina Brang-Lamprecht	(IHPH)
Dipl.-Biol. Uta Gayer	(IHPH)
Kristina Militzer (MSc Geographie)	(IHPH)
Heike Müller (MSc Public Health)	(IHPH)
Alexandra Schmidt (MSc Geographie)	(IHPH)
Christoph Wille (MSc Mikrobiologie)	(IHPH)
Marilene Frey (BSc Biologie)	(IHPH)
Laura Müller (BSc Geographie)	(IHPH)
Farah Alhyalie (cand. BSc Mikrobiologie)	(IHPH)

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	- 1 -
2	Material und Methoden.....	- 6 -
2.1	Projektgebiet	- 6 -
2.2	Probenahmestellen, Monitoringsysteme und Versuchsanlagen.....	- 6 -
2.2.1	Trennkansystem (energieautarkes Monitoringsystem)	- 6 -
2.2.2	Dränagewasser von landwirtschaftlich genutzten Flächen.....	- 9 -
2.2.3	Retentionsbodenfilter für Mischwasserentlastung.....	- 12 -
2.2.4	Retentionsbodenfilter – Versuchsanlage für behandeltes Abwasser	- 15 -
2.2.5	Dränagefilter – Laborversuche	- 16 -
2.3	Probenahme und Analysemethoden	- 21 -
2.3.1	Vor-Ort-Parameter	- 21 -
2.3.2	Chemisch-physikalische Parameter und Spurenstoffe.....	- 22 -
2.3.3	Mikrobiologische Parameter	- 26 -
2.4	Verwendete Datenquellen und Software.....	- 31 -
3	Ergebnisse	- 33 -
3.1	Auswahl der dargestellten Untersuchungsparameter	- 33 -
3.2	Hydrologische Situation im Untersuchungszeitraum.....	- 34 -
3.3	Regenwasser aus Trennkanalisation	- 36 -
3.3.1	Abflussmengen	- 36 -
3.3.2	Vor-Ort-Parameter	- 37 -
3.3.3	Chemisch-physikalische Parameter.....	- 38 -
3.3.4	Spurenstoffe	- 39 -
3.3.5	Mikrobiologie	- 40 -
3.4	Dränagewasser - Feld	- 42 -
3.4.1	Vor-Ort-Parameter	- 42 -
3.4.2	Chemisch-physikalische Parameter.....	- 43 -
3.4.3	Spurenstoffe	- 44 -
3.4.4	Mikrobiologie	- 45 -
3.5	Retentionsbodenfilter für Mischwasserentlastung.....	- 46 -
3.5.1	Vor-Ort-Parameter	- 46 -
3.5.2	Chemisch-physikalische Parameter.....	- 48 -
3.5.3	Spurenstoffe	- 49 -

3.5.4	Mikrobiologie	- 51 -
3.6	Retentionsbodenfilter - Versuchsanlage für behandeltes Abwasser.....	- 52 -
3.6.1	Vor-Ort-Parameter	- 52 -
3.6.2	Mikrobiologie	- 54 -
3.7	Dränagefilter im Laborversuch.....	- 57 -
3.7.1	Nähr- und Spurenstoffe.....	- 57 -
3.7.2	Mikrobiologie	- 58 -
4	Diskussion.....	- 66 -
4.1	Bewertung der Emissionsquellen.....	- 66 -
4.1.1	Niederschlagwasser aus dem Trennkansystem.....	- 66 -
4.1.2	Dränagewasser aus landwirtschaftlich genutzten Flächen	- 70 -
4.1.3	Mischwasserentlastungen.....	- 77 -
4.2	Effektivität der untersuchten Maßnahmen.....	- 78 -
4.2.1	Retentionsbodenfilter für Mischwasserentlastung.....	- 78 -
4.2.2	Retentionsbodenfilter - Versuchsanlage für behandeltes Abwasser.....	- 85 -
4.2.3	Dränagefilter für landwirtschaftliche Dränagen – Laborversuche	- 89 -
5	Ausblick	- 98 -
6	Zusammenfassung	- 100 -
7	Din-Normen.....	- 102 -
8	Literatur.....	- 104 -
9	Anhang	- 110 -

1 Einleitung

Im Laufe der letzten Jahrzehnte ist zu beobachten, dass das Bewusstsein für eine ökologisch intakte Umwelt in der Gesellschaft stark zunimmt. Damit verbunden sind veränderte Ansprüche an Fließgewässer und deren Einzugsgebiete. Das Gewässerumfeld wird immer mehr als Naherholungsgebiet wahrgenommen und folglich zunehmend auch zur Freizeitgestaltung durch die Bevölkerung genutzt.

Diese Entwicklung hat auch bedeutenden Einfluss auf die Gewässerbewirtschaftung. Während bis Mitte der 1990er Jahre fast ausschließlich die Belastung mit Stickstoff und Phosphor im Fokus von Gewässergüteuntersuchungen stand, ist heute die Bewertung und die Steuerung einer Vielzahl von Mikroverunreinigungen eine zentrale Aufgabe der Gewässerbewirtschaftung. Derartige Mikroschadstoffe umfassen sowohl anthropogene Spurenstoffe als auch hygienisch relevante Mikroorganismen bzw. wasserübertragbare Krankheitserreger (MKULNV 2015b). Nicht zuletzt vor diesem Hintergrund verabschiedete die Europäische Union die Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL), in der für alle Oberflächengewässer ein guter ökologischer Zustand gefordert wird. Forschungsprojekte der letzten Jahre belegen jedoch, dass die Bewertungskriterien der EG-WRRL für die Belastung mit Mikroschadstoffen nicht ausreichend sind (SCHLUEP et al. 2006, SWIST I 2001, SWIST II 2004, SWIST III 2007, SWIST IV 2012).

In der vor kurzem in Kraft getretenen Novelle der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) (OGewV 2016) wurden die Umweltqualitätsnormen für oberirdische Gewässer deutlich erweitert. Bei den neu aufgenommenen Stoffen handelt es sich überwiegend um anthropogene Spurenstoffe, was die Aktualität des Themas unterstreicht. Hygienisch-mikrobiologische Parameter sind in der EG-WRRL nicht aufgeführt, obwohl hygienerelevante Fragestellungen als Folge des verstärkten Nutzungsdrucks auf die Gewässer immer mehr ins Blickfeld rücken (SCHREIBER und KISTEMANN 2010). Nach den derzeit geltenden Regelungen sind Grenzwerte hierfür nur dann festgelegt, wenn das Gewässer für bestimmte Nutzungen ausgewiesen wird, z.B. für die Entnahme von Beregnungswasser von Ackerkulturen (AGA 1991) oder als Badegewässer (BADEGEWVO 2007, EU-BADEGEWRL 2006). Es ist jedoch nicht ausgeschlossen, und sogar häufig zu beobachten, dass auch Gewässer, die nicht explizit für eine der oben genannten Nutzungen freigegeben sind, in einer Weise genutzt werden, dass Hygiene-relevante Merkmale von Bedeutung sind (z. B. Wassersport oder spielende Kinder). Aus Sicht des vorsorgenden Gesundheitsschutzes ist folglich die Minimierung der mikrobiellen Einträge in alle Fließgewässer sinnvoll.

Mikroschadstoffe werden immer wieder in Fließgewässern nachgewiesen. Im Fachbericht 2 des Landesamts für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV NRW 2007) werden insgesamt 43

Arzneimittelwirkstoffe als potentiell umweltschädlich eingestuft, da sie regelmäßig in Oberflächengewässern nachweisbar waren. Untersuchungen an anthropogen geprägten sowie von Abwasser unbeeinflussten Gewässern zeigten, dass auch Hygiene-relevante Mikroorganismen ubiquitär in der Umwelt vorkommen (ARVANITIDOU et al. 1995, EYLES et al. 2003, KELSEY et al. 2003, KISTEMANN et al. 2009, OBIRI-DANSO und JONES 1999, SAVILL et al. 2001, SCHREIBER et al. 2011).

Die Eintragungspfade für Mikroschadstoffe sind vielfältig. Die Belastungen herrührend von Punktquellen wie Einleitungen von Kläranlagen, Mischwasserentlastungen und Regenwasser sind unter anderem durch Forschungsprojekte der Kooperationspartner belegt (RECHENBURG und KISTEMANN 2009, RECHENBURG et al. 2006, SWIST I 2001, SWIST II 2004, SWIST III 2007, SWIST IV 2012). Auch die Einträge aus dem Landschaftswasserhaushalt bzw. über dränierte Flächen sind mit Mikroschadstoffen belastet (MERTENS et al. 2017, SCHREIBER et al. 2016).

Im Zuge des Klimawandels wird davon ausgegangen, dass sich Niederschläge hinsichtlich Menge, Häufigkeit und Frequenz verändern. Dadurch sind längere Trockenwetterperioden möglich, die zu extremen Niedrigwasserabflüssen mit hohen Anteilen an gereinigtem Abwasser führen. Zudem ist aber auch vermehrt mit Starkniederschlagsereignissen zu rechnen. Dies führt zu einer häufigeren Beaufschlagung und Entlastung von Speicherbecken der Kanalisationen und ebenso zu höheren Abflüssen aus dem Landschaftswasserhaushalt. Beide oben beschriebenen Bedingungen lassen erhöhte Konzentrationen von Mikroschadstoffen im Fließgewässer erwarten.

Mögliche Maßnahmen zur Reduzierung von Mikroschadstoffen sind bislang nur unzureichend untersucht. Dies gilt insbesondere für die schwer erfassbaren diffusen Einträge (u.a. Drainage-Einleitungen) und Einleitungen, bei denen nach bisherigem Kenntnisstand keine besonderen Belastungen erwartet wurden (z.B. Einleitungen aus Trennkanalsystemen). Erste Analysen der Einleitungen aus Regenwasserkanälen und Dränagen haben jedoch gezeigt, dass dieses Wasser keinesfalls unbelastet ist (MERTENS et al. 2017, SCHREIBER et al. 2016). Eine Bewertung und Auswahl geeigneter Maßnahmen zur Reduzierung von Mikroschadstoffen aus den oben genannten Eintragungspfaden ist derzeit nicht oder nur schwer möglich. Eine ganzheitliche Planung der Gewässerbewirtschaftung zur Einhaltung der Grenzwerte und zum Schutz der Gewässer und deren Nutzer ist deshalb nur bedingt umsetzbar. Die tiefere Untersuchung sowie Entwicklung von Maßnahmen zur Reduktion der Belastungen aus diesen Eintragungspfaden ist daher von großer Bedeutung.

Zur Verbesserung der Reinigungsleistung von Kläranlagen ist aktuell die sogenannte vierte Reinigungsstufe Gegenstand der fachlichen Diskussion. Diese beinhaltet Verfahren wie Aktivkohlefiltration bzw. -adsorption, Ozonung, den Einsatz von Membranbioreaktoren sowie UV-Desinfektion. Die Wirkung dieser Verfahren auf chemische Spurenstoffe ist substanzspezifisch, bei

den Mikroorganismenkonzentrationen ist eine weitere Reduzierung zu erwarten (FEUERPFIL et al. 1999, GIMBEL 1998, JONES 2001, KÖNIG 2002, RUDOLPH et al. 1993). Allerdings ist die Effektivität dieser Maßnahmen im Regenwetterfall eher gering, da dann temporär große Wassermengen ohne Passage einer Kläranlage aus den Kanalsystemen in die Vorfluter abgeschlagen werden (SWIST IV 2012). Die weitergehende Reinigung des Wassers aus Mischwasserentlastungen durch Retentionsbodenfilter (RBF) kann die Stoßbelastung aus diesem Eintragspfad deutlich reduzieren. Auch die Anzahl der Befunde und die Konzentrationen von anthropogenen Spurenstoffen im eingeleiteten Mischwasser reduzieren sich deutlich (MERTENS et al. 2012, SWIST IV 2012).

Durch die Regelungen im Landeswassergesetz NRW (MURL 1998) erlangt die Einleitung von Regenwasser aus dem Trennkansystem immer größere Bedeutung für die Entwässerung versiegelter Flächen. Dabei wird vermeintlich wenig bis unbelastetes Regenwasser in dem vom Abwasser getrennten Kanalsystem gesammelt und oft unbehandelt in Fließgewässer eingeleitet. Die Untersuchung dieses Eintragspfades an der Swist ergab, dass mit einer deutlichen Belastung des so eingeleiteten Niederschlagswassers mit Mikroschadstoffen zu rechnen ist (MERTENS et al. 2017).

Dränagesysteme in landwirtschaftlichen Flächen werden bereits seit Mitte des letzten Jahrhunderts eingesetzt. Sie sind auf vielen Flächen erforderlich, um die Fruchtbarkeit der Ackerflächen zu sichern. Das Bodenwasser wird durch Dränagerohre deutlich schneller abgeführt und somit wird Staunässe vermieden. Das abgeleitete Wasser wird meist über Sammelrohre oder Gräben in Oberflächengewässer eingeleitet. Durch die Verkürzung der Aufenthaltszeit des Wassers im Boden wird allerdings auch die Filterwirkung der Bodenpassage verringert. Deshalb beschäftigen sich einige wissenschaftliche Untersuchungen mit der Beschaffenheit von Dränagewasser aus landwirtschaftlichen Flächen. Im Fokus stehen dabei meist die Einträge der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor (JAYNES et al. 2001). In Abhängigkeit von der Bodenart und der Bewirtschaftung werden auch immer wieder hohe Konzentrationen von Phosphor im Dränagewasser gefunden (BLANN et al. 2009). Die Belastung von Dränagewasser mit Mikroschadstoffen war bisher nur Gegenstand weniger Untersuchungen (BLANN et al. 2009, JAMIESON et al. 2002, SWIST III 2007). Entsprechend der Datenlage sind auch geeignete Systeme zur Behandlung von Dränagewasser bislang unzulänglich. Diskutiert wird der Einbau der Dränagerohre in reaktive Materialien wie Holzhackschnitzel zur gezielten Denitrifikation (GREENAN et al. 2006), verschiedene industrielle Schlacken zum Phosphorrückhalt (MCDOWELL et al. 2008), sowie die Ummantelung der Dränagerohre zum Nährstoffrückhalt (HOLSTEN et al. 2012b). Diese Systeme lassen sich allerdings nicht in bestehende Dränagen nachrüsten. Daher ist auch eine Materialerneuerung bei Erreichen der Rückhaltekapazität nicht möglich. Als nachrüstbare Methoden zum Nährstoffrückhalt werden Gräben bzw. Minifeuchtgebiete mit reaktiven Materialien oder Kompaktfilter vor Einleitung des Dränagewassers in Oberflächengewässer

vorgeschlagen (HOLSTEN et al. 2012b). Der Fokus dieser Systeme beschränkt sich jedoch auf die Umwandlung und den Rückhalt von Stickstoff- und Phosphorverbindungen.

In dem vorliegenden Abschlussbericht werden Strategie, Methoden und Ergebnisse des F&E-Projektes „ReSMo“ (Az.: 54.2-3.3-1892-Wt) beschrieben. Untersuchungsgegenstand des Arbeitspakets 1 (AP1) war das Monitoring von Niederschlagswasser aus Trennkanalentwässerung und eine Validierung der im Projekt „Swist IV“ dokumentierten, sehr guten Reinigungsleistung von Retentionsbodenfiltern (RBF) in Mischsystemen (Mertens et al. 2012). Ziel war es, zum einen die Belastung der Gewässer durch Regenwassereinleitungen aus Trennkanalsystemen und zum anderen RBF im Mischkanalsystem als wasserwirtschaftliche Interventionsmaßnahmen zur Gewässerreinigung repräsentativ zu bewerten, um den wasserwirtschaftlichen und politischen Entscheidungsträgern eine Bewertungs- und Entscheidungsgrundlage bereit zu stellen. Zur Realisierung eines Monitorings musste am Trennkanal zunächst ein autarkes Stromversorgungs- und Steuerungssystem entwickelt und implementiert werden.

Die Belastung der Fließgewässer mit Spurenstoffen und auch der Spurenstoffrückhalt auf Kläranlagen stehen aktuell zusätzlich stark im Fokus der Wasserforschung und Wasserwirtschaft. In enger Abstimmung mit der Bezirksregierung Köln und dem Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV) wurde daher, ergänzend zu den im Antrag aufgeführten Arbeiten, die Möglichkeit einer weitergehenden Reinigung des Kläranlagenablaufs durch RBF untersucht. Hierfür wurden Synergien zu anderen F&E-Aktivitäten des Erftverbands genutzt. Auf der Kläranlage Rheinbach wurde eine Versuchsanlage bestehend aus drei RBF im halbtechnischen Maßstab errichtet (TAPES 2016). Diese wurde in Filteraufbau und Filterhöhe großtechnischen RBF nachempfunden. Um aerobe Verhältnisse in den Filtern beizubehalten, wurden diese intermittierend mit dem Kläranlagenablauf beschickt. Im Rahmen des ReSMo-Projektes wurde die RBF-Versuchsanlage hinsichtlich humanrelevanter Mikroorganismen untersucht. Dabei wurden neben Filterzu- und -abläufen auch zusätzlich Proben aus drei Filterschichten analysiert, um den Spurenstoffrückhalt innerhalb der „Blackbox RBF“ besser zu lokalisieren.

Ein weiteres Ziel war die Entwicklung und Bewertung von Maßnahmen zur Reduzierung von Einträgen aus Dränagesystemen (AP2). Hierfür sollten zum einen Dränageeinleitungen systematisch und repräsentativ nicht nur qualitativ, sondern auch quantitativ erfasst werden. Dies setzte den Einbau einer Abflussmengenmessung (Ermittlung der Eintragsfrachten) und eines automatisierten, ebenfalls energieautarken Probennahmesystems voraus.

Parallel dazu sollte ein praxistaugliches Filtersystem entwickelt und getestet werden, das Einträge von Mikroschadstoffen aus Dränagen effektiv reduzieren kann. Diese Filtersysteme sollten dabei mit geringem Aufwand auch in bestehende Dränagen nachrüstbar und dezentral einsetzbar sein.

Mit dem Antrag auf vorzeitigen Projektbeginn wurde am 1. August 2013 mit den ersten Vorarbeiten für das Projekt begonnen. Mit dem Zuwendungsbescheid vom 2. Oktober 2013 (Aktenzeichen 54.2-3.3-1892.Wt) wurde eine Projektlaufzeit von 2,5 Jahren (Bewilligungszeitraum 09.07.2013-31.12.2015) festgelegt. Dieser Zeitraum wurde aus entwicklungstechnischen und witterungsbedingten Gründen mit dem Änderungsbescheid vom 17.11.2015 bis zum 31. Dezember 2016 verlängert, um die Repräsentativität des Datenkollektivs zu verbessern.

Das Projekt kann in folgende Arbeitsbereiche eingeteilt werden:

- Auswahl der Probenahmestellen; Entwicklung und Installation der Monitoringsysteme
- Entwicklung des Dränagefilters
- Probenahme und Analyse
- Auswertung der Monitoring- und Versuchsergebnisse zur Bewertung der untersuchten Eintragspfade und der Wirksamkeit von Maßnahmen

Alle Arbeitsbereiche werden in dem hier vorliegendem Abschlussbericht dargestellt.

2 Material und Methoden

2.1 Projektgebiet

Als Projektgebiet wurde das Einzugsgebiet der Swist ausgewählt. Das Swist-Einzugsgebiet ist ein Teileinzugsgebiet der Erft und liegt nord-westlich von Bonn. Aus den Vorgängerprojekten (Swist I – Swist IV) liegt ein umfangreicher Daten- und Wissenspool für dieses Gebiet vor, der für die Auswertung und die Interpretation der aktuellen Untersuchungen genutzt werden konnte. Eine ausführliche Beschreibung des Projektgebietes findet sich in den Abschlussberichten der SWIST-Projekte (SWIST I 2001, SWIST II 2004, SWIST III 2007, SWIST IV 2012). Da bis auf den bereits untersuchten RBF Altendorf kein weiterer RBF im Projektgebiet vorhanden ist, wurde für die vertiefenden Untersuchungen des Themas der RBF Kaster (Stadt Bedburg) gleichen Baujahres ausgewählt. Dieser liegt etwa 30 km nördlich des Projektgebiets im direkten Einzugsgebiet der Erft. Weitere Erläuterungen sind im Kapitel 2.2.3 ausgeführt.

2.2 Probenahmestellen, Monitoringsysteme und Versuchsanlagen

2.2.1 Trennkanalsystem (energieautarkes Monitoringsystem)

Die Untersuchung der Regenwassereinleitung aus einem Trennkanalsystem erfolgte am Ablauf des Regenrückhaltebeckens (RRB) Merl. Dieses Becken liegt im Stadtgebiet Meckenheim und dient zur Zwischenspeicherung des Niederschlagswassers des Ortes Merl. Das Einzugsgebiet ist geprägt durch ländliche Wohnbebauung und einzelne landwirtschaftliche und gewerbliche Betriebe. Das im RRB Merl eingestaute Wasser wird gedrosselt in die Swist eingeleitet. Wichtige technische Details sind in Tabelle 1 aufgelistet.

Tabelle 1: Technische Daten des Regenrückhaltebeckens Merl

Anlage	Name	RRB Merl
	Betriebsstellenummer	152
Koordinaten	Gauß-Krüger	Hochwert 2573702 Rechtswert 5611593
	Art der Entwässerung	Trennkanal
Einzugsgebiet	Einzugsgebiet A _u (Stand 2013) [ha]	24,4
Plandaten	Funktion	RRB
	Bauart	DB, HS
	Rückhaltevolumen [m ³]	1.400,0
	max. Drosselabfluss [L/s]	450
	Inbetriebnahme	1971

RRB = Regenrückhaltebecken

DB, HS = Durchlaufbecken im Hauptschluss

Da die Steuerung der oben beschriebenen Anlage rein mechanisch ist und der Abfluss im freien Gefälle erfolgt, wird auf der Anlage für den Regelbetrieb weder Messtechnik noch eine Energieversorgung benötigt. Deshalb wurde für den Ablauf des Regenrückhaltebeckens ein energieautarkes, automatisches Probenahme- und Überwachungssystem entwickelt und installiert (Abbildung 1). Dieses soll auch als Prototyp für eine Probenahme in ähnlich gelagerten Fällen mit schwierigen infrastrukturellen Bedingungen dienen.

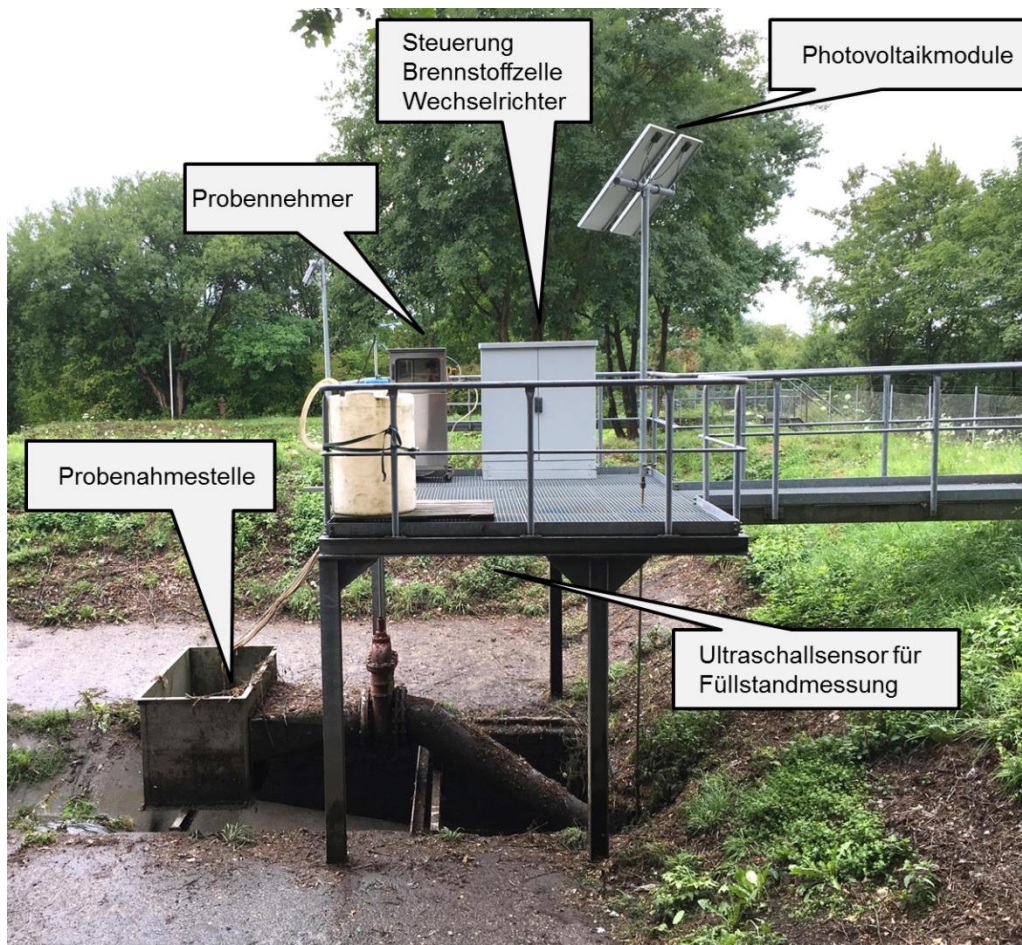


Abbildung 1: Probenahmesystem am Regenrückhaltebecken Merl

Die elektrische Versorgung wurde über eine Kombination aus einer Photovoltaikanlage und einem Brennstoffzellenmodul sowie Pufferakkumulatoren sichergestellt. Durch ein auf das Probenahmesystem abgestimmtes Steuerungsmodul erfolgte in Abhängigkeit der Sonneneinstrahlung und des Ladezustands der Akkus eine zusätzliche Energieerzeugung durch die Brennstoffzelle. So konnte unabhängig von Witterung, Tages- und Jahreszeiten eine autarke Energieversorgung sowohl für die Mess- und Kommunikationstechnik, als auch für die Probenahmetechnik sichergestellt werden. Abbildung 2 zeigt schematisch das Funktionsprinzip der Energieversorgung.

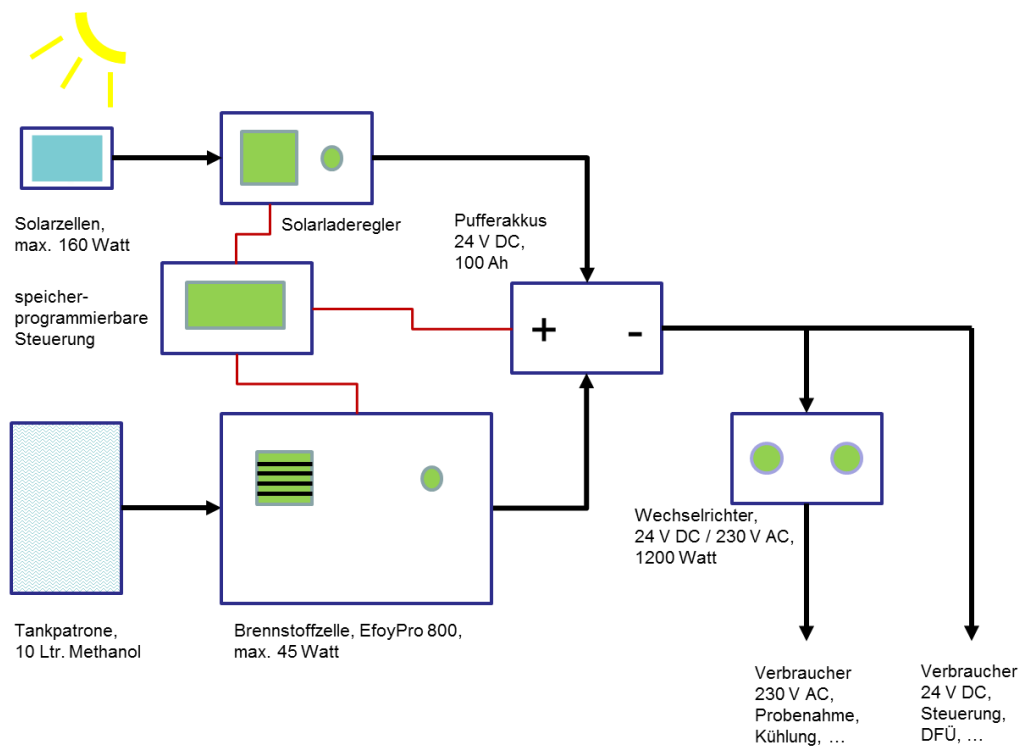


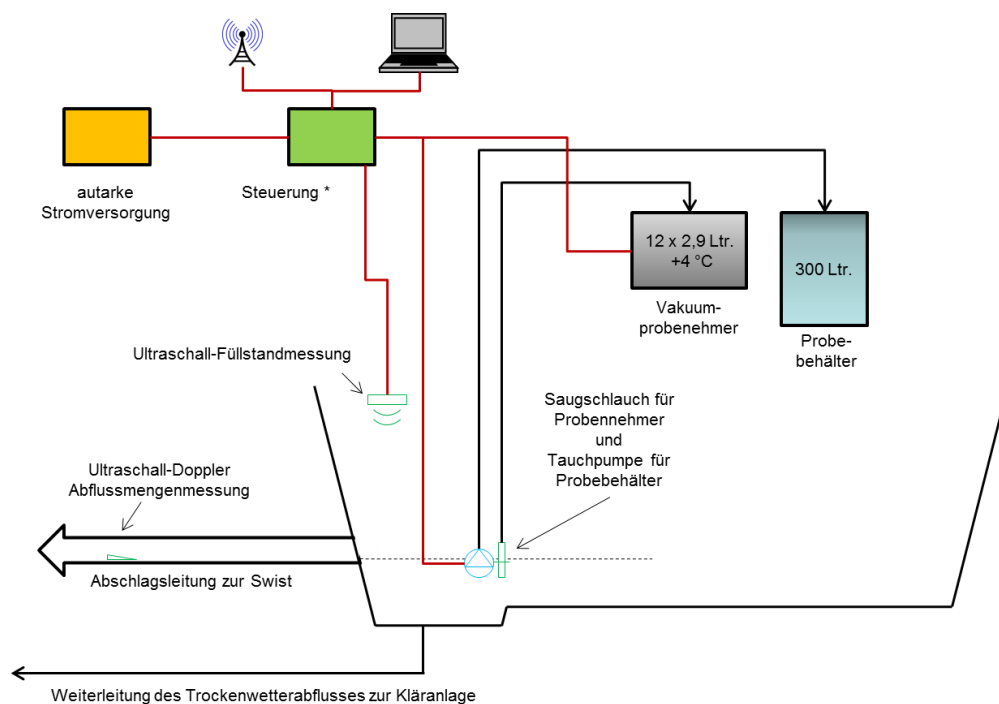
Abbildung 2: Funktionsprinzip des autarken Energieversorgungssystems

Für die Probenahme wurde am Ablauf des RRBs ein automatischer Probenehmer mit zwölf Einzelflaschen sowie eine Tauchpumpe mit einem 300 L fassenden Probenbehälter für die parasitologischen Untersuchungen installiert. Zudem wurde ein Ultraschall-Höhenmesser im Becken angebracht, wodurch eine hochgenaue Erfassung des Füllstands des Beckens möglich war. Die Erfassung erfolgte im 5-Minuten- bzw. im Ereignisfall im 1-Minute-Intervall. Über den Füllstandsensord wurde der Beginn des Ablaufes registriert und die Probenahme aktiviert. Bei jedem Ereignis wurden über den Probenehmer kontinuierlich Mischproben über jeweils zwölf Minuten gezogen. Bei zwölf Einzelflaschen ergab sich daraus eine maximale Gesamtbeprobungsdauer von 144 Minuten. Zusätzlich wurde für die mikrobiologischen Untersuchungen am Anfang des Ereignisses über die Tauchpumpe in ca. 15 Minuten das 300 Liter fassende Probengefäß gefüllt. Über ein Kommunikationsmodul wurden im Falle einer Probenahme automatisch Benachrichtigungen per E-Mail und Textnachricht versandt. Somit konnte die rasche Abholung und Bearbeitung der Proben sichergestellt werden. Dies ist insbesondere bei instabilen chemischen Verbindungen sowie für die mikrobiologischen Untersuchungen von Bedeutung.

Die gesamte Steuerung für die Energieversorgung, Probenahme, Messtechnik, Messdatenspeicherung und Kommunikation wurde zentral auf Basis einer

speicherprogrammierbaren Steuerung (SPS) für das Probenahmesystem entwickelt. Dadurch war es möglich, alle Komponenten des Systems durch tägliche Statusmeldungen zu überwachen und auch über Fernzugriff Einstellungen zu ändern. Dies stellt bei ereignisspezifischen Probenahmen mit oftmals langen Stand-By-Perioden eine deutliche Arbeitserleichterung dar.

Zur Bestimmung der Beziehung zwischen der Füllhöhe des Beckens und der Ablaufmenge wurde zeitweise zusätzlich im Ablaufrohr eine Ultraschall-Doppler-Abflussmengenmessung installiert. Mit dieser Messung konnte eine signifikante Beziehung zwischen der Füllhöhe und dem Ablauf ermittelt werden. Für die Auswertung könnten auf dieser Basis die hoch aufgelösten Daten der Füllstandmessung zur Ermittlung des Abflusses genutzt werden. Abbildung 3 zeigt schematisch den Aufbau des gesamten Monitoringsystems.



* Steuerung für Energieversorgung, Probenahme, Messtechnik, Messdatenspeicherung, Kommunikation (Fernzugriff, Alarm- und Statusmeldungen)

Abbildung 3: Schematischer Aufbau des Monitoringsystems am RRB Merl mit autarker Energieversorgung

2.2.2 Dränagewasser von landwirtschaftlich genutzten Flächen

Das Einleitverhalten von Dränagesystemen aus landwirtschaftlichen Flächen in Fließgewässer ist sehr stark witterungsabhängig und kaum vorhersagbar. Für die Gewinnung von repräsentativen Proben ist

deshalb eine automatisierte Probennahmeverrichtung unabdingbar. In der Regel kann bei landwirtschaftlichen Dränagen auf keine Infrastruktur für die Probenahme zurückgegriffen werden. Deshalb wurde am letzten Sammelschacht vor der Einleitung in das Fließgewässer eines Dränagesystems im Swist-Einzugsgebiet ein batterieversorgtes Mess- und Probenahmesystem installiert. Das Monitoringsystem besteht aus einem automatischen Probenehmer mit zwölf Einzelflaschen und einem im Sammelschacht installierten Radar-Höhenstandsmesser zur Bestimmung des Wasserstands. Bei einem Wasserstand mit nennenswerter Einleitmenge (ca. > 0,5 L/min) wurde die Probenahme durchgeführt. Die Erfassung und Speicherung des Wasserstandes erfolgte im 5-Minutenintervall. Es wurden im Stundenintervall über bis zu neun Tage kontinuierlich Teilproben gezogen. In der Regel konnten so je 3-Tagesmischproben gewonnen werden. Für die mikrobiologischen Untersuchungen wurde abweichend nur jeweils die aktuellste Teilprobe analysiert, da es durch längere Standzeiten zur Verfälschung der Ergebnisse durch Vermehrung oder Absterben der Mikroorganismen kommen kann. Durch stichprobenartiges Auslitern der Einleitmenge konnte eine signifikante Beziehung zwischen der Einleitmenge und dem Wasserstand gefunden werden. Abbildung 4 zeigt das Mess- und Probenahmesystem.

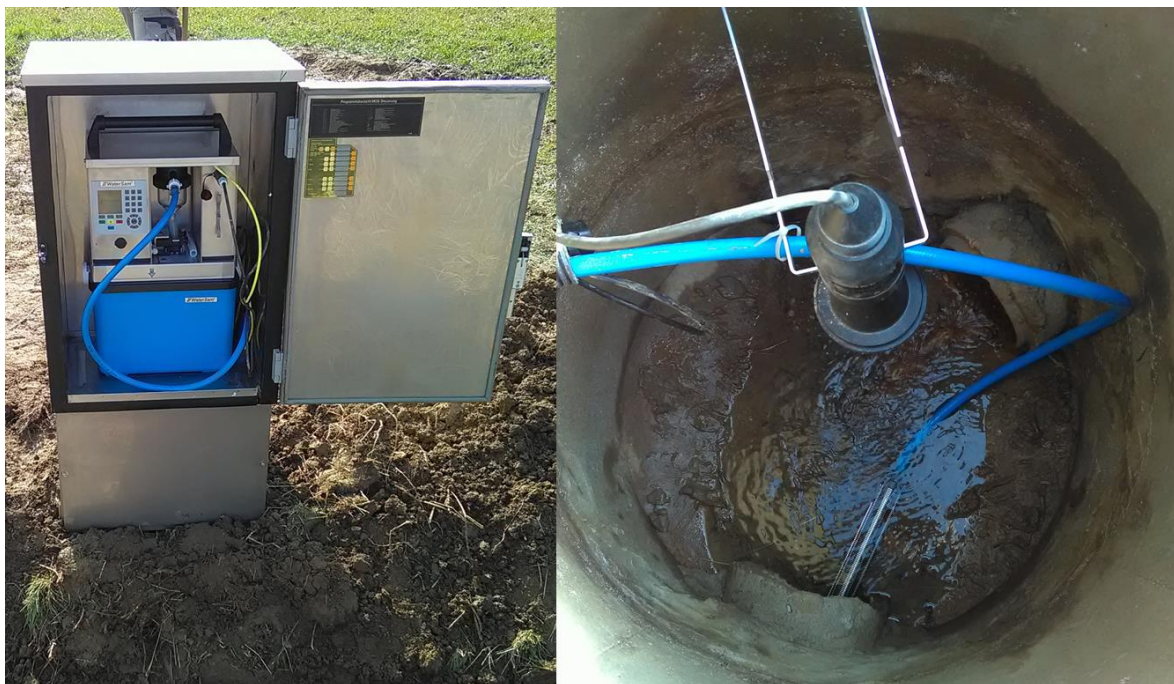


Abbildung 4: Mess- und Probenahmesystem (links) sowie der Kontrollschacht mit Höhenstandsmessung und Saugschlauch (rechts) an der Dränage Morenhoven

Die an die untersuchte Drainageeinleitung angeschlossene dränierete Fläche liegt in der Gemeinde Swisttal nahe dem Ort Morenhoven. Das ca. 27 ha große Gebiet wird ausschließlich ackerbaulich

genutzt (Abbildung 5). Die Fläche ist in mehrere Bewirtschaftungseinheiten aufgeteilt, sodass während der Beprobungsphase verschiedene Kulturen angebaut wurden. Die Bewirtschaftung ist in Tabelle 2 zusammengefasst.



Abbildung 5: Blick auf die entwässerte Fläche (links) und Einleitstelle der Drainage Morenhoven in die Swist (rechts)

Tabelle 2: Bewirtschaftung der Fläche des beprobten Dränagesystems

Parzelle	Fläche	Zeitraum	Kultur
1	ca. 8,5 ha	bis August 2016	Winterweizen
1	ca. 32 %	ab September 2016	Wintergerste
2	ca. 5,6 ha	bis September 2016	Zuckerrüben
2	ca. 21 %	ab Oktober 2016	Winterweizen
3	ca. 6 ha	bis Juli 2016	Wintergerste
3	ca. 22 %	ab August 2016	Zuckerrüben
4	ca. 6,6 ha	nicht bekannt	
4	ca. 25 %		

Für eine aussagekräftige Interpretation der Daten ist das Einbinden der Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den Flächen in die Auswertung sinnvoll. Für die Parzellen 1 bis 3 wurden uns diese vom bewirtschaftenden Landwirt aus seinen Aufzeichnungen zur Verfügung

gestellt. Tabelle 3 zeigt die Dünge- und Pflanzenschutzmaßnahmen während des Beprobungszeitraums.

Tabelle 3: Bewirtschaftungsmaßnahmen auf der Drainagefläche, chronologisch sortiert

Datum	Parzelle	Maßnahme	Produkt	Menge	behandelte Fläche	ausgebrachte Wirkstoffe (Auswahl)					Stickstoff
						Epoxiconazol	Ethofumesat	Fenpropimorph	Metameton	Propiconazol	
				L / ha	ha	g					kg
10.10.2015	3	Pflanzenschutz	Herold	0,6	6,0	-	-	-	-	-	
21.10.2015	1	Pflanzenschutz	Herold	0,6	8,5	-	-	-	-	-	
26.10.2015	3	Pflanzenschutz	Bulldock	0,3	6,0	-	-	-	-	-	
01.03.2016	3	Düngung	Alzon flüssig 25 / 6		6,0						780
12.03.2016	1	Düngung	20 - 4 NS_Lösung		8,5						850
09.04.2016	3	Pflanzenschutz	Input	0,7	6,0	-	-	-	-	-	
09.04.2016	3	Pflanzenschutz	Moddus	0,45	6,0	-	-	-	-	-	
10.04.2016	1	Pflanzenschutz	Bravo	1	8,5	-	-	-	-	-	
10.04.2016	1	Pflanzenschutz	Capalo	1,2	8,5	638	-	2.040	-	-	
10.04.2016	1	Pflanzenschutz	CCC	0,7	8,5	-	-	-	-	-	
10.04.2016	1	Pflanzenschutz	Moddus	0,25	8,5	-	-	-	-	-	
11.04.2016	2	Düngung	KAS		5,6						448
02.05.2016	3	Pflanzenschutz	Bontima	1,35	6,0	-	-	-	-	-	
02.05.2016	3	Pflanzenschutz	Cerone	0,4	6,0	-	-	-	-	-	
02.05.2016	3	Pflanzenschutz	Credo	1,5	6,0	-	-	-	-	-	
10.05.2016	2	Pflanzenschutz	Belvedere Extra	1,2	5,6	-	1.344	-	-	-	
10.05.2016	2	Pflanzenschutz	Metafol	2	5,6	-	-	-	7.795	-	
17.05.2016	1	Düngung	KAS		8,5						502
20.05.2016	2	Pflanzenschutz	Betasana Trio	1,5	5,6	-	966	-	-	-	
20.05.2016	2	Pflanzenschutz	Metafol	1,5	5,6	-	-	-	5.846	-	
06.06.2016	2	Pflanzenschutz	Belvedere Extra	1,2	5,6	-	1.344	-	-	-	
06.06.2016	2	Pflanzenschutz	Ethofumesat	0,35	5,6	-	980	-	-	-	
06.06.2016	2	Pflanzenschutz	Metafol	2	5,6	-	-	-	7.795	-	
10.06.2016	1	Pflanzenschutz	Amistar	0,3	8,5	-	-	-	-	-	
10.06.2016	1	Pflanzenschutz	Bulldock	0,3	8,5	-	-	-	-	-	
10.06.2016	1	Pflanzenschutz	Taspa	0,3	8,5	-	-	-	-	638	
10.06.2016	1	Pflanzenschutz	Teppeki	0,1	8,5	-	-	-	-	-	
01.08.2016	2	Pflanzenschutz	Juwel	0,85	5,6	595	-	-	-	-	
01.08.2016	2	Pflanzenschutz	Ortiva	0,15	5,6	-	-	-	-	-	
Summe						1.233	4.634	2.040	21.437	638	2.580

2.2.3 Retentionsbodenfilter für Mischwasserentlastung

Um die Belastung von Fließgewässern durch die Einleitung von Mischwasser zu verringern, wird vermehrt an Regenüberlaufbecken (RÜB) eine weitgehende Behandlung des entlasteten Mischwassers durch RBF durchgeführt. Um die Erkenntnisse über die Reinigungsleistung, speziell in Bezug auf Mikroorganismen und Spurenstoffe, aus den Vorgängerprojekten (SWIST IV 2012) zu verifizieren, wurde in diesem Projekt ein weiterer RBF intensiv untersucht.

Der untersuchte RBF liegt im Ortsteil Kaster der Stadt Bedburg. Das angeschlossene Kanalsystem entwässert die Orte Kaster und Königshoven mit ca. 7.700 angeschlossenen Einwohnern. Die abflusswirksame Fläche (A_u) beträgt rund 79 ha. Das Gebiet ist geprägt durch eine kleinstädtische

Wohnbebauung mit einigen landwirtschaftlichen Betrieben. Ansonsten sind keine nennenswerten Gewerbe- bzw. Industrieflächen oder Gebäude mit speziellen Abwasseraufkommen, wie z.B. Krankenhäuser, vorhanden. Der RBF Kaster dient zur weitergehenden Reinigung der Mischwasserabschläge des als Fangbecken im Nebenschluss ausgeführten Regenüberlaufbeckens Kaster. Der Filter wurde 2005 in Betrieb genommen. Die Filterfläche beträgt 1.495 m², das Rückhaltevolumen 2.630 m³. Im Zulauf des RBFs befindet sich ein Rechen zum Rückhalt von Grobstoffen, der allerdings bei großen Zulaufmengen überspült wird. Zur besseren Verteilung des Wassers ist eine Verteilerrinne in Längsrichtung des Filters installiert. Das gefilterte Wasser wird mit einer maximalen Drosselmenge von 44 L/s in die Mühlenerft eingeleitet. Die Abbildung 6 zeigt den RBF Kaster im Februar 2014.



Abbildung 6: Retentionsbodenfilter Kaster (24.02.2014)

Die technischen Details der Anlage sowie die Beschaffenheit des Filtermaterials (soweit Daten vorhanden) sind in Tabelle 4 zusammengefasst.

Tabelle 4: Technische Details des Retentionsbodenfilters Kaster

Anlage	Name		RBF Kaster	
	Betriebsstellennummer		101	
Koordinaten	Gauß Krüger	Hochwert	2539032	
		Rechtswert	5653098	
Einzugsgebiet	Art der Entwässerung		Mischsystem	
	Einzugsgebiet A _u	(Stand 2015) [ha]	79,0	
Vorbehandlung	Funktion		RÜB	
	Bauart		FB , NS	
	Rückhaltevolumen	[m³]	2.950,0	
Aufbau RBF	Filterfläche	[m²]	1.465	
	Volumen (ohne RRL)	[m³]	2.630	
	Anzahl der Schichten		1	
	Filterschichthöhe gesamt	[cm]	75	
	Vegetation		Schilf	
Plandaten	max. Filterablauf	[L/s]	44,0	
	max. Filterleistung	[L/(s*m³)]	0,030	
	Inbetriebnahme		2005	
Filtermaterial (Abnahmeprüfung)	Zugaben			
	Körnung	Ton + Schluff	[%]	2,7
		Feinsand	[%]	16,7
		Mittelsand	[%]	59,5
		Grobsand	[%]	20,1
		Kies	[%]	1,0
	pH (CaCl ₂)		8,4	
	CaCO ₃	[%]	30,3	
	Leitfähigkeit	[µS/cm]	115,0	
	C _{org}	[%]	0,23	
	k _f	[m/s]	1,50E-04	
	Sulfat	[mg/L]	5,2	
	Zink	[µg/L]		
	Chlorid	[mg/L]		
Fe-Gehalt (Eluat)	[µg/L]	122		

RÜB = Regenüberlaufbecken

FB, NS = Fangbecken im Nebenschluss

RRL = Regenrückhaltelamelle

Um die Abschlagsereignisse erfassen zu können, wurde am RBF Kaster ein automatisches Probenahmesystem installiert. Dabei konnte auf die Erfahrungen der Beprobung des RBFs Altendorf aus dem Vorgängerprojekt „Swist IV“ zurückgegriffen werden. Die Steuerung erfolgte über eine selbst entwickelte Steuerungseinheit auf Basis einer speicherprogrammierbaren Steuerung. Es wurden jeweils für den Zu- und Ablauf ein automatischer Probenehmer mit individuell programmierbarem Probenverteiler sowie je eine Tauchpumpe zur Gewinnung von großen Probemengen installiert. Über einen Wasserstandsensoren im Zulauf des RBFs konnte der Abschlagsbeginn registriert und der Probenehmer des Zulaufs zeitgenau aktiviert werden. Am Zulauf wurden pro Ereignis drei Proben gezogen. Bei der ersten Probe wurde der Zulauf der ersten 15 Minuten, bei der zweiten Probe von 15 bis 60 Minuten und bei der dritten Probe von 60 bis 150 Minuten gesammelt. Die Berechnung des aus technischen Gründen im Filter verbleibenden Restwassers (Dränageschicht, Dränagerohre, Pumpenschacht etc.) ergab, dass noch etwa ein Stunde nach Ergebnisbeginn Restwasser im Filter vorhanden ist. Die Beprobung des RBF-Ablaufs erfolgte deshalb mit einer entsprechenden Verzögerung. So konnte sichergestellt werden, dass nicht das Restwasser des letzten Abschlags beprobt wird. Am Ablauf wurde pro Ereignis eine Mischprobe über 150 Minuten gezogen. Zeitgleich mit den Probenehmern erfolgte die Aktivierung der Tauchpumpen. Diese füllten in ca. 15 Minuten die 300 Liter fassenden Probenbehälter jeweils für den Zu- und Ablauf für die mikrobiologische Analytik. Die große Probenmenge von optimal mindestens 200 L wird für die parasitologischen Untersuchungen aufgrund der üblicherweise geringen Konzentrationen bei zugleich hoher Infektiosität der Parasiten benötigt. Die Benachrichtigung über die Probenahme erfolgte über ein integriertes Meldesystem per Textnachricht und E-Mail.

2.2.4 Retentionsbodenfilter – Versuchsanlage für behandeltes Abwasser

Um die Wirksamkeit von RBF als zusätzliche Reinigung für Ablaufwasser von Kläranlagen zu untersuchen, wurde im Rahmen des FuE-Vorhabens „Transnational Action Program on Emerging Substances“ (TAPES) auf dem Gelände der Kläranlage Rheinbach eine RBF-Versuchsanlage aufgebaut (TAPES 2016). Es handelt sich hierbei um drei halbtechnische RBF mit jeweils 1,5 m² Filterfläche. In den beiden Filtern, die im Rahmen des vorliegenden Projekts ReSMo hygienisch-mikrobiologisch untersucht wurden, wurde als Filtermaterial Originalmaterial von bereits seit 2005 betriebenen großtechnischen RBF-Anlagen eingebaut. Die Schichtdicke in den Filtersäulen der Versuchsanlage beträgt 100 cm. Es handelt sich um Material des RBFs Altendorf (Swist IV 2012) (nachstehend Versuchsanlage „Filter 1“ genannt) und des RBFs Kaster (nachstehend Versuchsanlage „Filter 2“ genannt). Die Filter wurden ausschließlich mit behandeltem Abwasser der Kläranlage beschickt. Eine Beschickung dauerte 28 Stunden, gefolgt von einer 56 stündigen Trockenphase. Die Filter wurden mit

0,03 L/s/m² Kläranlagenabfluss beschickt. Dies entspricht dem empfohlenen Drosselabfluss von großtechnischen Anlagen laut RBF-Handbuch zur Reduktion chemischer Inhaltsstoffe (MKULNV 2015a). Durch den Beschickungszyklus wurde sichergestellt, dass sich während der Trockenphasen aerobe Bedingungen in den Filtern einstellen. Durch eingebaute Probenahmerohre war es möglich, zusätzlich zu dem Zu- und Ablauf einzelne Filterschichten (0,1 m; 0,3 m; 0,75 m) zu beproben. Eine detaillierte Beschreibung des Aufbaus und der Funktionsweise der Versuchsanlage findet sich im Abschlussbericht des FuE-Vorhabens „Tapes“ (TAPES 2016).

Die hygienisch-mikrobiologischen Probenahmen erfolgten im Beschickungsfall als Zufallsstichproben. Der Zulauf der Versuchsanlage wurde am Entnahmepunkt (Ablaufschacht der Kläranlage) beprobt. Für die Beprobung des jeweiligen Filter-Ablaufes wurde an dem Probenahmeahn des jeweiligen Filters 500 mL Wasser entnommen. Außerdem wurden die Zwischenstufen der RBF beprobt, wobei i. d. R. 250 mL Probe pro Schicht über das entsprechende Probenahmerohr entnommen wurde.

2.2.5 Dränagefilter – Laborversuche

Entwicklung und Aufbau des Dränagefilters

Um den Eintrag von Schadstoffen aus landwirtschaftlichen Dränagen in Fließgewässer zu reduzieren, wurde im Rahmen des Projekts ReSMo der Prototyp eines neuartigen Filtersystems entwickelt, der ohne großen Aufwand in bestehende Dränagesysteme eingebaut werden kann. Der neu entwickelte Dränagefilter besteht aus einem ca. 1.000 mm langen Rohr, dessen Durchmesser dem zumeist üblichen Durchmesser des Auslaufrohres eines Dränagesystems entspricht. Im Innern des Rohrs befinden sich Schneckenwindungen mit einem Abstand von 100 mm. In der Innenwelle der Schnecke ist ein Durchlass mit einem Durchmesser von 30 mm vorgesehen. Die beiden Enden des Rohrs werden mit perforierten Endkappen (Lochdurchmesser 2 mm) verschlossen. Das System wurde von Seiten des Erftverbands als Patent angemeldet. Zur besseren Kontrolle der Vorgänge im Filter wurde für den Prototyp ein durchsichtiges Acrylglasrohr mit einem Durchmesser von 200 mm verwendet. Abbildung 7 zeigt den Prototyp im ungefüllten Zustand.

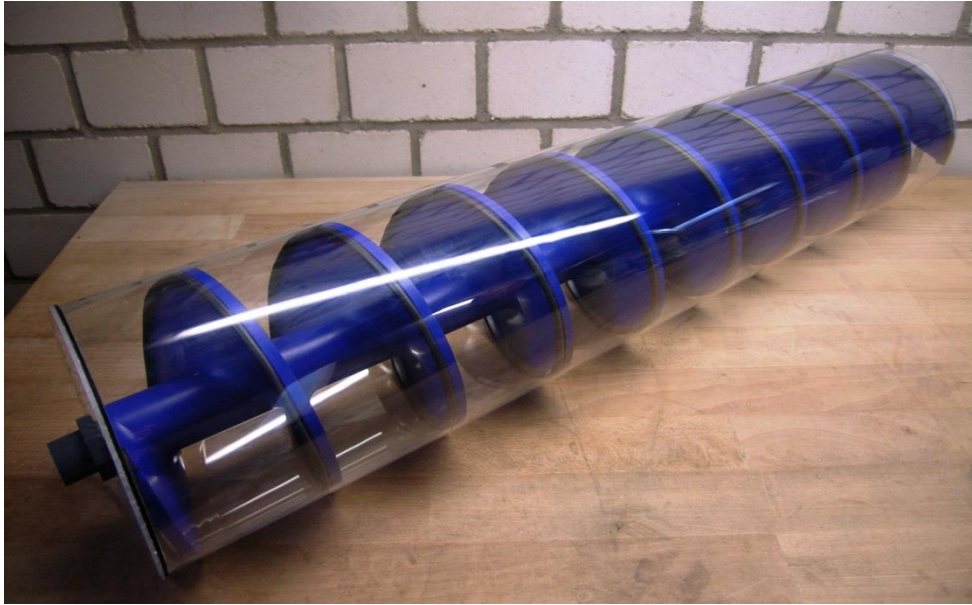


Abbildung 7: Prototyp des neuentwickelten Dränagefilter ohne Filtermaterial

Für die Laborversuche wurde die Filtereinheit mit Aktivkohle (HCPB 1050, Fa. CSC GmbH, Vettweiß) als Filtermaterial befüllt. Um die hydraulische Leistung des Filters zu gewährleisten, wurde diese auf eine Korngröße größer 2 mm gesiebt. Bei den Versuchen mit Nähr- und Spurstoffen wurde zusätzlich Kokoskohle (Eversorb 510, Fa. Evers) als Filtermaterial getestet. Diese wurde ebenfalls auf eine Korngröße größer 2 mm gesiebt.

Der Filter wurde im Labor mit nur leichtem Gefälle auf Stützen aufgebaut. An der Zulaufseite wurde ein 90°-Bogen sowie ein Steigrohr mit der Länge von 100 cm montiert. Mit Hilfe des Steigrohrs konnte durch den Überstau am Zulauf ein Druck erzeugt werden, wie er auch durch den Aufstau in Dränagesystemen zu erwarten ist. Die Beschickung des Filters erfolgte über eine Peristaltikpumpe direkt in das Steigrohr am Zulauf. Das Filtrat wurde an der Endkappe mit einem Trichter aufgefangen und in einem Behälter gespeichert. Abbildung 8 zeigt den Aufbau der Versuchsanordnung.



Abbildung 8: Versuchsaufbau des Laborversuchs mit dem neuen Drainagefilter

Versuchsvorbereitung

Bevor die Versuche zur Untersuchung der chemischen bzw. mikrobiologischen Reduktionsleistung des Drainagefilters gestartet werden konnten, erfolgte jeweils eine einmalige Spülung der frischen Aktivkohle mit Leitungswasser bei einer Durchflussgeschwindigkeit von 1 L/min für ca. 2-3 Stunden. Dadurch wurde zum einen die noch enthaltene pulverförmige Aktivkohle ausgespült, was anhand des Farbwechsels des Spülwassers von schwarz über grau zu klar verfolgt werden konnte. Zum anderen wurde so die gesamte Oberfläche des Filtermaterials vor Inbetriebnahme benetzt, damit einheitliche physikalische Randbedingungen für alle Versuchsläufe gegeben waren. Das Spülwasser wurde verworfen.

Bei der Untersuchung der Reinigungsleistung von Nähr- und Spurenstoffen sowie ausgewählter mikrobiologischer Parameter wurde in ähnlicher Weise vorgegangen. Zu Beginn eines jeden Versuchs wurde so lange Leitungswasser über die Pumpe in das Steigrohr gepumpt, bis der Drainagefilter

wassergesättigt und eine konstante Durchflussgeschwindigkeit von 1 L/min erreicht war. Zeitgleich wurde das Zulaufwasser für den Drainagefilter in einer 250 L-Plastiktonne (im Folgenden als „Zulauftonne“ bezeichnet) vorbereitet. Mit Hilfe eines Rührstab-Aufsatzes für eine Bohrmaschine erfolgte jeweils eine gleichmäßige Verteilung der Nähr- und Spurenstoffe bzw. Zellsuspension in der Zulauftonne. Auf diese Weise wurde künstlich kontaminiertes Drainagewasser erzeugt. Nach Erreichen der konstanten Durchflussgeschwindigkeit von 1 L/min wurde der Ansaugschlauch der Pumpe mit der Zulauftonne verbunden.

Versuche zu Nähr- und Spurenstoffen

Als Ausgangssubstanz wurden 200 L endionisiertes Wasser mit den Nährstoffen Stickstoff und Phosphor sowie dem Herbizid MCPA und dem Veterinärarzneimittel Sulfadiazin versetzt. Tabelle 5 zeigt die zugegebenen Stoffe sowie die geplanten Konzentrationen in der Ausgangslösung.

Tabelle 5: Zusammensetzung der Ausgangslösung

untersuchter Parameter	Stoff	Menge auf 200 L endionisiertem Wasser	geplante Ausgangskonzentration
NO ₃ -N	KNO ₃	28,87 g	20 mg/L
P _{gesamt}	KH ₂ PO ₄	0,8787 g	1 mg/L
MCPA	formuliertes Produkt (500 g/L)	0,4 ml	1 mg/L
Sulfadiazin	Laborstandard	200 mg	1 mg/L

Nach Einstellung eines konstanten Durchflusses von 1 L/min wurde pro Versuchsdurchgang jeweils 200 L der Nähr- und Spurenstofflösung über die Filtereinheit geleitet und so gereinigt. Pro Durchgang wurden drei Proben gezogen. Zu Beginn des Versuchs wurde eine Probe aus der Zulauftonne entnommen, um die Ausgangskonzentration zu kontrollieren. Der Ablauf wurde nach 100 L (100 min) direkt aus dem abfließenden Wasser sowie als Mischprobe aus der Ablauftonne am Ende des Versuchs beprobt. Die Tonnen wurden vor den Probenahmen durch Rühren homogenisiert. Die Analytik erfolgte nach dem im Kapitel 2.3.2 beschriebenen Verfahren. Aus Ressourcenschonung wurden bei den weiteren Durchgängen teilweise die Ablauflösungen verwendet und die Zugaben entsprechend der noch vorhandenen Konzentrationen angepasst. Mit der Aktivkohle wurden insgesamt sechs Durchgänge, mit der Kokoskohle drei Durchgänge durchgeführt.

Versuche zur Mikrobiologie

Die Zulauftonne wurde mit 200 L Trinkwasser befüllt und anschließend mit 100 mL Zellsuspension mit definierter Mikroorganismenkonzentration des jeweils im Untersuchungsgang zu analysierenden Mikroorganismus beimpft.

Die mittels McFarland-Standard Nr. 4 visuell in 4,5 ml 0,9 %-iger NaCl-Lösung eingestellte Bakterien-Suspension enthielt ca. $1,2 \times 10^9$ Zellen/mL. Diese wurde jeweils in 100 ml steriles Leitungswasser überführt. Zur Herstellung der Ausgangssuspension somatischer Coliphagen wurde 1 mL einer Phagen-Stammkultur mit einer Konzentration von $1,7 \times 10^7$ PBE/mL mit 100 mL Leitungswasser gemischt. Im Falle der Parasiten wurden Giardia-Zysten als hochkonzentrierte Reinkultur erworben. Das künstlich hergestellte Dränagewasser der Zulauftonne wurde mit je 50 μ L bis 200 μ L der Parasiten-Suspension (10^6 Zellen/4 ml) versetzt.

Die erste von fünf Probenahmen des Ablaufwassers aus dem Dränagefilter erfolgte ca. 15 Minuten nach Initialbefüllung des Dränagefilters mit dem präparierten Zulaufwasser, sodass sichergestellt war, dass das restliche im Kohlefilter befindliche Leitungswasser zu diesem Zeitpunkt ausgespült war. Insgesamt wurden fünf Proben à 250 mL zu definierten Zeitpunkten entnommen:

- Direkt aus der Zulauftonne wurde vor Versuchsbeginn eine Probe des inokulierten Zulaufwassers (sozusagen künstlich erzeugtes Dränagewasser) zur Einspeisung in den Dränagefilter als Schöpfprobe entnommen, um die Ausgangskonzentration der zugesetzten Bakterien zu ermitteln (Z);
- Die „ersten“ 250 mL präpariertes Dränagewasser nach Dränagefilterpassage wurden direkt bei Austritt aus dem Aktivkohle-Dränagefilter (A1) 15 Minuten nach Initialbefüllung mit dem präparierten Zulaufwasser durch direktes Auffangen des austretenden Wassers in eine sterile Glasflasche gewonnen;
- Nach 100 L Durchflussvolumen bzw. 100 min Versuchsdauer wurde eine Mischprobe aus der Ablauftonne (A2) nach Homogenisieren des Wassers mit dem Rührstabaufsatz der Bohrmaschine als Schöpfprobe entnommen;
- Die „letzten“ 250 mL präpariertes Dränagewasser nach Dränagefilterpassage wurden direkt bei Austritt aus dem Aktivkohle-Dränagefilter (A3) durch direktes Auffangen des austretenden Wassers in eine sterile Glasflasche gewonnen;
- Zum Ende des Versuchs wurde eine weitere Mischprobe des filtrierte Dränagewassers aus der Ablauftonne (A4) nach Homogenisieren des Wassers mit dem Rührstabaufsatz der Bohrmaschine als Schöpfprobe entnommen.

Das filtrierte Dränagewasser wurde als Zulaufwasser für zwei weitere Versuche wiederverwendet. Hierfür wurde vor jedem neuen Versuchsaufbau frische Zellsuspension zugesetzt. Für den vierten bis sechsten Wiederholungsversuch wurde das bis dahin genutzte Wasser nach Desinfektion mit Chlorbleichlauge zur Abtötung der dotierten Mikroorganismen verworfen und die Zulauftonne mit frischem Leitungswasser und neuerlichem Inokulum frischer Zellsuspension präpariert.

Insgesamt wurden Versuche zur Reduktion von vier verschiedenen Mikroorganismen mit unterschiedlichen Größen und Eigenschaften in je sechs Versuchsdurchläufen durchgeführt: *E. coli* (Labor-Stamm WG5 / DSMZ 18455 bzw. Umwelt-Stamm WRh, ein Wildisolat aus dem Rhein; Anzucht über Nacht bei 37 °C auf modifiziertem Scholtens-Agar (MSA)), Enterokokken (*E. faecalis* Stamm DSMZ 24916; Anzucht über Nacht bei 37 °C auf Columbia-Blut-Agar, Fa. Oxoid), somatische Coliphagen (Arbeitskultur Phage ϕ X174 $1,7 \times 10^7$ PBE/mL) sowie Cryptosporidium-Oozysten und Giardia-Zysten (jeweils fertige Zellsuspension mit 10^6 Zellen/4 mL der Fa. Waterborne Inc, New Orleans/USA). Die Proben wurden nach dem Versuch gekühlt und entsprechend der in Kapitel 2.3.3 beschriebenen Methodik möglichst direkt, auf jeden Fall aber innerhalb von 24 Stunden im Labor bearbeitet.

2.3 Probenahme und Analysemethoden

Die Probenahmen wurden von ausgewiesenen Mitarbeitern des IHPH bzw. des Erftverbands nach Standardarbeitsanweisungen durchgeführt. Nach der Probenahme erfolgte der Transport der Proben gekühlt zum IHPH der Universität Bonn bzw. ins Labor des Erftverbands nach Bergheim, wo mit der Bearbeitung zumeist direkt, spätestens aber binnen 24 Stunden nach der Probenahme begonnen wurde. Eine ggf. erforderliche Zwischenlagerung über Nacht erfolgte bei 5 ± 3 °C im Kühlschrank.

2.3.1 Vor-Ort-Parameter

Bei jeder Probenahme wurden routinemäßig Parameter vor Ort bestimmt, die der weitergehenden Charakterisierung der Proben dienen bzw. um Einflüsse durch den Transport der Proben ausschließen zu können. Tabelle 6 zeigt die vor Ort gemessenen Parameter sowie die verwendeten Geräte bzw. die Bestimmungsmethoden.

Die aufgenommenen Vor-Ort-Parameter wurden im Probenahmeprotokoll dokumentiert. Zudem wurden Datum, Uhrzeit, Wetterverhältnisse, gefilterte Wassermenge und deren Durchflussgeschwindigkeit festgehalten.

Tabelle 6: Verfahrensgrundlagen und Gerätebeschreibung der vor Ort erhobenen Parameter

Parameter	Gerät / Bestimmungsmethode
Lufttemperatur [°C]	Multi 3430, WTW
Wassertemperatur [°C]	
pH-Wert	
Elektrische Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	
Sauerstoff [mg/L]	
Trübung [FNU]	Turb 355 IR, WTW
Geruchsart / Geruchsstärke	Organoleptische Bestimmung
Farbe	Organoleptische Bestimmung

2.3.2 Chemisch-physikalische Parameter und Spurenstoffe

Die chemisch-physikalischen Parameter (30 Parameter) und die anthropogenen Spurenstoffe (152 Parameter) wurden durch das Labor des Erftverbands analysiert. Dabei wurde nach genormten Analyseverfahren vorgegangen. In Tabelle 7 und Tabelle 8 sind die untersuchten Parameter sowie die Analyseverfahren aufgelistet.

Tabelle 7: Analysemethoden der untersuchten chemisch-physikalischen Parameter

Stoff	Verfahren	Norm
Abfiltrierbare Stoffe	gravimetrisch	DIN 38409 - 2
Gesamtglührückstand	gravimetrisch	DIN 38409 - 1
Gesamttrockenrückstand	gravimetrisch	DIN 38409 - 1
Leitfähigkeit	elektrometrisch	DIN EN 27888
pH-Wert	elektrometrisch	DIN 38404 - 5
Säurekapazität (pH 4.3)	acidimetrisch	DIN 38409 - 7
TOC, homogenisiert	Katalytische Verbrennung, IR-Detektion	DIN EN 1484
Ammonium-Stickstoff	acidimetrisch nach Destillation	DIN 38406 - 5-2
Nitrat-Stickstoff	ionenchromatographisch	DIN EN ISO 10304 - 1/2
Nitrit-Stickstoff	ionenchromatographisch	DIN EN ISO 10304 - 1/2
organisch gebundener Stickstoff	massanalytisch	DIN EN 25663
Gesamtstickstoff, berechnet	berechnet	DEV H12
Orthophosphat-Phosphor (gelöst)	FIA	DIN EN ISO 15681-1
Phosphor (gesamt)	ICP/OES nach Aufschluss	DIN EN ISO 11885
Calcium (gesamt)	ICP/OES	DIN EN ISO 11885
Chlorid	ionenchromatographisch	DIN EN ISO 10304 - 1/2
Kalium	kationenchromatographisch	DIN EN ISO 14911
Magnesium (gesamt)	ICP/OES	DIN EN ISO 11885
Mangan (gesamt)	ICP/OES	DIN EN ISO 11885
Natrium	kationenchromatographisch	DIN EN ISO 14911
Sulfat	ionenchromatographisch	DIN EN ISO 10304 - 1/2
Aluminium (gesamt)	ICP/OES	DIN EN ISO 11885
Blei (gesamt)	ICP/OES	DIN EN ISO 11885
Cadmium (gesamt)	ICP/OES	DIN EN ISO 11885
Chrom (gesamt)	ICP/OES	DIN EN ISO 11885
Kobalt (gesamt)	ICP/OES	DIN EN ISO 11885
Eisen (gesamt)	ICP/OES	DIN EN ISO 11885
Kupfer (gesamt)	ICP/OES	DIN EN ISO 11885
Nickel (gesamt)	ICP/OES	DIN EN ISO 11885
Zink (gesamt)	ICP/OES	DIN EN ISO 11885

Tabelle 8: Analysemethoden der untersuchten anthropogenen Spurenstoffe

Stoff	Stoffgruppe 1	Stoffgruppe 2	Verfahren	DIN-Norm
Phenacetin	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Analgetika	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Phenazon	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Analgetika	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Fenbendazol	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Anthelminthika Veterinärmedizin	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Flubendazol	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Anthelminthika Veterinärmedizin	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Azithromycin	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Antibiotika	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Chlortetracyclin	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Antibiotika	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Ciprofloxazin	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Antibiotika	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Clarithromycin	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Antibiotika	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Clindamycin	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Antibiotika	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Doxycyclin	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Antibiotika	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Erythromycin	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Antibiotika	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Oxytetracyclin	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Antibiotika	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Roxithromycin	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Antibiotika	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Sulfamethoxazol	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Antibiotika	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Tetracyclin	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Antibiotika	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Trimethoprim	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Antibiotika	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Sulfadiazin	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Antibiotika Veterinärmedizin	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Sulfamidin	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Antibiotika Veterinärmedizin	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Metformin	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Antidiabetikum	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Carbamazepin	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Antiepileptika	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Gabapentin	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Antiepileptika	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Diclofenac	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Antiphlogistika	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Ibuprofen	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Antiphlogistika	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Naproxen	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Antiphlogistika	GC-MS	DIN EN ISO 15913
4-Hydroxy-diclofenac	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Arzneimittel Transformationsprodukt	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Acridin	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Arzneimittel Transformationsprodukt	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Carbamazepin-dihydro-dihydroxy	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Arzneimittel Transformationsprodukt	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Iminostilben	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Arzneimittel Transformationsprodukt	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Atenolol	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Betablocker	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Bisoprolol	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Betablocker	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Metoprolol	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Betablocker	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Propranolol	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Betablocker	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Sotalol	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Betablocker	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Pentoxifyllin	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Blutverdünner, Antiphlogistika	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Coffein	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Genussstoff	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
DEET	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Insektenabwehrmittel	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Bezafibrat	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Lipidsenker	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Clofibrinsäure	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Lipidsenker	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Gemfibrozil	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Lipidsenker	GC-MS	DIN EN ISO 15913
HHCB	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Moschusverbindung	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Diazepam	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Psychopharmaka, Antiepileptika	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Amidotrizoesäure	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Röntgenkontrastmittel	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Iohexol	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Röntgenkontrastmittel	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Iomeprol	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Röntgenkontrastmittel	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Iopamidol	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Röntgenkontrastmittel	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Iopromid	Arzneimittel, Genussstoff, Pflegeprodukt	Röntgenkontrastmittel	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Triclosan	Industriechemikalie	Desinfektionsmittel, Biozid	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Tris(1,3-dichlor-2-propyl)phosphat (TDCPP)	Industriechemikalie	Flammschutzmittel	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Tris(2-chlorethyl)phosphat (TCEP)	Industriechemikalie	Flammschutzmittel	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat (TCPP)	Industriechemikalie	Flammschutzmittel	GC-MS	DIN EN ISO 15913
1H-Benzotriazol	Industriechemikalie	Korrosionsschutzmittel	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
1H-Benzotriazol-4-Methyl	Industriechemikalie	Korrosionsschutzmittel Transformationsprodukt	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Bisphenol A	Industriechemikalie	Weichmacher Kunststoff	GC-MS	DIN EN ISO 15913
2,4-Dichlorbenzoesäure	Industriechemikalie		GC-MS	DIN EN ISO 15913
Triphenylphosphinoxid	Industriechemikalie		GC-MS	DIN EN ISO 15913
Cybutryn (Irgarol)	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Fungizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Dimethomorph	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Fungizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Epoxiconazol	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Fungizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Fenpropidin	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Fungizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Metalaxyl	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Fungizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Metconazol	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Fungizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Penconazol	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Fungizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Propiconazol	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Fungizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Quinoxifen	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Fungizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Tebuconazol	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Fungizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Dimethylsulfamid	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Fungizid Transformationsprodukt	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
2,4,5-T	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	GC-MS	DIN EN ISO 15913
2,4-D	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	GC-MS	DIN EN ISO 15913
2,4-DB	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	GC-MS	DIN EN ISO 15913
4-Chlorphenoxyessigsäure (CPA)	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Aclonifen	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Alachlor	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Ametryn	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Atrazin	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Bentazon	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Bifenox	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	GC-MS	DIN EN ISO 15913

Tabelle 8: Analysemethoden der untersuchten anthropogenen Spurenstoffe - Fortsetzung

Stoff	Stoffgruppe 1	Stoffgruppe 2	Verfahren	DIN-Norm
Bromacil	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Bromoxynil	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Buturon	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Carbetamid	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Chloramben	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Chloridazon	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Chloroxuron	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Chlorthal-dimethyl	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Chlortoluron	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Clomazon	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Clopyralid	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Cyanazin	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Desmetryn	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Dicamba	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	GC-MS	DIN EN ISO 15913
DichlobenilH	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Dichlorprop	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Diclofop-methyl	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Dimethenamid	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Diuron	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Ethidimuron	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Ethofumesat	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Fenopropfen	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Fenoprop	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Fenoxaprop-P	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Fenpropimorph	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Fluazifop-p-butyl	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Flufenacet	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Fluroxypyr	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Flurtamon	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Haloxypfop	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Hexazinon	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
ioxynil	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Isoproturon	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Lenacil	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Linuron	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
MCPA	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Mecoprop (=MCPP)	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Metamitron	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Metazachlor	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Methabenzthiazuron	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Metobromuron	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Metolachlor	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Metoxuron	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Metribuzin	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Monolinuron	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Monuron	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Napropamid	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Nicosulfuron	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Pendimethalin	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Prometryn	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Propazin	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Prosulfocarb	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Quinclorac	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Quinmerac	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Sebuthylazin	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Simazin	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Sulcotrion	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Terbumeton	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Terbuthylazin	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Terbutryn	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Triclopyr	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Trifluralin	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid	GC-MS	DIN EN ISO 15913
2,6-Dichlorbenzamid	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid Transformationsprodukt	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Atrazin-2-hydroxy	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid Transformationsprodukt	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Atrazin-desethyl-2-hydroxy	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid Transformationsprodukt	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Atrazin-desisopropyl-2-hydroxy	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid Transformationsprodukt	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Chloridazon-Desphenyl	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid Transformationsprodukt	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Chloridazon-Desphenyl-Methyl	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid Transformationsprodukt	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Desethylatrazin	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid Transformationsprodukt	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Desethylterbuthylazin	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid Transformationsprodukt	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Desisopropylatrazin	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid Transformationsprodukt	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Terbuthylazin-2-hydroxy	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Herbizid Transformationsprodukt	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Chlorfenvinphos	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Insektizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36
Chlorpyrifos	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Insektizid	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Diazinon	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Insektizid	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Dichlorvos	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Insektizid	GC-MS	DIN EN ISO 15913
Imidacloprid	Pflanzenschutzmittel, Biozid	Insektizid	HPLC-MS-MS	DIN 38407-36

2.3.3 Mikrobiologische Parameter

Probenahme

Bei den Monitoringmaßnahmen am Trennsystem sowie am RBF erfolgte die mikrobiologische Probenahme aus den 300 L-Tonnen (Kapitel 2.2.1). Um abgesetzte Schwebstoffe und daran anhaftende Mikroorganismen in die Suspension zu überführen, wurde das Wasser in den Gefäßen zunächst mit Hilfe eines Rührstabs durchmischt. Vor der Probenahme wurde der Entnahmehahn gereinigt und desinfiziert. Für die Laboruntersuchungen wurde jeweils Probenmaterial über den Entnahmehahn in eine sterile 500 mL-Glasflasche abgefüllt.

Um die Konzentration der parasitologischen Parameter *Cryptosporidium* spp. und *Giardia lamblia* im beprobten Wasser zu bestimmen, wurde vor Ort ein möglichst großes Wasservolumen gefiltert (Zielgröße 200 L). Das verwendete Filtersystem besteht aus einem Vorkorbfilter für Grobpartikel, einer Pumpe, dem Filtergehäuse und Filtermodul sowie einer Wasseruhr zur Messung von Durchflussmenge und -geschwindigkeit. Das Filtermodul seinerseits besteht bei diesem Verfahren aus offenporigen Polyurethanringen verschiedener Größe, die miteinander vernetzt und zu einem Filter komprimiert sind. Die Poren des Filters haben eine nominale Größe von 1,0 µm. Für jede Probenahmestelle und Probe wurden ein sauberes Gehäuse und ein neues, steriles Filtermodul verwendet. Die Pumpe wurde auf ein Durchflussvolumen von 2 L/min eingestellt. Es wurde so lange Wasser gefiltert, bis sich die Durchflussgeschwindigkeit des Wassers aufgrund des Absatzes von Sediment und gefiltertem Material im Filter zu stark verringerte. Fiel die Durchflussrate unter 1 L/min, wurde die Pumpe abgeschaltet. Die Filter wurden in ihrem Gehäuse gekühlt direkt zum Labor transportiert.

Nach der Probenahme wurden die Schläuche und das Gehäuse des Pump-Filter-Systems ebenso wie die Probe-Tonnen jeweils mit Leitungswasser gespült und mit 0,5 %-igem Natriumhypochlorid desinfiziert.

Klassisch-hygienische Laboranalytik

Wegen der hohen Feststofffrachten und der zu erwartenden Bakterienbelastungen mussten die Untersuchungsvolumina vor der Analytik der bakteriologischen Parameter gründlich homogenisiert werden. Um auf den Agarplatten auswertbare Koloniezahlen zu erhalten erfolgte außerdem eine Verdünnung der Proben mit steriler 0,9 %-iger NaCl-Lösung. Die dazu notwendigen Verdünnungsstufen wurden zu jeder Probenstelle individuell in Vorversuchen ermittelt. Bei Parametern mit geringeren erwarteten Konzentrationen erfolgte unter sterilen Bedingungen eine Aufkonzentration über einen Membranfilter aus Cellulosenitrat (Durchmesser 50 mm, Porenweite

0,45 µm) bzw. für Clostridien aus Cellulosemischester (Porenweite 0,2 µm) mittels Vakuumpumpe und Membranfiltrationsgerät (Fa. Whatman). Um die Auswertbarkeit der Probenansätze auch im Verlauf des Projekts sicherzustellen, wurde außerdem bei allen Proben eine Bandbreite von Verdünnungen untersucht und daraus das gewichtete Mittel berechnet. Zur Auswertung von Agarplatten wurden nach Möglichkeit solche Platten herangezogen, die zwischen 5 bis 300 typisch gewachsene Kolonien aufwiesen. Im Rahmen der Qualitätskontrolle wurden bei allen angewandten Methoden Positiv- und Negativkontrollen sowie Medienkontrollen mitgeführt.

Die Analytik der einzelnen mikrobiologischen Parameter erfolgte im Labor des IHPH nach genormten Standardverfahren bzw. in Anlehnung an publizierte Methoden. In Tabelle 9 sind die Untersuchungsverfahren der mikrobiologischen Parameter zusammengefasst. Eine genaue Beschreibung der Vorgehensweisen findet sich in den zitierten Normen bzw. in SWIST IV (2012).

Tabelle 9: Verfahrensgrundlagen der erhobenen mikrobiologischen Parameter, entsprechend dem aktuellen Stand der Technik

Parameter (Verfahren)	Verfahrensgrundlage	Einheit
Allgemeine Koloniezahl bei 20 °C	(TRINKWV 2001), Plattenguss	KBE/mL
Allgemeine Koloniezahl bei 36 °C		KBE/mL
<i>C. perfringens</i>	In Anlehnung an ISO 14189 (2013)	KBE/100 mL
<i>Campylobacter</i> spp.	In Anlehnung an (SCHULZE 1996), semiquantitativ	KBE/100 mL
Gesamtcoliforme Bakterien	DIN EN ISO 9308-1 (2012), modifiziert durch Verwendung von Antibiotika-Supplement*	KBE/100 mL
<i>E. coli</i> (MPN)	DIN EN ISO 9308-3 (1998)	MPN/100 mL
<i>E. coli</i> (Direktansatz)	DIN EN ISO 9308-1 (2012), modifiziert durch Verwendung von Antibiotika-Supplement*	KBE/100 mL
Somatische Coliphagen	DIN EN ISO 10705- 2 (2002)	PBE/100 mL
Intestinale Enterokokken	DIN EN ISO 7899-1 (1998)	MPN/100mL
<i>Salmonella</i> spp.	ISO 19250 (2010), qualitativ	in 100 mL
sulfitreduzierende sporenbildende Anaerobier (Clostridien)	In Anlehnung an ISO 14189 (2013)	KBE/100 mL
<i>Giardia lamblia</i> Zysten	ISO 15553 (2006), EPA Method 1623, HMSO (1989)**	Zysten/100 L
<i>Cryptosporidium</i> spp. Oozysten	ISO 15553 (2006), EPA Method 1623, HMSO (1989)**	Oozysten/ 100 L

*Diese Modifikation der Methodik DIN EN ISO 9308-1 (2012) ist seit 2014 in der Fachdiskussion und z.Zt. als ISO-Entwurf 9308-4 noch im Status der Bearbeitung.

** Im Rahmen der Laborversuche zur Mikroorganismenreduktion im Dränagefilter wurde abweichend ein durchflusszytometrischer Nachweis durchgeführt (Kapitel 3.7.2)

Durchflusszytometrie

Zusätzlich wurde im Rahmen der Laborversuche zur Beurteilung der Reduktionsleistung des entwickelten Dränagefilters Analysen mittels Durchflusszytometer durchgeführt. Bei der Durchflusszytometrie werden Partikel, bzw. Zellen, nacheinander durch eine Glaskapillare an einem Laserstrahl vorbeigeschleust und je nach Streuung des Lichtes nach Größe, Form und Granularität sowie ggf. Fluoreszenzfärbung analysiert. Im Forward scatter (FSC) wird das durch die Zellen

gestreute Licht erfasst und Informationen über die Größe der Zellen bereitgestellt. Signale im Side scatter (SSC) spiegeln die Granularität der Zellen wider. Weiterhin besitzt das verwendete Durchflusszytometer CyFlow Cube 8 (Fa. Sysmex-Partec, Münster/Deutschland) drei Fluoreszenz-Detektoren mit Bandpassfiltern zur Detektion verschiedener Wellenlängenbereiche, die Fluoreszenz-markierte Zellen (z.B. mit SYBR Green) detektieren können. Es wird mit der Software-Version Cube13 betrieben.

Vor Beginn und nach Ende jeder Versuchsreihe wurde das Durchflusszytometer mit je 800 µL Cleaning solution und Decontamination solution und mit 800 µL sterile Lösung MilliQ-Wasser (aufbereitetes Reinstwasser) oder 0,9 %-iger NaCl im Modus „clear“ gereinigt. Die Sauberkeit des Gerätes wurde mit einer Leerwertmessung im Modus „work“ überprüft, indem 800 µL sterile Lösung MilliQ oder 0,9 %-ige NaCl vermessen wurden. Die Daten-Auswertung erfolgte mit dem Computerprogramm „Flow Express 4 Research Edition“ (Fa. De Novo Software, Glendale, CA/USA).

Gesamtzahl DNA-haltiger Partikel (Gesamtzellzahl)

Zunächst wurde eine SYBR Green-Arbeitslösung angesetzt, indem die SYBR Green-Stammlösung 1:100 mit steril filtriertem TRIS-Borat-EDTA-(TBE)-Puffer verdünnt und 40 min im Dunkeln bei 4°C inkubiert wurde. SYBR Green ist ein membranpermeabler Farbstoff, der Nukleinsäuren anfärbt. Zur Fluoreszenzmarkierung der in der Wasserprobe vorhandenen Zellen wurde in einem Dynal-Röhrchen jeweils im Dreifachansatz 800 µL Probe mit 8 µL SYBR Green Arbeitslösung versetzt. Der Ansatz wurde mittels Vortexer homogenisiert und 15 min im Dunkeln inkubiert. Nach erneuter Homogenisierung der Probe erfolgte die Messung der Gesamtzahl DNA-haltiger Partikel, vereinfacht als Gesamtzellzahl bezeichnet (ZACHARIAS et al. 2015). Es wurden dabei folgende Geräteeinstellungen verwendet: Gain-Werte FSC 220, SSC 295, FL1 360, FL2 530, FL3 760, FL4 469; Threshold-Werte FSC 0,00035, SSC 0,00035, FL1 0,00097, FL2-FL4 0,0035; Trigger auf FL1-Detektor (536 nm); Durchflussgeschwindigkeit 2,0 µL/sek. Zur Auswertung wurden die in Region 16 des Dot-Plot FL1/FL3 gemessenen Events berücksichtigt, da hier typischerweise Bakterienzellen dargestellt sind. Dieses Gate wurde durch zahlreiche Vorversuche mit Rein- und Mischkulturen unterschiedlicher Bakterien festgelegt.

Bestimmung der Zellviabilität (Lebend/Tot-Verhältnis der Zellen)

Zur Bestimmung der Viabilität der im Wasser enthaltenen bzw. hinzugesetzten Zellen wurden die Probe mit Hilfe des LIVE/DEAD BacLight™ Bacterial Viability Kit (Invitrogen)den Herstelleranweisungen folgend gefärbt. Das Kit enthält die Farbstoffe SYTO 9 und Propidiumiodid.

Damit lässt sich das Lebend/Tot-Verhältnis der Zellen messen. Letzteres kann lediglich die perforierte Zellmembran von toten Zellen durchdringen und sie rot färben. Zellen mit intakter Membran werden dagegen nur mit dem DNA-interkalierenden Farbstoff SYTO 9 gefärbt. Anhand der unterschiedlichen Färbung können defekte Zellen von Zellen mit intakter Membran per Durchflusszytometrie unterschieden werden (ZACHARIAS et al. 2015).

Zur Färbung wurden in einem Sarstedt-Röhrchen 800 µL Probe mit 0,6 µL SYTO 9 und 0,6 µL Propidiumiodid versetzt. Die Lösung wurde homogenisiert, für 20 min im Dunkeln inkubiert, erneut gemischt und im Durchflusszytometer gemessen (Geräteeinstellungen: Gain-Werte FSC 200, SSC 280, FL1 311, FL2 550, FL3 474, FL4 469; Threshold-Werte FSC 0,00035, SSC 0,00035, FL1 0,00030, FL2 0,00035, FL3 0,00023, FL4 0,00035; Trigger auf FL1-Detektor (536 nm), Durchflussgeschwindigkeit 2,0 µL/sek). Zur Auswertung wurde die Lage der im Dot-Plot FL1/FL3 gemessenen Events berücksichtigt wie bei ZACHARIAS et al. (2015) dargelegt.

Parasiten-Nachweis mittels Durchflusszytometrie

Der Parasitennachweis erfolgte nach Fluoreszenz-Doppel-Markierung mit einem spezifischen FITC-gekoppelten Antikörper und DAPI (ISO 15553: 2006) mit folgenden Geräteeinstellungen: Gain-Werte FSC 136, SSC 202, FL1 218, FL4 349; Threshold-Werte FSC 0,00035, SSC 0,00035, FL1 0,00035, FL4 0,00359; Trigger auf FL4. FL1 erkennt die FITC-Signale, FL4 die DAPI-Signale. Die Datenauswertung der Signale erfolgte mit den Dot-Plots FSC/FL1 sowie FL1-FL4 mit Hilfe der Funktion Color-Gating, welche die spezifische Farbmarkierung von Signalen zulässt, die eine bestimmte Eigenschaft besitzen (z.B. bestimmte Größe-Signale im FSC-Detektor auswählen und diese im Dot-Plot FL1-FL4 anzeigen lassen). Eine Validierung der Methode (Gate im Dot-Plot FL1-FL4) im Vorfeld ergab bei Kombi-Messung von *Cryptosporidium*-Oozysten und *Giardia*-Zysten eine Wiederfindungsrate von 102 % ± 10,6% bzw. 87 % ± 5,7 %. Eine Messunsicherheit ergibt sich dabei aus falsch zugeordneten Events (Cryptosporidien im Giardien-Gate und umgekehrt) in Höhe von im Mittel 6,1 % ± 2 % bzw. 13,1 % ± 9,1 %, welche mit separaten Suspensionen der Parasiten-Dauerformen in getrennten Tests bestimmt wurde. Die untere Nachweisgrenze ist sehr gering, da je 5 Zellen/200 µL (25 Zellen/mL) noch detektiert werden konnten. Im Vergleich zur Fluoreszenzmikroskopie konnten bei *Cryptosporidium* ähnlich viele, bei *Giardia*-Zysten jedoch weniger Zellen per Durchflusszytometrie detektiert werden (Verhältnis der Zellzahlen Durchflusszytometrie : Fluoreszenzmikroskopie im Durchschnitt 1,03 bei *Cryptosporidium*-Oozysten bzw. 0,60 bei *Giardia*-Zysten).

2.4 Verwendete Datenquellen und Software

Der Erftverband unterhält in seinen Tätigkeitsbereich 35 Klimastationen sowie 26 automatische Wasserstand- und Abflusspegel. Zusätzlich dazu stehen dem Erftverband die Daten von Pegeln und Klimastationen des Landesumweltamtes NRW zur Verfügung. Diese zeichnen kontinuierlich unter anderem die Lufttemperatur und die Niederschlagshöhe bzw. den Wasserstand und den damit verbundenen Abfluss in sehr hoher zeitlicher Auflösung auf. Die aktuellen Pegelstandmessungen und Niederschlagsdaten sind über das Hochwasserinformationssystem Erft (HOWIS Erft) jederzeit online verfügbar. Zur Auswertung wurden die Daten von drei der oben genannten Klimastationen und zwei Pegel herangezogen (Tabelle 10).

Tabelle 10: Zur Auswertung herangezogene Klimastationen und Abflusspegel

Name	Stadt/ Gemeinde	Rechtwert	Hochwert	Höhe (NHN)
Klimastationen				
Heimerzheim	Swisttal	2564125	5621245	130
Meckenheim	Meckenheim	2572244	5610927	166
Bergheim EV	Bergheim	2544435	5647400	67
Pegel				
Morenhoven	Swisttal	2559720	5625980	
Weilerswist	Weilerswist	2567400	5614780	

Für die Auswertungen wurden des Weiteren die Daten aus der Betriebsüberwachung der abwassertechnischen Anlagen des Erftverbands (z. B. RBF etc.) verwendet.

Geographische Daten

Zur Auswertung der Daten und zur kartografischen Darstellung der Ergebnisse wurden folgende geographische Daten verwendet:

- ATKIS-Basis-DLM: mit Erlaubnis des Landesamts für Vermessung und Geobasisinformation Rheinland-Pfalz (Az. 26722-1.11 vom 01.10.2001) sowie des Landesvermessungsamts Nordrhein-Westfalen 2008
- DGK5: © Landesvermessungsamt NRW, Bonn; 2093-2006
- TK25: © Landesvermessungsamt NRW, Bonn
- BK50: © Landesvermessungsamt NRW, Bonn
- Kartierung der dränierten Flächen aus Bestandplänen: Erftverband

Software

Zur Auswertung der Daten kam folgende Software zum Einsatz:

- Geographisches Informationssystem: QGis 2.14 und Arc GIS 10.3
- Literaturdatenbank: EndNote X7 und Zotero 5.0
- MS Office 2010
- Statistikprogramm IBM SPSS Statistics 2.0
- Hochwasserinformationssystem Erft (HOWIS Erft)

3 Ergebnisse

3.1 Auswahl der dargestellten Untersuchungsparameter

Im Folgenden wird stellvertretend für die zwölf untersuchten hygienisch-mikrobiologischen Parameter auf vier wichtige Spezies eingegangen, die sich in ihren Eigenschaften bzgl. Persistenz in der Umwelt unterscheiden und aus verschiedenen Gründen Humanrelevanz besitzen:

Escherichia coli ist ein Indikatorbakterium für fäkale Verunreinigung, für welches Grenzwerte für verschiedene Wassernutzungen existieren. Gleiches gilt für intestinale Enterokokken, die sich jedoch im Gewässer i.d.R. länger nachweisen lassen als *E. coli* und damit auch noch länger zurückliegende Kontaminationen anzeigen.

Somatische Coliphagen sind Bakteriophagen, also Viren, die *E. coli* und andere Enterobacteriaceae befallen und diese als Wirtszellen nutzen. Somatische Coliphagen werden in dieser Studie stellvertretend für fäkalbürtige virale Erreger betrachtet, da sie häufiger im Abwasser vorhanden, nicht pathogen und leichter nachweisbar sind als enterale humanpathogene Viren (GRABOW et al. 1993, SELINKA et al. 2011).

Clostridium spp. ist eine Gattung sporenbildender Bakterien, die in der Natur wegen ihres fäkalen Ursprungs ubiquitär nachgewiesen werden können. Die human-pathogene Art *C. perfringens* unter den Clostridien kann sowohl Gasbrand also auch intestinale Infektionen auslösen. Der Sporenbildner *Clostridium* spp. dient zum einen als Indikator für chlorresistente Mikroorganismen und im Weiteren bei Trinkwasseruntersuchungen als Indikator für parasitäre Dauerformen, ist in dieser Indikatorfunktion jedoch umstritten (HARWOOD et al. 2005, PAYMENT und FRANCO 1993).

Giardia lamblia ist ein pathogener, wegen seiner Fähigkeit zur Zystenbildung desinfektionsmittelresistenter Darmparasit. Sowohl Mensch als auch andere Säugetiere dienen dem zweikernigen Trophozoiten als Wirt. Er gelangt über Nahrung und Trinkwasser in seine Wirtskörper und löst mit einer sehr geringen Infektionsdosis von einer bis zehn Zysten (EXNER und GORNIK 2004, ROSE und BOTZENHART 1990) Darminfektionen aus. Giardien werden von ihrem Wirt in Form von Zysten als Dauerstadium in hohen Konzentrationen ausgeschieden und gelangen so ins Abwasser. Anders als Cryptosporidien, die z.B. auch häufig von Rindern ausgeschieden werden, ist der Nachweis von Giardien in Deutschland statistisch höchst signifikant mit Abwasserkontaminationen korreliert (FEUERPFIL et al. 1999).

Für die Beschreibung der chemisch-physikalischen Belastung der untersuchten Proben , wurden im Rahmen dieses Berichts neun von den 30 chemisch-physikalischen Parametern ausgewählt. Dargestellt werden im Folgenden die Stickstoffverbindungen Ammonium und Nitrat, der Gesamtphosphorgehalt sowie der Gehalt an ortho-Phosphat, Zink, Chlorid, TOC und die abfiltrierbaren Stoffe. Dabei handelt es sich um wasserwirtschaftlich wichtige Parameter, die wegen ihrer Gewässergefährlichkeit oder als Indikatorparameter in den einschlägigen wasserwirtschaftlichen Verordnungen (z. B. Oberflächengewässerverordnung) als Grenzwerte aufgenommen worden sind.

Bei der Vorstellung der Ergebnisse der Spurenstoffuntersuchungen werden für die einzelnen Probenahmestellen diejenigen Spurenstoffe dargestellt, die regelmäßig an dieser Probenahmestelle nachgewiesen werden könnten.

3.2 Hydrologische Situation im Untersuchungszeitraum

Der Untersuchungszeitraum erstreckt sich über die Wasserwirtschaftsjahre (WWJ; 1. November bis 31. Oktober) 2015 und 2016. Abbildung 9 zeigt die kumulierten Tagesniederschlagswerte zusammen mit dem langjährigen Mittel der Station Meckenheim für das Swist-Einzugsgebiet sowie der Station Bergheim für das Einzugsgebiet des RBFs Kaster. Für das WWJ 2015 liegt die Jahressumme an der Station Meckenheim leicht über, an der Station Bergheim leicht unter dem langjährigen Mittel. Geprägt war das Jahr von leicht überdurchschnittlichen Niederschlägen in den Wintermonaten, gefolgt von einer sehr trockenen Phase im Frühsommer 2015. In den Monaten August und September wurden wiederum überdurchschnittliche Mengen an Niederschlag an beiden Wetterstationen registriert. Für das WWJ 2016 entsprechen die Jahressummen in etwa dem langjährigen Mittel. Auffällig sind die starken Niederschläge ab Juni 2016, gefolgt von sehr trockenen Herbstmonaten.

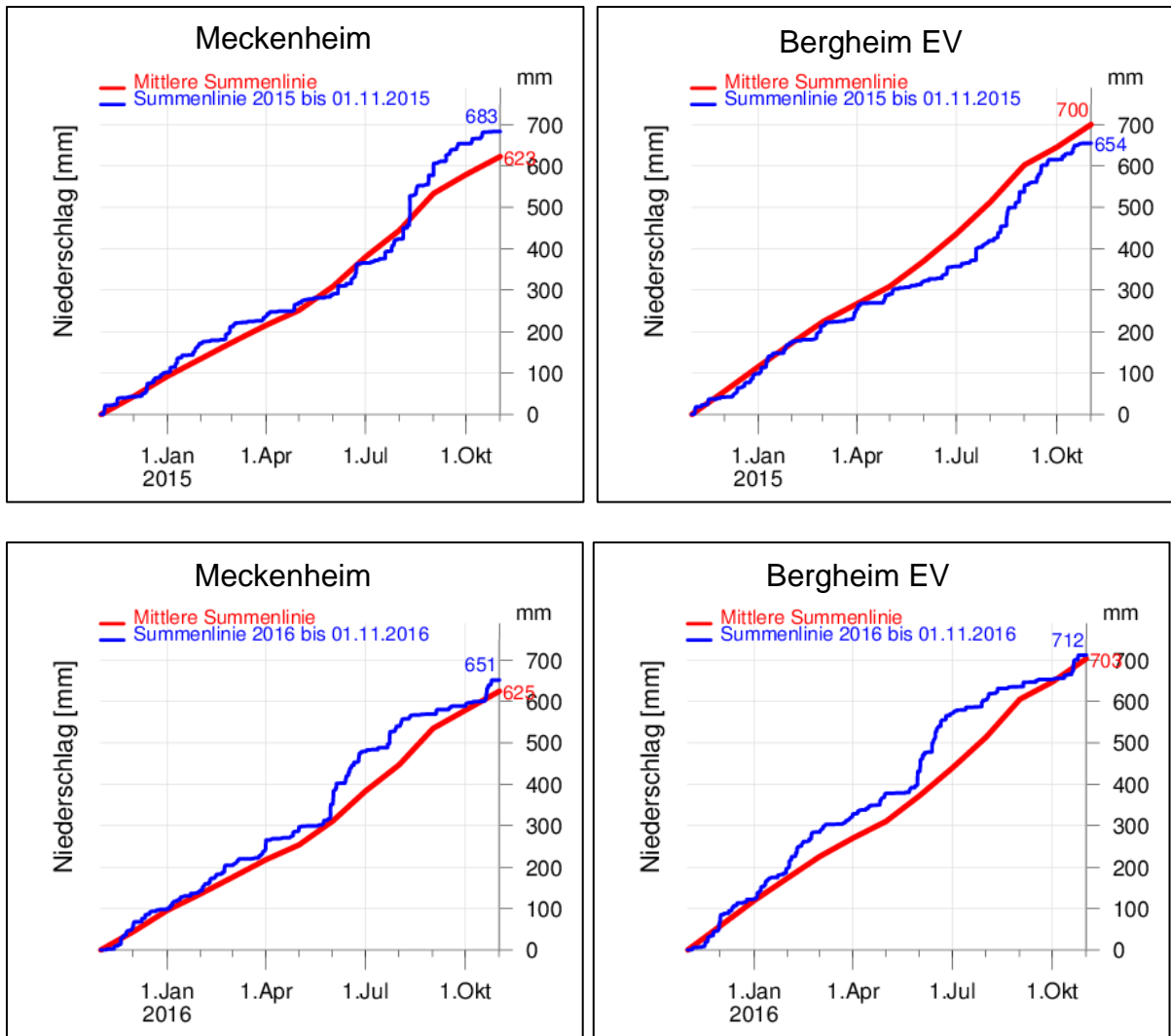


Abbildung 9: Kumulierte Tagesniederschläge und langjähriges Mittel für die Stationen Meckenheim und Bergheim für die Wasserwirtschaftsjahre 2015 und 2016

Die klimatische Situation während des Untersuchungszeitraumes spiegelt sich auch in den Abflussdaten des Swist-Einzugsgebietes wieder. Abbildung 10 zeigt die kumulierten Tagesabflusswerte des Pegels Weilerswist zusammen mit dem langjährigen Mittel.

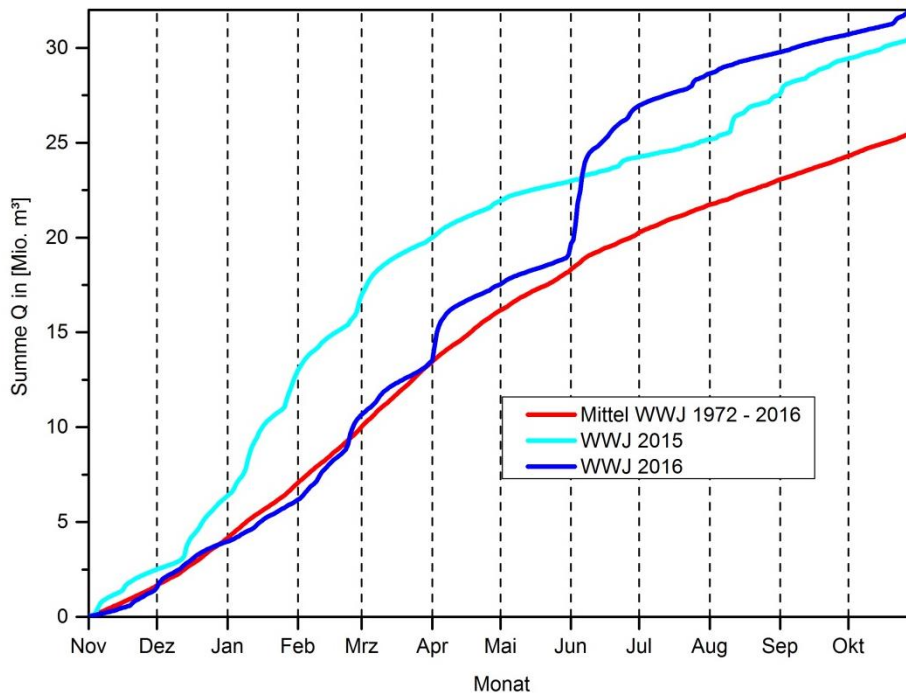


Abbildung 10: Kumulierte Tagesabflusswerte des Pegels Weilerswist (Gebietsauslass Swist)

Im Wasserwirtschaftsjahr 2015 lag der Gesamtjahresabfluss über dem langjährigen Mittel, was durch die in den Wintermonaten stark abflusswirksamen Niederschläge bedingt war. Die überdurchschnittlichen Niederschläge im August und September 2015 waren aufgrund der vorhergegangenen Trockenheit weniger abflusswirksam. Im Wasserwirtschaftsjahr 2016 sind zwei Hochwasserereignisse (April und Juni) auffällig. Werden diese Ereignisse als „Ausreißer“ gewertet, entspricht der Abfluss in etwa dem langjährigen Mittel. Gleiches gilt für die Niederschlagsmengen.

3.3 Regenwasser aus Trennkanalisation

3.3.1 Abflussmengen

Bei den oft rein mechanisch betriebenen Trennkanalsystemen sind Mengenmessungen zur Bestimmung der Einleitmenge schwierig zu realisieren und deshalb eher selten. Deshalb wurde beim hier untersuchten Trennkanalsystem eine Abflussmengenmessung konstruiert und kalibriert, um hochaufgelöst Abflussmengen erfassen zu können. Diese Daten sind zur Interpretation der Untersuchungsdaten im Bezug auf die Gewässerwirkung von einschneidender Bedeutung. Abbildung 11 zeigt die Monatssummen der Einleitungen, die durchschnittliche Einleitmenge pro Sekunde sowie die Abflussdauer.

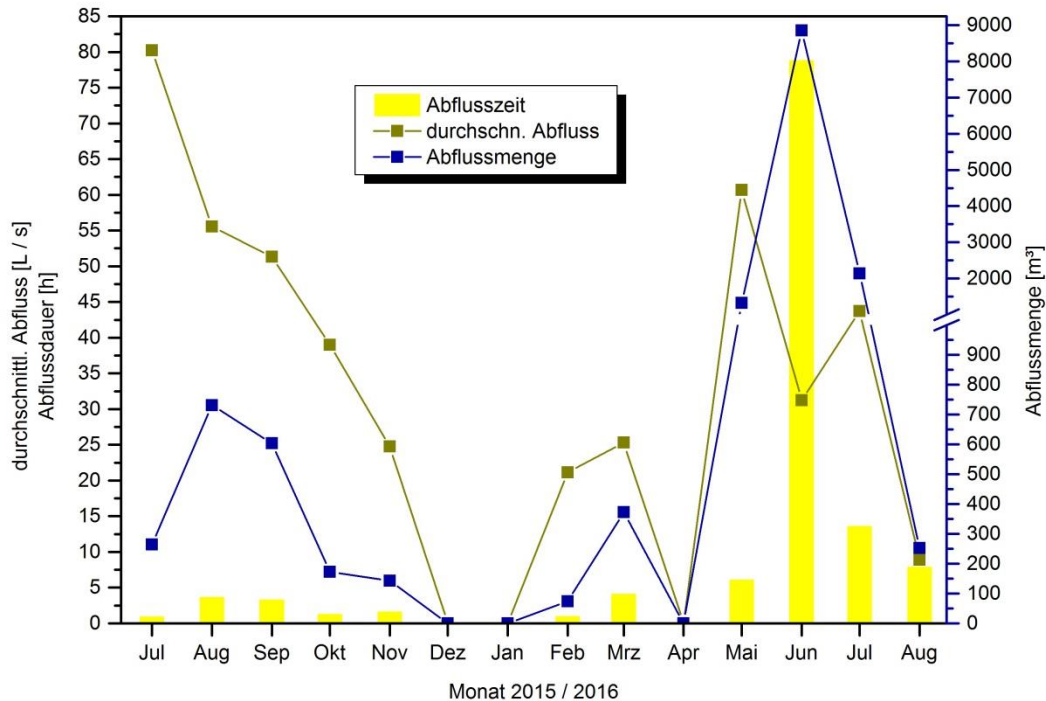


Abbildung 11: Monatssumme, durchschnittlicher Abfluss und Abflusssdauer der Regenwassereinleitung am Trennkansystem RRB -Merl.

3.3.2 Vor-Ort-Parameter

Die im Rahmen der mikrobiologischen Probenahmen bestimmten physiko-chemischen und organoleptischen Vor-Ort-Parameter am Trennkansystem Merl liegen von insgesamt 11 Probenahmetagen aus dem Probenahmezeitraum vom 05. August 2015 (erste Probenahme) bis 18. Juli 2016 vor. Die durchschnittlich gemessene Temperatur bei Probenahme des abgeschlagenen Niederschlagswassers betrug 16,1 °C im Median. Das Temperaturminimum von 5,5 °C im Februar 2016 trat zu Zeiten von Schneefall während der Probenahme auf, während die maximalen Werte mit über 18 °C in den Sommermonaten August 2015 und Juni 2016 gemessen wurden. Die gemessenen pH-Werte der Proben lagen durchweg im unteren neutralen bis leicht sauren Bereich zwischen 5,6 und 7,2 (Median 6,5). Die elektrische Leitfähigkeit betrug minimal 40,6 µS/m im Oktober 2015, während im Februar 2016 ein Spitzenwert von 139,2 µS/m erreicht wurde (Median 49,6 µS/cm). Dieser ist vermutlich auf den schnee-/frostbedingten Streusalz-Einsatz bzw. das abgeschwemmte Streusalz im Niederschlags- und Schmelzwasser zurückzuführen. Die Trübung des Niederschlagswassers lag zwischen 5,6 FNU im August 2015 und 104,1 FNU ebenfalls im Februar 2016. Der Median der gemessenen Trübungs-Werte lag bei 56,6 FNU. Das meist geruchslose (n = 8 von 11) oder nur schwach modrig oder schwach brackig (je n = 1 von 11) riechende Niederschlagswasser war meist nur schwach (milchig) gräulich bis bräunlich gefärbt. Bei der Probenahme Februar 2016 mit den Spitzenwerten von elektrischer Leitfähigkeit und Trübung roch

das Wasser auffallend brackig und erschien statt der üblichen Färbung recht dunkel bzw., braunschwärzlich. Geruchs nach Fäkalien oder Abwasser wurde nicht festgestellt.

Tabelle 11: Vor-Ort-Parameter im eingeleiteten Niederschlagswasser des Trennkanals Merl.

Trennkanal	Minimum	Median	Maximum	Gültige N
Temperatur [°C]	5,5	16,1	18,8	10
pH-Wert	5,60	6,47	7,15	11
elektrische Leitfähigkeit [μS/m]	40,6	49,6	139,2	11
Trübung [FNU]	5,6	56,6	104,1	11

3.3.3 Chemisch-physikalische Parameter

Für die Untersuchung der chemisch-physikalischen Parameter wurden am Ablauf des RRB Merl von Juli 2015 bis Juli 2016 bei 17 Ereignissen insgesamt 134 Proben über das automatische Probesystem gezogen. Abbildung 12 zeigt die Ergebnisse der Untersuchungen für ausgewählte Parameter. Die Anzahl der auswertbaren Datenpunkte variiert aufgrund verschiedener Faktoren (Probengutmenge etc.) von 96 bis 131.

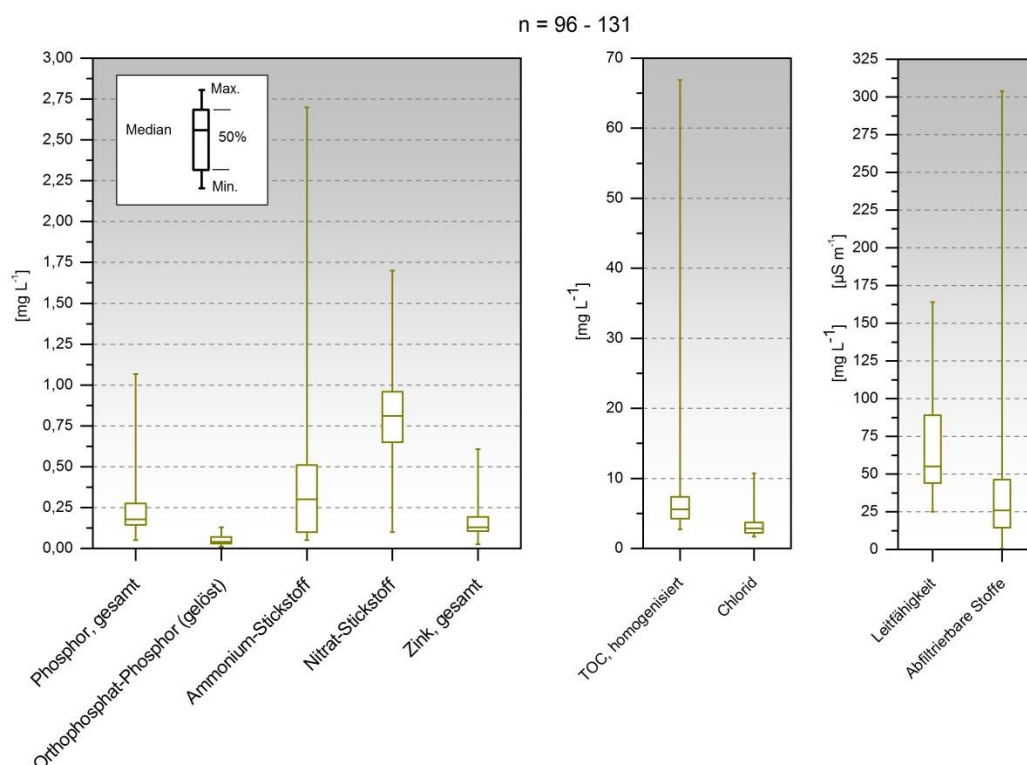


Abbildung 12: Ergebnisse der chemisch-physikalischen Untersuchungen der Regenwassereinleitung des Trennkanalsystems Merl.

Die medianen Werte der Nährstoffparameter Stickstoff und Phosphor lagen zwischen 0,04 mg/L (ortho-Phosphat – P) und 0,81 mg/L (Nitrat-N). Die medianen Konzentrationen von Zink und Chlorid waren 0,13 mg/L und 2,87 mg/L. Der TOC-Gehalt und die Menge der abfiltrierbaren Stoffe wurden im Median mit 5,56 mg/L bzw. 26 mg/L bestimmt. Der Median der Leitfähigkeit lag bei 55 µS/m. Wie an den Interquartilen (Box) zu erkennen, unterscheidet sich die Streuung der Werte bei den einzelnen Parametern deutlich. Die medianen Werte der dargestellten Parameter liegen in der gleichen Größenordnung, wie sie bei Untersuchungen anderer Regenwassereinleitungen festgestellt wurden (SWIST IV 2012). Damit liegen die Werte in dem Bereich, der für Regenwassereinleitungen zu erwarten war (CHRISTOFFELS 2008). Auffällig sind die durchgängig niedrigen Maximalwerte im Vergleich zu den vorangegangenen Untersuchungen (SWIST IV 2012).

3.3.4 Spurenstoffe

In den Proben der Regenwassereinleitung am Trennsystem Merl wurden 26 der 152 untersuchten anthropogenen Spurenstoffe regelmäßig nachgewiesen (größer drei Positivbefunde). Der Datenumfang der einzelnen Parameter variiert aufgrund der Verfügbarkeit der Untersuchungsmethoden von 84 - 134. Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze wurden mit der halben Bestimmungsgrenze angenommen. Abbildung 13 zeigt die relative Häufigkeit der positiven Befunde sowie die analysierten Konzentrationen. Die gefundenen Spurenstoffe können sechs unterschiedlichen Anwendungsbereichen zugeordnet werden. Dazu zählen neben Arznei- und Pflanzenschutzmitteln, auch Spurenstoffe aus dem Alltagsgebrauch (z.B. Zusätze für Kunststoffe oder Waschmittel) und Industriechemikalien. Die Befundhäufigkeit variiert stoffspezifisch sehr stark. Vier Stoffe wurden in jeder Probe nachgewiesen, 17 Stoffe in über 50 % aller Proben. Auch die Konzentrationen im eingeleiteten Wasser variierten stoffspezifisch deutlich. So lagen die medianen Konzentrationen zwischen 0,01 µg/L (halbe Bestimmungsgrenze) und 0,47 µg/L für TCCP. Die Streuung der Einzelwerte war durchweg sehr hoch, sodass die Maximalwerte der einzelnen Parameter um ein Vielfaches höher waren als der Median.

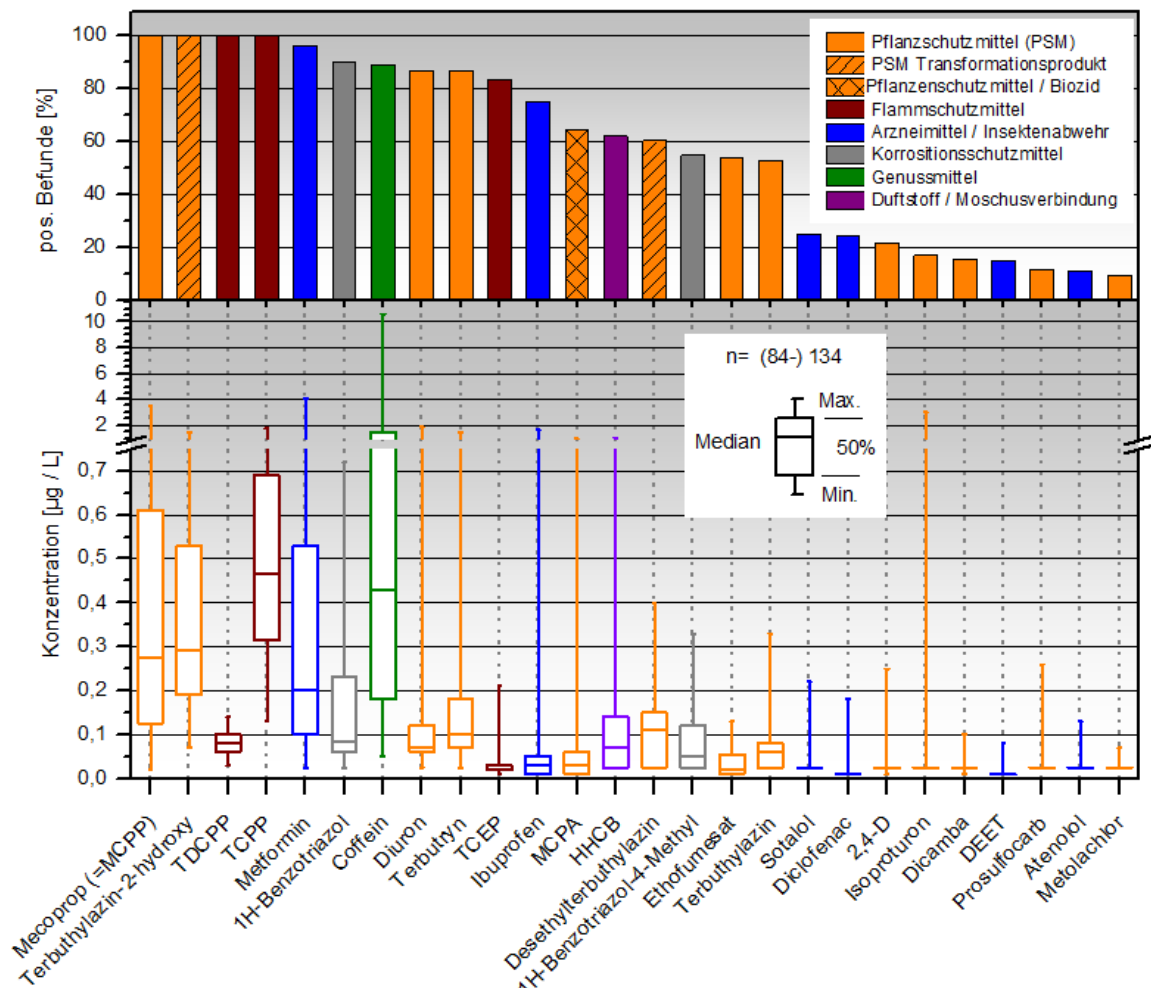


Abbildung 13: Relative Häufigkeit der positiven Befunde (oben) und die analysierten Konzentrationen (unten) der Untersuchungen der Regenwassereinleitungen am Trennsystem Merl von Juli 2015 bis Juli 2016, Werte unter Bestimmungsgrenze = halbe Bestimmungsgrenze

3.3.5 Mikrobiologie

Die hygienisch-mikrobiologischen Probenahmen mit Bestimmung der Vor-Ort-Parameter am Trennsystem Merl fanden zwischen dem 05. August 2015 (erste Probenahme) und dem 18. Juli 2016 statt und umfassten insgesamt 14 Probenahmen. Die Konzentration des Fäkalindikators *E. coli* betrug im Median 111.350 MPN/100 mL. Der Maximalwert von 536.800 MPN/100 mL wurde im September 2015 gemessen, während ein außergewöhnlich niedriger Wert von 22.500 MPN/100 mL im Juni 2016 gemessen wurde.

Der Medianwert für die Anzahl von Enterokokken lag im Trennsystem bei 16.880 MPN/100 mL. Die Maximalkonzentration betrug 72.310 MPN/100 mL und wurde im September 2015 ermittelt. Der Minimalwert von 311 MPN/100 mL wurde Mitte Juni 2016 bestimmt.

Somatische Coliphagen befanden sich mit einer medianen Konzentration von 1.825 PBE/100 ml in den Proben. Die Schwankungsbreite umfasste mit einem Minimum von 100 PBE/100 ml im Oktober 2015 und einem Maximum von 8.530 PBE/100 ml Ende Juni 2016 knapp 2 Log-Stufen.

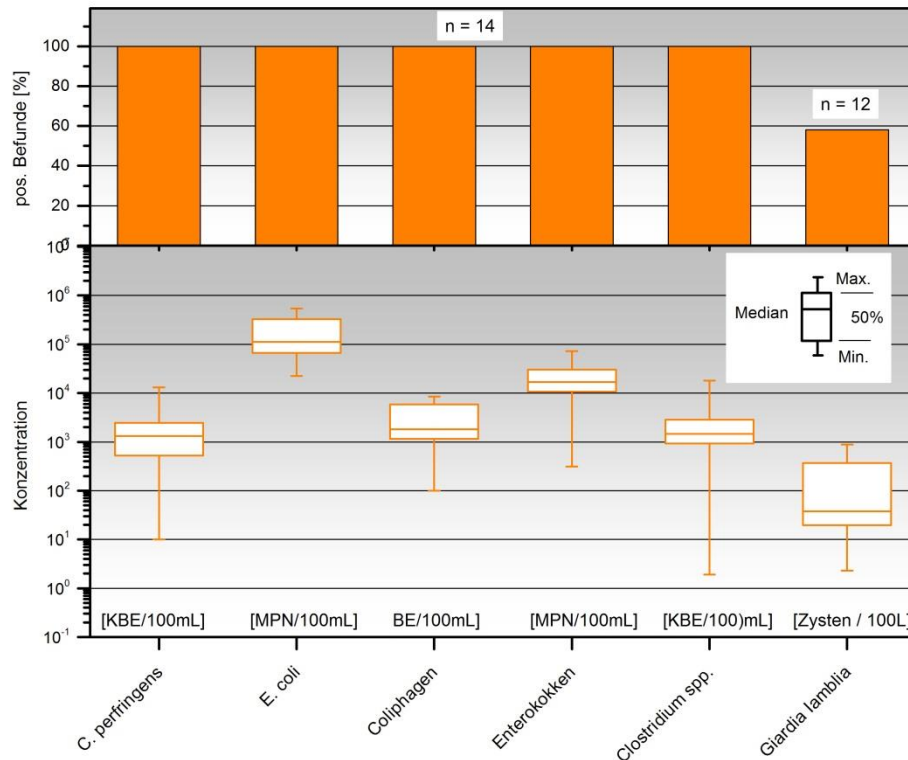


Abbildung 14: Ergebnisse der hygienisch-mikrobiologischen Untersuchungen zum Vorkommen ausgewählter Mikroorganismen in der Regenwassereinleitung am Trennsystem Merl

Clostridium perfringens, als die humanpathogen relevanteste Art unter den sulfidreduzierenden sporenbildenden Anaerobiern, konnte im Median mit 1.319 KBE/100 ml ermittelt werden (*Clostridium* spp. 1455 KBE/100 ml). Die maximale Anzahl an *C. perfringens* bzw. *Clostridium* spp. wurde im April 2016 mit 13.000 KBE/100 ml bzw. 18.000 KBE/100 ml festgestellt, während das absolute Minimum von *C. perfringens* mit 10 KBE/100 ml (Minimum *Clostridium* spp. 11 KBE/100 ml) im September 2015 gemessen wurde.

Giardia lamblia konnte in 7 von 12 Proben nachgewiesen werden. Die übrigen fünf Proben enthielten in dem nur geringen filtrierbaren und damit für die Analytik zur Verfügung stehenden Probevolumen keine Zysten und gehen wegen ihrer „kleiner als“-Werte nicht in die statistische Darstellung ein. Der geringste Positivbefund im Juni 2016 wurde mit 2,3 Zysten/100 L bestimmt, während der höchste Positivbefund mit 880 Zysten/100 L Ende Mai 2016 auftrat. Der Median der Positivbefunde beträgt

37,5 Zysten/100 L. Wertet man Proben mit nicht gelungenem Positivnachweis im zur Verfügung stehenden Untersuchungsvolumen als negativ, so läge der Median bei 10,65 Zysten/100 L.

3.4 Dränagewasser - Feld

3.4.1 Vor-Ort-Parameter

Wasserproben von der Dränage eines ackerbaulich genutzten Feldes konnten nach erfolgreicher Installation des Monitoringsystems ab März 2016 als zeitproportionale Mischproben in mehreren Probenahmegefäßen im Schüttungsfall automatisiert genommen werden. Die Vor-Ort-Parameter wurden jeweils in der jüngsten Teilprobe der jeweiligen Mischproben-Charge gemessen. Diese wurde auch für die hygienisch-mikrobiologischen Untersuchungen genutzt.

Informationen über die Wasser-Temperatur bei Entnahme der Mischprobe liegen, anders als für die übrigen Vor-Ort-Parameter, erst ab Ende April vor. Im Median lag die Temperatur der Wasserproben bei 19,3°C und zeigt einen stetigen, wenn auch geringen Anstieg zu den Sommermonaten hin (Minimum 18°C und Maximum 21,4°C). Die elektrische Leitfähigkeit schwankte nur wenig zwischen einem Minimum von 716 µS/cm Ende April 2016 und einem Maximum von 1.010 µS/cm Anfang desselben Monats. Im Median lag sie bei 945 µS/cm. Die Spannweite des pH-Wertes um einem Median von pH 7,5 lag mit pH 7,0 im Minimum (Anfang April 2016) und pH 7,9 im Maximum (August 2016) vollständig im neutralen pH-Bereich. Das geruchlose und meist farblose, selten leicht gelbliche oder bräunliche Dränagewasser zeigte schwankende Trübungswerte von 1,23 FNU (April 2016) bis 436,8 FNU (August 2016) ebenfalls ohne erkennbaren jahreszeitlich bedingten Verlauf. Im Median lag die Trübung bei 14,9 FNU. Der Sauerstoffgehalt lag bei Entnahme aus dem Probenehmer noch bei gemessenen 8,3 bis 9,5 mg/L.

Tabelle 12: Vor-Ort-Parameter der Einleitungen von Dränagewasser eines landwirtschaftlichen Dränagesystems

Dränage	Minimum	Median	Maximum	Gültige N
Temperatur [°C]	18,0	19,3	21,4	5
pH-Wert	6,99	7,52	7,86	7
elektrische Leitfähigkeit [µS/cm]	716	945	1010	8
Trübung [FNU]	1,23	14,91	436,8	6

3.4.2 Chemisch-physikalische Parameter

Zur Untersuchung der chemisch-physikalischen Belastung des eingeleiteten Dränagewassers konnten von März bis Dezember 2016 insgesamt 30 Mischproben analysiert werden.

Abbildung 15 zeigt die Ergebnisse der Untersuchungen der ausgewählten Parameter. Die Anzahl der auswertbaren Datenpunkte variiert aufgrund verschiedener Faktoren (Probengutmenge etc.) von 16 bis 30.

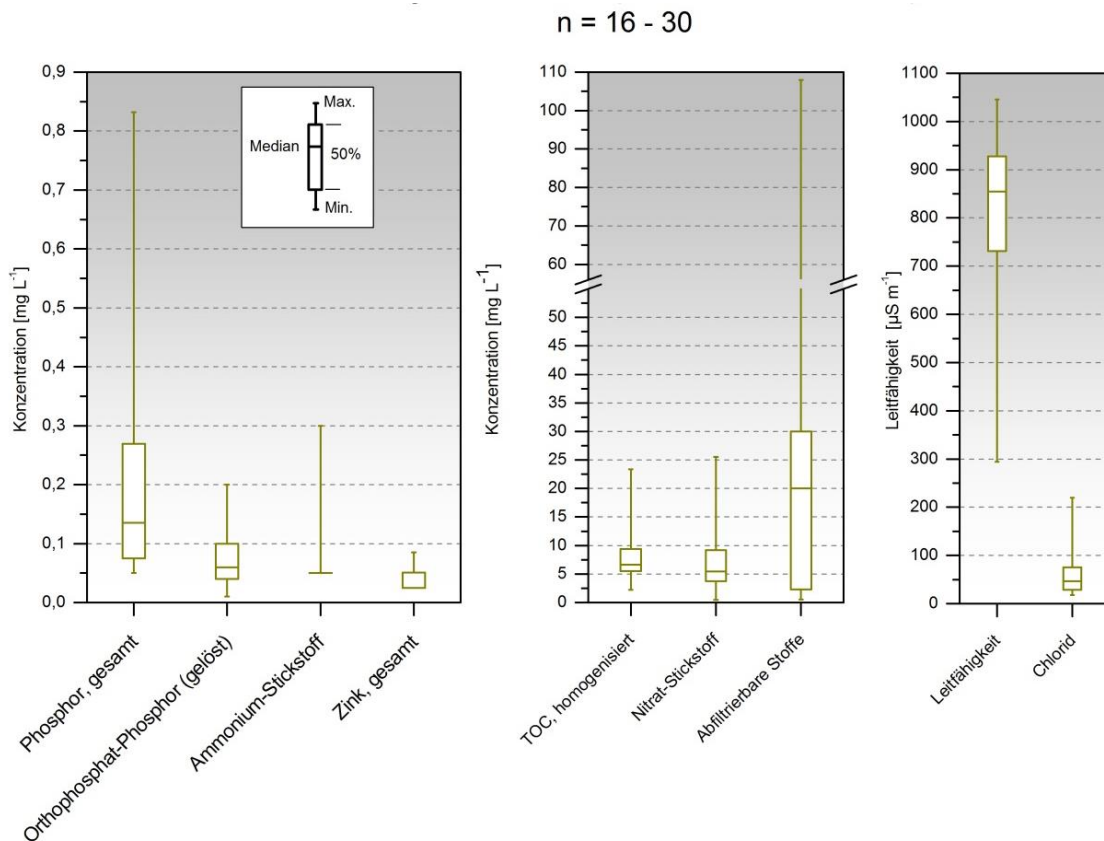


Abbildung 15: Ergebnisse der chemisch-physikalischen Untersuchungen der Einleitungen von Dränagewasser des landwirtschaftlichen Dränagesystems Morenhoven (März 2016 – Dezember 2016)

Der Gesamtphosphorgehalt liegt im Median bei 0,13 mg/L. Gelöster ortho-Phosphat-Phosphor konnte im Median mit 0,06 mg/L nachgewiesen werden. Bei Ammonium-Stickstoff und Zink lagen die medianen Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze, weil die Stoffe in mehr als 50% der Proben nicht bestimmt werden konnten. Die Nitrat-Stickstoffkonzentration war mit 5,45 mg/L recht hoch, was auf die fast komplette Oxidation der Stickstoffverbindungen während der Bodenpassage zurückzuführen ist. Die Schwankungsbreiten der Werte (Box / Whisker) sind groß, sodass die Maximalwerte oftmals deutlich über den medianen Werten liegen.

3.4.3 Spurenstoffe

Von 29 Proben der Dränageeinleitungen wurden die Konzentrationen von insgesamt 152 Spurenstoffen bestimmt. Während des Untersuchungszeitraums konnten 23 Stoffe mehrfach (drei oder mehr Befunde) im Wasser nachgewiesen werden (Abbildung 16).

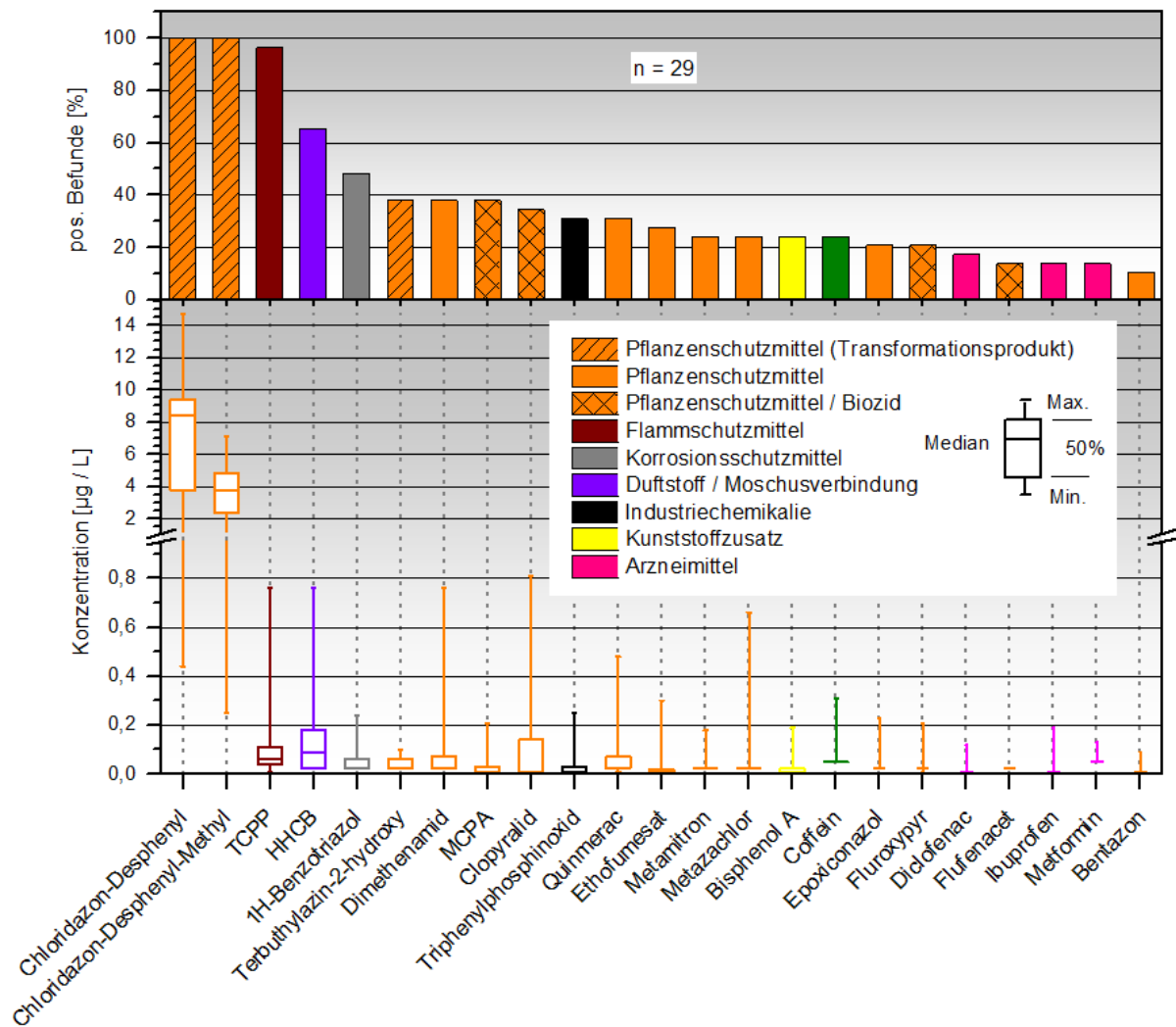


Abbildung 16: Relative Häufigkeit der positiven Befunde (oben) und die analysierten Konzentrationen (unten) der Untersuchungen der Dränagewassereinleitungen des landwirtschaftlichen Dränagesystems Morenhoven, Werte unter Bestimmungsgrenze = halbe Bestimmungsgrenze

Die gefundenen Spurenstoffe können sechs unterschiedlichen Anwendungsbereichen zugeordnet werden. Dazu zählen neben Arznei- und Pflanzenschutzmitteln, auch Spurenstoffe aus dem Alltagsgebrauch (z.B. Zusätze für Kunststoffe oder Waschmittel), Genussmittel (Coffein) und Industriechemikalien. Die Befundhäufigkeit variiert stoffspezifisch sehr stark. Die beiden untersuchten Abbauprodukte des Herbizids Chloridazon konnten in allen Proben nachgewiesen

werden. TCCP und HHCB traten in über 60 % aller Proben oberhalb der Bestimmungsgrenzen auf. Die übrigen Stoffe konnten in weniger als 50 % der Proben nachgewiesen werden. Auch die Konzentrationen im eingeleiteten Wasser variierten stoffspezifisch deutlich. So lagen die medianen Konzentrationen zwischen 0,01 µg/L (halbe Bestimmungsgrenze) und 8,4 µg/L bei Chloridazon-Desphenyl. Die Streuung der Einzelwerte war durchweg sehr hoch, sodass die Maximalwerte der einzelnen Parameter ein Vielfaches höher waren als die Mediane.

3.4.4 Mikrobiologie

Für die hygienisch-mikrobiologische Charakterisierung des Dränagewassers wurde jeweils die jüngste verfügbare Teilprobe (18-Stunden Mischprobe) verwendet. Allerdings wurde die Analytik nur durchgeführt, wenn diese Teilprobe nicht älter als 24 h war, um die Konzentrationen und Zusammensetzung der mikrobiologischen Wasserflora nicht durch Aufwuchs- oder Absterbeprozesse zu verfälschen. Insgesamt wurden zehn Proben hygienisch-mikrobiologisch ausgewertet.

Die *E. coli*-Konzentrationen im Dränagewasser schwankten zwischen < 15 MPN/100 mL (drei Probenahmen im April 2016) und 18.563 MPN/100 mL (Mitte August 2016). Im Median konnte eine Konzentration von 42 MPN/100 mL festgestellt werden.

Enterokokken wurden nur in sehr geringen Konzentrationen von 0 MPN/100 mL bei insgesamt fünf Probenahmen im April, Juni und August 2016 bis 179 MPN/100 mL Mitte Juni 2016 nachgewiesen. Der Median wurde mit 19 MPN/100 mL berechnet.

Es konnten in der Hälfte der zehn Proben somatische Coliphagen in geringer Konzentration nachgewiesen werden. Die Konzentrationen der Positivbefunde lagen zwischen 1 PBE/100 mL im August 2016 und 160 PBE/100 mL im Juni 2016. Bei fünf Analysen im März, April und August 2016 ließen sich keine somatische Coliphagen detektieren. Der Median aller zehn Proben insgesamt betrug 1 PBE/100 mL.

Der Median der *C. perfringens*-Konzentration liegt für alle zehn Proben zwischen 20 KBE/100 mL und <10 KBE/100 mL (Spannweite 0 bis 2.500 KBE/100 mL). Für die fünf statistisch auswertbaren Proben mit eindeutig bestimmter Konzentration beträgt er 27 KBE/100 mL. Mit Ausnahme der detektierten Maximalkonzentrationen im August 2016 betrug die Konzentration an *C. perfringens* in allen Proben deutlich unter 100 KBE/100 mL. Clostridien allgemein waren mit einem Median von 33 KBE/100 mL ebenfalls ohne klar erkennbaren Jahresgang vorhanden (Spannweite <10 im April und Anfang August 2016 bis 2800 KBE/100 mL Mitte August 2016).

Für eine Parasiten-Analytik (Giardien und Cryptosporidien) stand nicht genügend Probenvolumen zur Verfügung, da das Probenahmesystem nicht für die dafür notwendigen Probevolumina (größer 50 Liter) ausgelegt war.

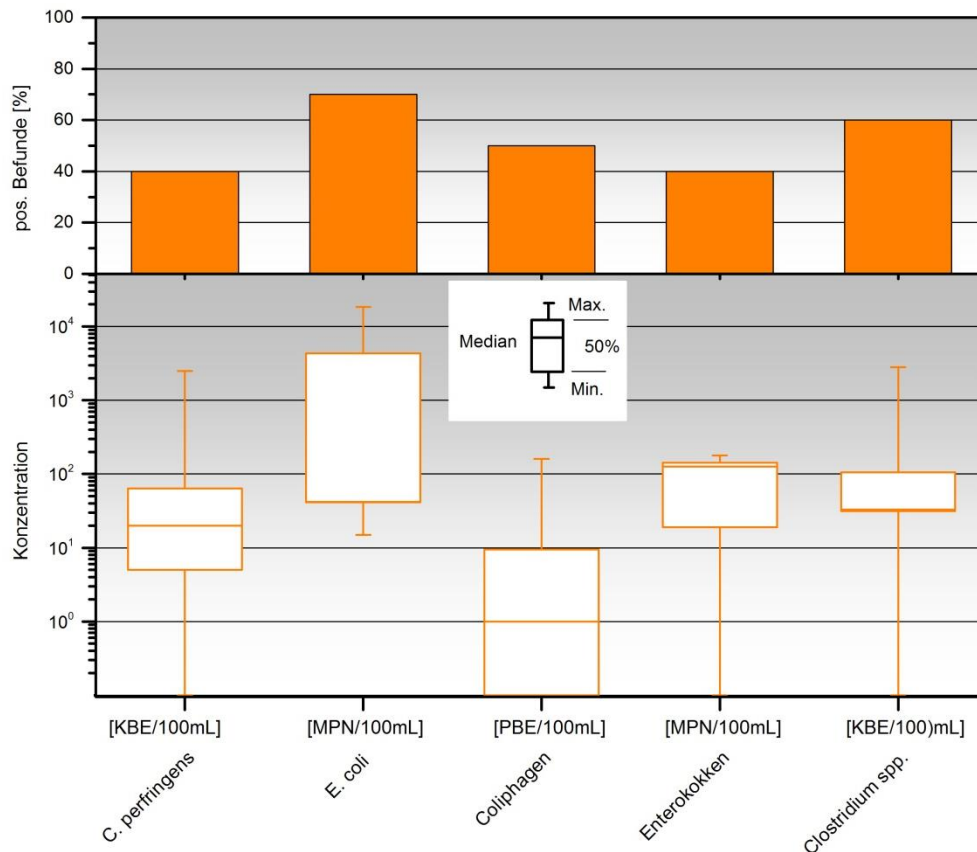


Abbildung 17 : Ergebnisse der hygienisch-mikrobiologischen Untersuchungen zum Vorkommen ausgewählter Mikroorganismen in der Einleitung von Dränagewasser des landwirtschaftlichen Dränagesystems Morenhoven (n = 10)

3.5 Retentionsbodenfilter für Mischwasserentlastung

3.5.1 Vor-Ort-Parameter

Während des gesamten Untersuchungszeitraumes lagen die gemessenen Wassertemperaturen im Zulauf und Ablauf des RBFs bei einem Minimum von 5,8°C und einem Maximalwert von 22,6°C (Median 10,2°C). Dabei unterschieden sich die gemessenen Temperaturwerte zwischen Zulauf und Ablauf jeweils am selben Probenahmetag um maximal 0,3°C, wobei die Höchsttemperaturen Anfang August (Zulauf: 22,6°C, Ablauf 19,5°C) gemessen wurden und die Minimaltemperaturen von 6°C an beiden Probenahmestellen im Januar/Februar 2015 und 2016.

Bei der elektrischen Leitfähigkeit konnte ein großer Unterschied zwischen den Zulauf- und Ablaufproben des RBFs festgestellt werden. Im Zulauf wurden Werte zwischen 56,6 - 1675 µS/cm mit

Maximalwerten im Januar/Februar 2015 gemessen (Median 119,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Im Ablauf lagen die Werte mit einem Median von 276 $\mu\text{S}/\text{cm}$ deutlich höher (162 - 463 $\mu\text{S}/\text{cm}$ mit einem Maximum im Juni 2015). Minimumwerte wurden im Herbst detektiert (Zulauf Oktober 2014 bzw. Ablauf September 2015).

Der Sauerstoffgehalt in Zulauf und Ablauf lag innerhalb des Untersuchungszeitraumes zwischen 3,91 mg/L und 12,19 mg/L (Median 8,5 mg/L). Die Unterschiede zwischen Zu- und Ablauf am selben Probenahmetag waren mit bis zu 1 mg/L gering. Dabei ist zu beachten, dass es sehr wahrscheinlich während der Lagerung der Proben in der Probenahme-Tonne über einen Zeitraum von i.d.R. unter 24 h bereits zur Ausgasung von Teilen des ursprünglich im Wasser enthaltenen Sauerstoffs gekommen ist.

Der pH-Wert lag bis auf eine Ausnahme (pH 9,4 am 23.02.2015 im RBF-Zulauf) im gesamten Untersuchungszeitraum sowohl im Zulauf als auch in den Ablauf-Proben im neutralen Bereich (pH 6,57 - 7,33).

Die Trübung wurde im Zulauf des RBFs mit einem Median von 40,6 FNU gemessen (6,1 - 117,2 FNU). Im Ablauf lagen die Werte bei einem Median von 2,05 FNU. Das Minimum trat mit 1,09 FNU im Januar 2016 auf, während ein Maximalwert von 52,4 FNU gemessen werden konnte (August 2014).

Tabelle 13: Vor-Ort-Parameter im Zulauf und Ablauf des RBFs Kaster

Retentionsbodenfilter	Minimum	Median	Maximum	Gültige N
Zulauf RBF				
Temperatur [°C]	5,8	9,8	22,5	21
pH-Wert	6,6	7,2	9,4	21
elektrische Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	57	120	363	19
Sauerstoff [mg/L]	3,9	8,3	12,2	20
Trübung [FNU]	6,1	40,6	117,2	18
Ablauf RBF				
Temperatur [°C]	6,0	10,2	19,5	21
pH-Wert	6,9	7,1	7,3	21
elektrische Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	162	276	463	19
Sauerstoff [mg/L]	4,4	8,6	11,5	20
Trübung [FNU]	11,1	2,1	52,4	18

3.5.2 Chemisch-physikalische Parameter

Im Probenahmezeitraum wurden 23 Beschickungen des RBF Kaster für die chemisch-physikalische Analyse beprobt. Pro Entlastungsfall wurden drei Proben im Zulauf genommen (0- 15 min, 15- 60 min und 60- 90 min). Im Ablauf wurde pro Entlastungsfall eine Mischprobe über 90 min gezogen. Abbildung 18 zeigt die Untersuchungsergebnisse für eine Auswahl an wasserwirtschaftlich bedeutsamen Parametern.

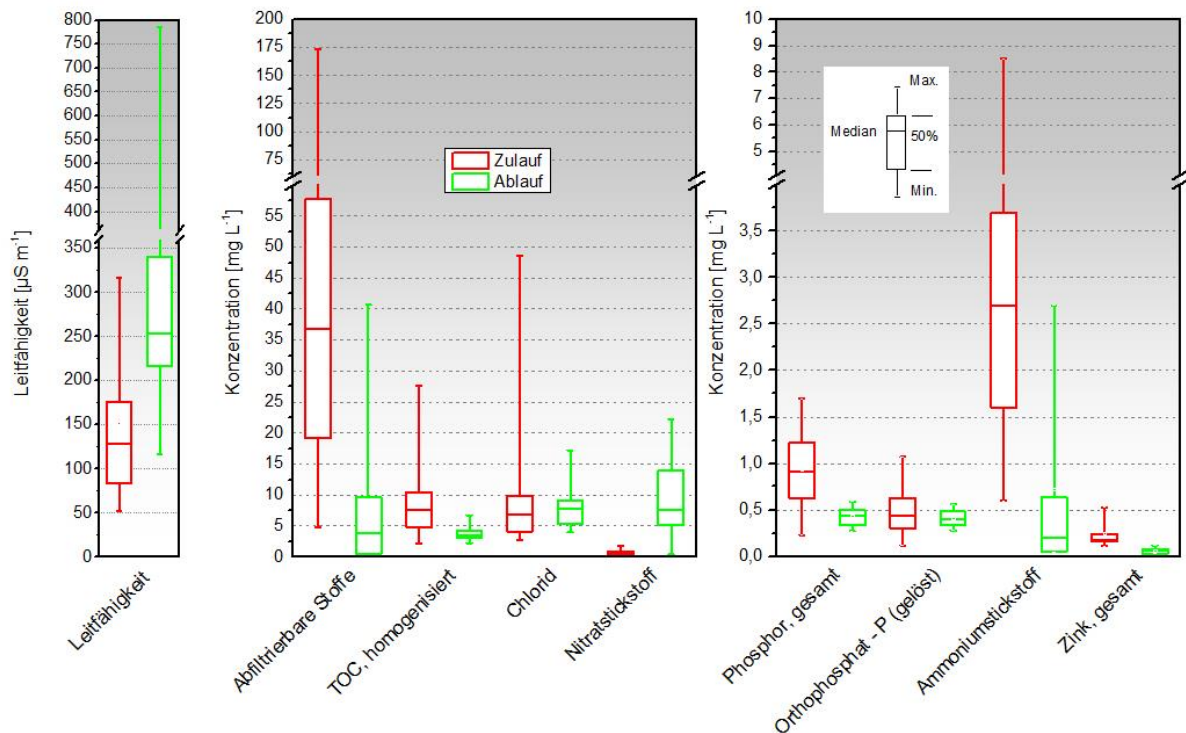


Abbildung 18: Chemisch-physikalische Parameter für den Zulauf (rot) und den Ablauf (grün) des RBFs Kaster als Boxplot

Der Zulauf des RBFs entspricht dem Ablauf der Mischwasserentlastung RÜB Kaster, daher ist die Streuung der gemessenen Konzentrationen im Zulauf sehr hoch. Der Anteil an abfiltrierbaren Stoffen ist, typisch für Mischwasser, mit medianen Konzentrationen von 36,9 mg/L sehr groß. Das gleiche gilt für TOC (7,63 mg/L) und Ammonium-Stickstoff (2,7 mg/L). Die Nährstoffkonzentrationen liegen mit Ausnahme von Ammonium-Stickstoff, alle unter 1 mg/L. Mediane Chloridkonzentrationen im Zufluss betragen 6,89 mg/L. Der Schwermetalleintrag, hier am Beispiel von Zink, ist nur gering (0,18 mg/L). Unter Berücksichtigung der geltenden Verordnung zur Einleitung von häuslichem und kommunalem Abwasser in Gewässer (AbwV 1997) überschreitet besonders der Parameter Ammonium-Stickstoff den Grenzwert von 1,0 mg/L um ein Vielfaches. Ähnlich verhält es sich mit Gesamt-Phosphor. Dieser Parameter liegt zwar unterhalb des von der AbwV (1997) vorgegebenen Grenzwerts von 2,0 mg/L,

überschreitet aber den seitens Erftverband selbst (ERFTVERBAND 2012) einzuhaltenden Grenzwert von 0,4 mg/L um mehr als das Doppelte (0,91 mg/L). Insgesamt liegen aber die Konzentrationen der untersuchten Parameter alle in der Größenordnung, die für Mischwasserentlastungen zu erwarten sind (CHRISTOFFELS 2008).

Die Streuung der Einzelparameter im Ablauf des RBFs nimmt für die meisten Parameter ab. Bis auf wenige Ausnahmen kam es zu einer Reduzierung der medianen Konzentrationen im Ablauf im Vergleich zum Zulauf (Abbildung 18). Eine deutliche Zunahme medianer Ablaufkonzentrationen ist jedoch für Nitrat-Stickstoff auf 7,61 mg/L, sowie für die Leitfähigkeit auf 253 µg/L zu verzeichnen.

3.5.3 Spurenstoffe

Die Proben des Zu- und Ablaufs des RBFs Kaster wurden vom Labor des Erftverbands auf 144 Spurenstoffe untersucht. 56 Spurenstoffe wurden regelmäßig im Zulauf gemessen (größer 3 % Positivbefunde). 26 Spurenstoffe davon wurden sogar in mindestens jeder zweiten Zulaufprobe nachgewiesen (Positivbefunde größer 50 %). Acht der untersuchten Spurenstoffe traten in jeder Probe auf.

Im Ablauf des RBFs Kaster wurden 38 Spurenstoffe regelmäßig gemessen (größer 3 % Positivbefunde), von denen 18 in mehr als 50 % aller Proben Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze aufwiesen. Sechs der untersuchten Stoffe wurden in jeder Ablaufprobe festgestellt. Für 25 repräsentative Spurenstoffe (mit Positivbefunden ≥ 25 %) zeigt Abbildung 19 die relativen Häufigkeiten der Positivbefunde sowie der analysierten Konzentrationen im Zulauf (A) und Ablauf (B) des RBFs Kaster. Aufgrund unterschiedlicher Analysemethoden variiert der Datenumfang von 48 - 69 Analysen im Zulauf und von 16 - 23 Analysen im Ablauf. Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze wurden mit der halben Bestimmungsgrenze angenommen. Die gefundenen Spurenstoffe lassen sich in neun Klassen unterteilen: Die Mehrheit der detektierten Spurenstoffe zählen zu den Arznei- und Pflanzenschutzmitteln. Aber auch Industriechemikalien und Flammenschutzmittel, sowie Spurenstoffe aus dem Alltagsgebrauch (Genussmittel, Kunststoff- und Waschmittelzusatz) treten auf. Aufgrund unterschiedlicher stoffspezifischer Eigenschaften variieren die Befundhäufigkeiten sowie die gemessenen Konzentrationen sehr stark.

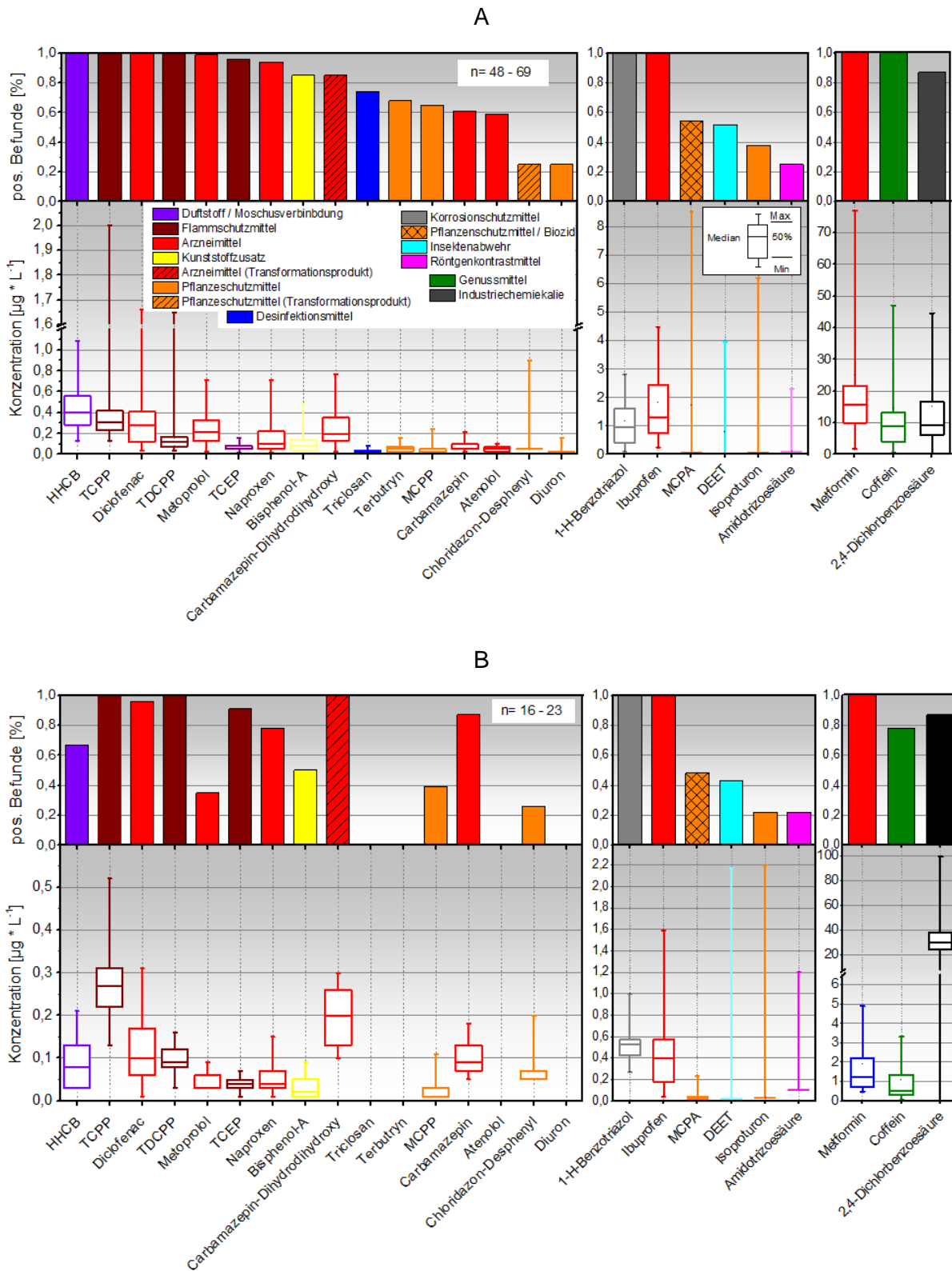


Abbildung 19: Relative Häufigkeiten der Positivbefunde und Konzentrationen der Spurenstoffe im Zulauf (A) und Ablauf (B) des RBF Kaster

Die gemessenen Konzentrationen im Zulauf zeigen ebenfalls eine große Spannweite. Die medianen Konzentrationen schwanken zwischen 0,01 µg/L (halbe Bestimmungsgrenze) und 15,8 µg/L

(Metformin). Allerdings ist die Streuung der Einzelparameter sehr hoch, weshalb die Maximalwerte vieler Stoffe die medianen Konzentrationen um ein Vielfaches überschreiten. Besonders deutlich ist dies für die Pflanzenschutzmittel Isoproturon und MCPA, sowie für das Arzneimittel Metformin zu sehen.

Die medianen Konzentrationen im Ablauf schwanken zwischen 0,01 µg/L (halbe Bestimmungsgrenze) bis 29,45 µg/L für 2,4-Dichlorbenzoesäure. Ähnlich wie im Zulauf ist die Streuung der Einzelparameter sehr hoch, sodass sie auch hier die medianen Konzentrationen weit übersteigen.

3.5.4 Mikrobiologie

Die *E. coli*-Konzentrationen im Zulauf des RBFs Kaster schwankten zwischen 180.000 MPN/100 mL (Dezember 2015) und 4.601.000 MPN/100 mL (Juli 2015). Im Median konnte im Zulauf eine Konzentration von 783.050 MPN/100 mL festgestellt werden (Abbildung 20). Der Ablauf des RBF Bedburg-Kaster enthielt *E. coli* im Median nur noch 50.025 MPN/100 mL (Spannweite 15 - 820.670 MPN/100 mL).

Enterokokken wurden in Konzentrationen von 46.690 bis 980.000 MPN/100 mL mit einem Maximum im August 2014 und Minimum im Dezember 2015 im Zulauf des RBFs nachgewiesen. Der Median lag bei 285.900 MPN/100 mL. Der Ablauf wies Enterokokken-Konzentrationen von 15 bis 306.000 MPN/100 mL mit einem Median von 7.426 MPN/100 mL auf.

Die Konzentration somatischer Coliphagen in den Proben vom Zulauf des RBF Kaster lag im Median bei 55.150 PBE/100 mL. Ein Minimum von 8.000 PBE/100 mL wurde im Februar 2016 gefunden, ein Maximum von 269.000 PBE/100 mL im Juli 2015. Somatische Coliphagen konnten im Ablauf des RBFs in Konzentrationen von 500 bis 22.800 PBE/100 mL gefunden werden. Das Minimum trat im Januar 2016 auf, das Maximum im August 2014. Die mediane Konzentration von somatischen Coliphagen in den Ablauf-Proben betrug 3.050 PBE/100 mL.

Der Median der *C. perfringens*-Konzentration betrug 12.000 KBE/100 mL im Zulauf des RBFs Kaster mit einer Konzentrationsbreite von 100 bis 145.454 KBE/100 mL. *Clostridium spp.* waren mit einem Median von 13.000 KBE/100 mL im Zulauf vorhanden (100 - 43.640 KBE/100 mL). Im Ablauf ließen sich *C. perfringens* in Konzentrationen zwischen 46 KBE/100 mL und 3.180 KBE/100 mL finden mit einem Median von 309 KBE/100 mL. *Clostridium spp.* waren im RBF-Ablauf mit einem Median von 436 KBE/100 mL vorhanden (Spannweite 73 KBE/100 mL im Juni 2015 bis 4.270 KBE/100 mL im Oktober 2014).

Cryptosporidium-Oozysten waren in dem aufgrund der hohen Schwebstofffracht nur geringen filtrierbaren Probevolumina im RBF-Zulauf gar nicht nachweisbar. Die Konzentrationen können

entsprechend der jeweils filterbaren Probenvolumina mit einem Bereich von <2,3 bis <100 Oozysten/100 L angegeben werden. Im Ablauf waren sie selten nachweisbar mit einer Maximalkonzentration von 16 Oozysten/100 L. Giardia-Zysten konnten häufiger detektiert werden. Der Zulauf enthielt Konzentrationen von 61 bis 28.000 Zysten/100 L (Median 1.200 Zysten/100 L), der Ablauf wies im Median 48 Zysten/100 L auf und enthielt minimal 0 und maximal 1.920 Zysten/100 L.

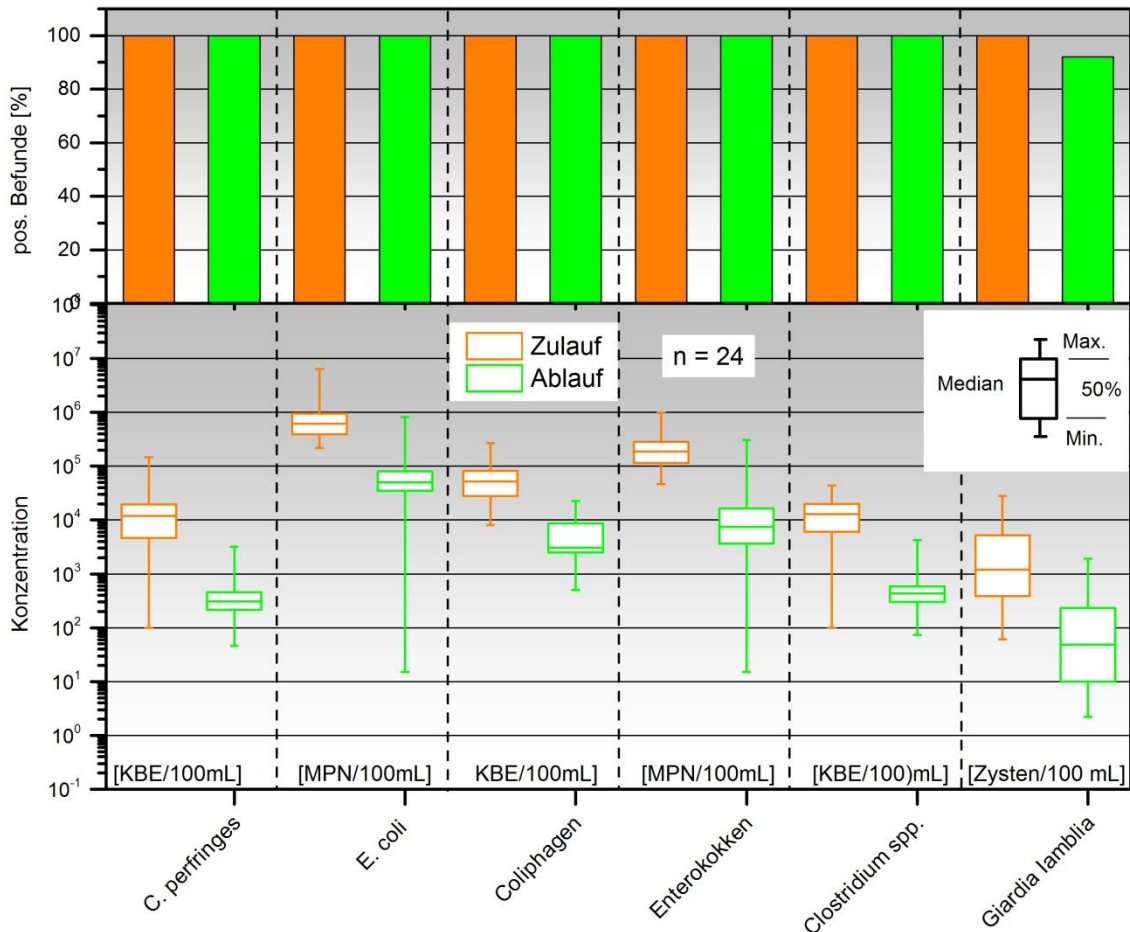


Abbildung 20: Ergebnisse der hygienisch-mikrobiologischen Untersuchungen zum Vorkommen ausgewählter Mikroorganismen im Zulauf und Ablauf des RBFs Kaster, Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze wurden mit der individuellen Bestimmungsgrenze angegeben (worst-case).

3.6 Retentionsbodenfilter - Versuchsanlage für behandeltes Abwasser

3.6.1 Vor-Ort-Parameter

Die durchschnittlich gemessene Temperatur des in die RBF-Versuchsfilter eingeleiteten behandelten Abwassers aus der Rinne des Kläranlagen-Ablaufs betrug 14,6 °C im Median bei der Probenahme. Temperaturminima in den Wintermonaten lagen bei 7,8 °C während die maximalen Werte aus den

Sommermonaten bis zu 23,7°C betragen. Die gemessenen pH-Werte der Proben lagen im gesamten Untersuchungszeitraum im neutralen Bereich.

Bei der Untersuchung der Wasserbeschaffenheit konnten bzgl. der elektrischen Leitfähigkeit keine signifikanten Unterschiede zwischen den untersuchten Filtern festgestellt werden; es wurden Minimalwerte von 506 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Versuchs-RBF Zulauf) und Maximalwerte von 1.078 $\mu\text{S}/\text{cm}$ festgestellt.

Der Gehalt an Sauerstoff steigt den Messwerten zufolge in beiden RBF-Versuchsfiltren mit dem Durchfluss des Wassers durch die Filter an; dabei konnten im Ablauf mediane Messwerte von 8,4 mg/L Sauerstoff für Filter 1 (Minimum 5,0 mg/L und Maximum 11,4 mg/L) bzw. 8,5 mg/L Sauerstoff für Filter 2 (Minimum 5,9 mg/L und Maximum 11,7 mg/L) gemessen werden. Die Trübung der untersuchten Proben zeigte Werte zwischen 0,2 FNU im Ablauf des RBF-Versuchsfilters 1 und 11 FNU nach der ersten Filterstufe des gleichen Filters. Im Median konnten Werte bis 1,0 FNU gemessen werden.

Organoleptisch wurde das untersuchte Wasser von den entsprechenden Probenehmern im gesamten Untersuchungszeitraum sowohl als geruchslos als auch farblos und klar beschrieben (n = 101).

Die Daten für die einzelnen Filtersäulen der RBF-Versuchsanlage (getrennt) sind Tabelle 14 zu entnehmen. Die erkennbaren Unterschiede in der Stichprobengröße sind zum einen darin begründet, dass bei geringen Außentemperaturen vor allem in den Wintermonaten durch Vereisung (entweder des Filterkörpers selbst oder der recht dünnwandigen, nicht isolierten Entnahme-Rohre) mitunter aus einigen Zwischenstufen keine oder nicht ausreichend Wasserprobe entnommen werden konnte. Zum anderen kam es vor, dass bei technischer Schwierigkeiten vor Ort eine nachträgliche Untersuchung im Labor bei schnell veränderlichen Parametern wie dem Sauerstoffgehalt nicht durchgeführt werden konnte.

Tabelle 14: Vor-Ort-Parameter in den verschiedenen Filterschicht-Tiefen der RBF-Versuchsanlage

Temperatur [°C]	n	Min	Max	Median
RBF Zulauf	13	7,8	23,7	14,6
RBF 1 - 0,1m	9	7,2	24,2	15,8
RBF 1 - 0,3m	10	6,9	23,5	16,3
RBF 1 - 0,75m	10	7,2	24,7	16,2
RBF 1 - Ablauf	13	3,0	25,6	13,2

Temperatur [°C]	n	Min	Max	Median
RBF Zulauf	13	7,8	23,7	14,6
RBF 2 - 0,1m	8	7,2	25,0	15,1
RBF 2 - 0,3m	10	6,4	24,3	16,2
RBF 2 - 0,75m	10	6,8	25,1	16,2
RBF 2 - Ablauf	12	3,8	25,3	14,9

pH-Wert	n	Min	Max	Median
RBF Zulauf	13	6,7	7,1	6,8
RBF 1 - 0,1m	10	7,0	7,4	7,0
RBF 1 - 0,3m	11	7,0	7,4	7,1
RBF 1 - 0,75m	11	6,9	7,3	7,0
RBF 1 - Ablauf	13	7,0	7,4	7,1

pH-Wert	n	Min	Max	Median
RBF Zulauf	13	6,7	7,1	6,8
RBF 2 - 0,1m	9	6,9	7,3	7,1
RBF 2 - 0,3m	11	7,0	7,4	7,1
RBF 2 - 0,75m	11	6,9	7,3	7,1
RBF 2 - Ablauf	12	7,0	7,4	7,2

elektrische Leitfähigkeit [µS/cm]	n	Min	Max	Median
RBF Zulauf	13	506	1077	778
RBF 1 - 0,1m	10	639	1078	813
RBF 1 - 0,3m	11	573	1072	811
RBF 1 - 0,75m	11	635	1051	818
RBF 1 - Ablauf	13	637	1044	830

elektrische Leitfähigkeit [µS/cm]	n	Min	Max	Median
RBF Zulauf	13	506	1077	778
RBF 2 - 0,1m	8	662	1053	817
RBF 2 - 0,3m	11	562	1065	794
RBF 2 - 0,75m	11	610	1053	819
RBF 2 - Ablauf	12	630	1034	828

Sauerstoff [mg/L]	n	Min	Max	Median
RBF Zulauf	11	4,2	8,0	6,6
RBF 1 - 0,1m	8	3,1	6,3	5,4
RBF 1 - 0,3m	9	3,8	6,7	5,6
RBF 1 - 0,75m	9	4,8	10,4	8,2
RBF 1 - Ablauf	11	5,0	11,4	8,4

Sauerstoff [mg/L]	n	Min	Max	Median
RBF Zulauf	11	4,2	8,0	6,6
RBF 2 - 0,1m	7	3,4	8,1	6,7
RBF 2 - 0,3m	9	2,2	7,4	5,7
RBF 2 - 0,75m	9	3,4	8,9	8,2
RBF 2 - Ablauf	10	5,9	11,7	8,5

Trübung [FNU]	n	Min	Max	Median
RBF Zulauf	9	0,3	2,1	0,4
RBF 1 - 0,1m	8	0,3	11,4	0,5
RBF 1 - 0,3m	8	0,3	2,6	1,0
RBF 1 - 0,75m	8	0,5	4,5	0,8
RBF 1 - Ablauf	9	0,2	2,9	0,4

Trübung [FNU]	n	Min	Max	Median
RBF Zulauf	9	0,3	2,1	0,4
RBF 2 - 0,1m	8	0,4	6,1	0,7
RBF 2 - 0,3m	8	0,6	5,8	1,0
RBF 2 - 0,75m	8	0,3	1,6	0,5
RBF 2 - Ablauf	9	0,3	2,1	0,4

3.6.2 Mikrobiologie

Die *E. coli*-Konzentrationen im Zulauf der halbtechnischen RBF-Versuchsanlage zur weitergehenden Abwasserreinigung schwankten zwischen 455 KBE/100 mL bzw. 599 MPN/100 mL und 52.730 KBE/100 mL bzw. 248.000 MPN/100 mL. Im Median konnte im Zulauf eine Konzentration von 1.850 KBE/100 mL bzw. 2.050 MPN/100 mL festgestellt werden (Abbildung 21). Der Ablauf des RBFs

Filter 1 enthielt *E. coli* nur noch im Median 10 KBE/100 mL (Spannweite 0 - 378 KBE/100 mL) bzw. < 15 MPN/100 mL (Spannweite < 15 - 951 MPN/100 mL). Im Ablauf von RBF Filter 2 waren mit 0 bis 227 KBE/100 mL (Median 9 KBE/100 mL) weniger *E. coli*-Kolonien zu finden, die Flüssiganreicherung zeigte etwas höhere Werte zwischen <15 und 2.040 MPN/100 mL um einen Median von <38 MPN/100 mL.

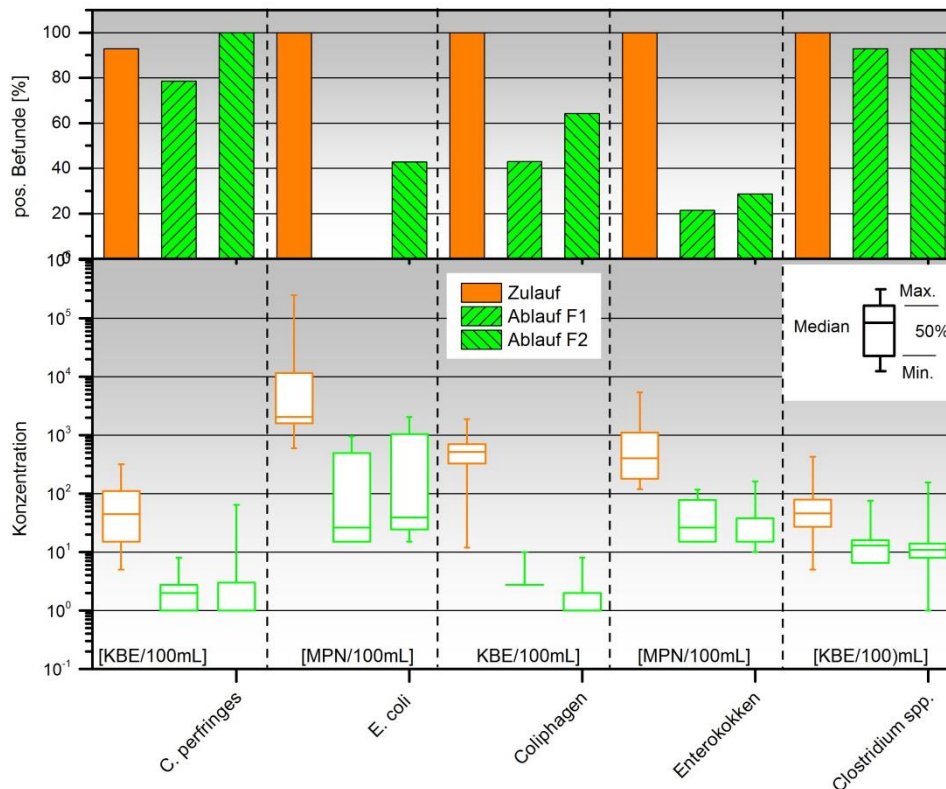


Abbildung 21: Ergebnisse der hygienisch-mikrobiologischen Untersuchungen zum Vorkommen ausgewählter Mikroorganismen im Zulauf und den Abläufen der RBF-Versuchsanlage.

Enterokokken wurden in Konzentrationen von 119 bis 5.368 MPN/100 mL im Zulauf der RBF-Versuchsanlage nachgewiesen. Der Median lag bei 444 MPN/100 mL. Der Ablauf des Filter 1 wies Enterokokken-Konzentrationen von <15 bis 117 MPN/100 mL auf, Filter 2 enthielt am Ablauf noch 10 bis 163 MPN/100 mL. Beide Filtersäulen zeigten eine geringe Median-Konzentration von <15 MPN/100 mL bzw. 27 MPN/100 mL.

Die Konzentration somatischer Coliphagen in den Proben vom Zulauf der RBF-Versuchsanlage lag im Median bei 520 PBE/100 mL. Ein Minimum von 12 PBE/100 mL und ein Maximum von 1.880 PBE/100 mL wurden detektiert. Somatische Coliphagen konnten sowohl im Ablauf des RBF Filter 1 als auch des Filter 2 meist nicht (Minimum und Median 0 PBE/100 mL) bis in Höhe von maximal 10 PBE/100 mL (Filter 1) bzw. 8 PBE/100 mL (Filter 2) gefunden werden.

Der Median der *C. perfringens*-Konzentration betrug 45 KBE/100 mL im Zulauf der RBF-Versuchsanlage mit einer Konzentrationsspanne von 5 bis 320 KBE/100 mL. Clostridien allgemein waren ähnlich hoch mit einem Median von 46 KBE/100 mL im Zulauf vorhanden (5 - 430 KBE/100 mL). Im Ablauf des RBF Filter 1 ließ sich *C. perfringens* in nur geringer Konzentration zwischen 0 und 8 KBE/100 mL finden mit einem Median von 2 KBE/100 mL. *Clostridium* spp. waren im RBF-Ablauf mit einem Median von 13 KBE/100 mL vorhanden (Spannweite 0 - 76 KBE/100 mL). Im Ablauf des RBF Filter 2 war *C. perfringens* ebenfalls in nur geringer Konzentration zu finden. Minimum und Median betrugen hier 1 KBE/100 mL und das Maximum 64 KBE/100 mL. *Clostridium* spp. waren im RBF-Ablauf zwischen 1 - 155 KBE/100 mL nachweisbar, der Median betrug 11 KBE/100 mL.

Einen Überblick über die gemessenen Konzentrationen aller untersuchten Mikroorganismen im Zulauf der Versuchsanlage und den Abläufen von Filter 1 und Filter 2 geben die Tabellen A4 bis A6 im Anhang. Parasiten wurden nicht untersucht, da die maximal möglich zu entnehmenden Probenvolumina aus den im halb-technischen Maßstab angefertigten Filtersäulen zu gering ausfielen. Abbildung 22 zeigt den Verlauf der Konzentration bei drei untersuchten Filter-Zwischenstufen. Weitere Werte sind der Tabelle A7 im Anhang zu entnehmen.

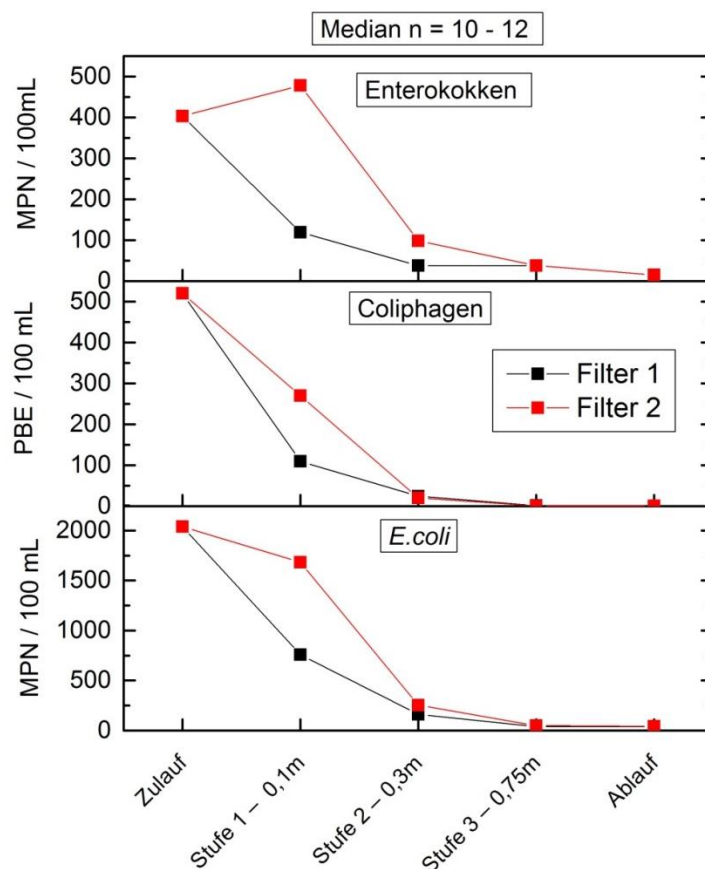


Abbildung 22: Konzentrationen der untersuchten hygienisch-mikrobiologischen Parameter in den in den verschiedenen Filterschicht-Tiefen der Filtersäulen 1 und 2 der RBF-Versuchsanlage

3.7 Dränagefilter im Laborversuch

3.7.1 Nähr- und Spurenstoffe

Für die Überprüfung der Wirksamkeit der Dränagefilter bezüglich Nähr- und Spurenstoffe wurden im Labor Versuche mit standardisierten Ausgangslösungen durchgeführt. Dabei wurden die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor sowie als Spurenstoffe das Veterinärarzneimittel Sulfadiazin und MCPA berücksichtigt. Es wurden Versuche mit zwei verschiedenen Filtermaterialien (Aktivkohle und Kokoskohle) mit mehreren Durchgängen durchgeführt. Abbildung 23 zeigt die gemessenen Konzentrationen der einzelnen Versuchsdurchgänge.

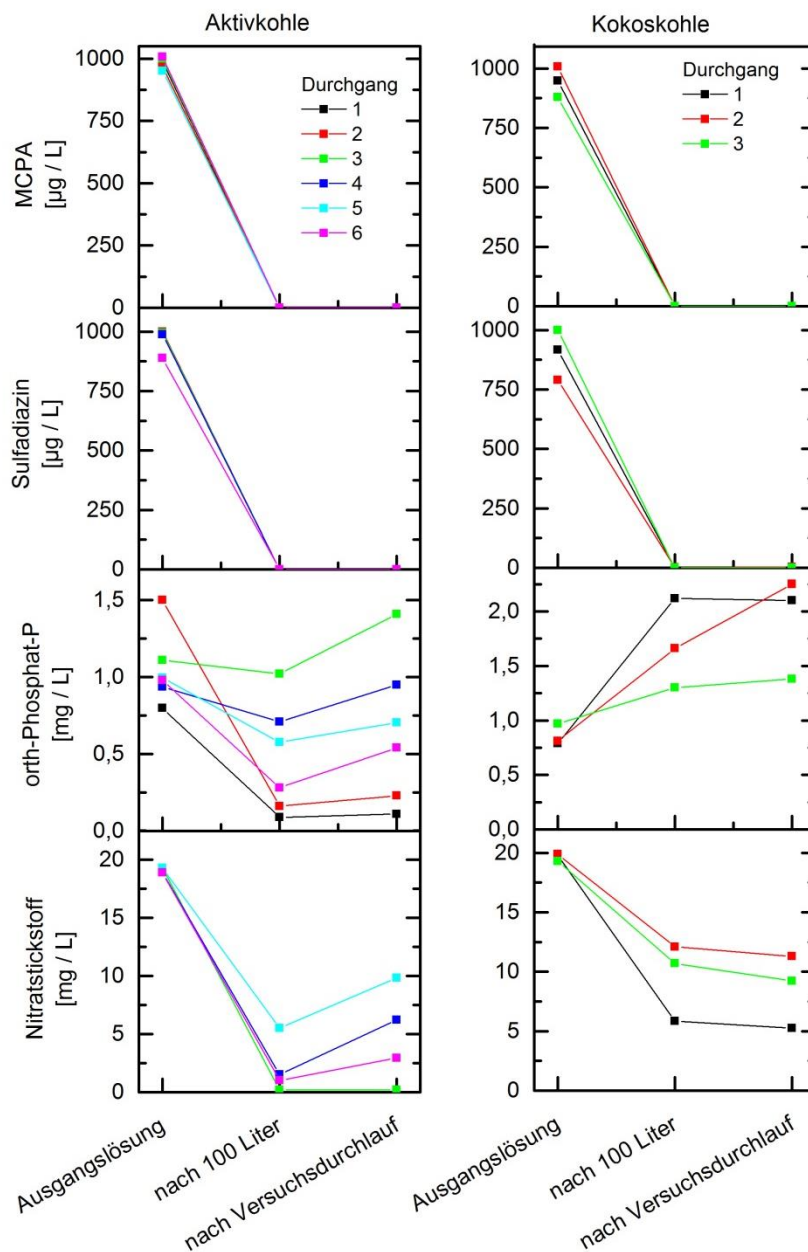


Abbildung 23: Laborversuch Dränagefilter: Konzentrationen der Nähr- und Spurenstoffe der Ausgangslösung sowie des Filtrats nach 100 Liter (Stichprobe) und als Mischprobe nach Durchgangsende (200 L) für die einzelnen Durchgänge.

Der Konzentrationsrückgang bei den beiden Spurenstoffen Sulfadiazin und MCPA durch die Passage des Dränagefilters war sowohl bei der Füllung mit Aktivkohle als auch mit Kokoskohle sehr hoch. So konnten bei den meisten Versuchsdurchgängen bei den Ausgangskonzentrationen von ca. 1.000 µg/L eine Reduzierung auf unter 0,5 µg/L, bei der Aktivkohlefüllung auch oftmals auf unterhalb der Bestimmungsgrenze (0,05 µg/L) festgestellt werden. Die Maximalkonzentration der Spurenstoffe des Filtrats lag bei 2,5 µg/L Sulfadiazin im zweiten Durchgang der Kokoskohle nach Versuchsdurchlauf.

Die Ausgangskonzentration bei ortho-Phosphat-P lag bei ca. 1 mg/L. Bei der Aktivkohlenfüllung war die Streuung der Konzentrationen des Filtrats zwischen den einzelnen Durchgängen sehr groß. So lagen die Filtratkonzentrationen für ortho-Phosphat-P zwischen 0,09 und 1,41 mg/L. Bei der Füllung des Dränagefilters mit Kokoskohle wurden im Filtrat sogar durchweg höhere Konzentrationen ortho-Phosphat-P als in der Ausgangslösung nachgewiesen. Die Konzentrationen lagen zwischen 1,30 und 2,12 mg/L.

Die Nitrat-Konzentration in der Ausgangslösung von ca. 20 mg/L wurde durch die Passage des Dränagefilters bei allen Versuchsdurchgängen reduziert. Allerdings ist die Streuung zwischen den einzelnen Versuchsdurchgängen auch bei Nitratstickstoff groß. Die Filtratkonzentrationen für Nitratstickstoff lagen bei der Aktivkohle zwischen 1,03 und 9,84 mg/L, bei der Kokoskohle zwischen 5,26 und 12,10 mg/L.

3.7.2 Mikrobiologie

Zur Bestimmung der mikrobiologischen Reduktionsleistung des neu entwickelten Aktivkohle-Dränagefilters wurden anhand der in Kapitel 2.3.3 dargestellten Bestimmung der Konzentrationen die hygienisch-mikrobiologischen Indikator-Parameter *E. coli* (Direktansatz auf CC-Agar), Enterokokken (miniaturisiertes MPN-Verfahren) und somatische Coliphagen (Plattengussverfahren) sowie Giardia-Zysten (Fluoreszenzmikroskopie und Durchflusszytometrie) in den Zulauf- und Ablaufwasserproben untersucht. Zusätzlich erfolgte eine Bestimmung der Gesamtzahl DNA-haltiger Partikel (vereinfacht als „Gesamtzellzahl“ bezeichnet) sowie des Verhältnisses intakter und membrangeschädigter Zellen mittels Durchflusszytometrie. Für die Versuche mit dem Dränagefilter wurde Trinkwasser eingesetzt und mit Mikroorganismen in Reinkultur versetzt.

Versuche mit *E. coli*

Vier Versuchsreihen wurde mit *E. coli* WG5, zwei weitere Versuchsreihen mit *E. coli* WRh durchgeführt. Zur Auswertung wurden aus statistischen Gründen nur die mit 20 und 300 Kolonien bewachsenen Agarplatten berücksichtigt. In den ersten beiden Versuchsreihen konnten im Zulauf sowie den meisten Ablauf-Probenkeine oder nur sehr wenige (< 20 KBE/100 mL) *E. coli* WG5 Kolonien

auf den Agarplatten gezählt werden. Eine Reduktionsbestimmung war hier somit nicht möglich. Daher wurden nur die Ergebnisse von V3 bis V6 in die Auswertung (Abbildung 24) einbezogen.

Wie Abbildung 24 zeigt, beinhaltet jeder Zulauf in den Versuchsdurchläufen eine Koloniezahl von rund 10^6 KBE/100 mL (Spannweite: 980.000 – 2.570.000 KBE/100 mL). Die Konzentrationen in den Ablaufproben schwankten insgesamt zwischen 68.000 und 2.250.000 KBE/100 mL. Die durchschnittlich geringste Konzentration wurde in den bei Versuchsbeginn aufgefangenen Abläufen direkt aus dem Dränagefilter nachgewiesen (Spannweite: 68.000 – 780.000 KBE/100 mL), während das am Versuchsende direkt aus dem Dränagefilter aufgefangene Ablaufwasser die höchsten Ablaufkonzentrationen aufwies (Spannweite: 720.000 - 2.250.000 KBE/100 mL).

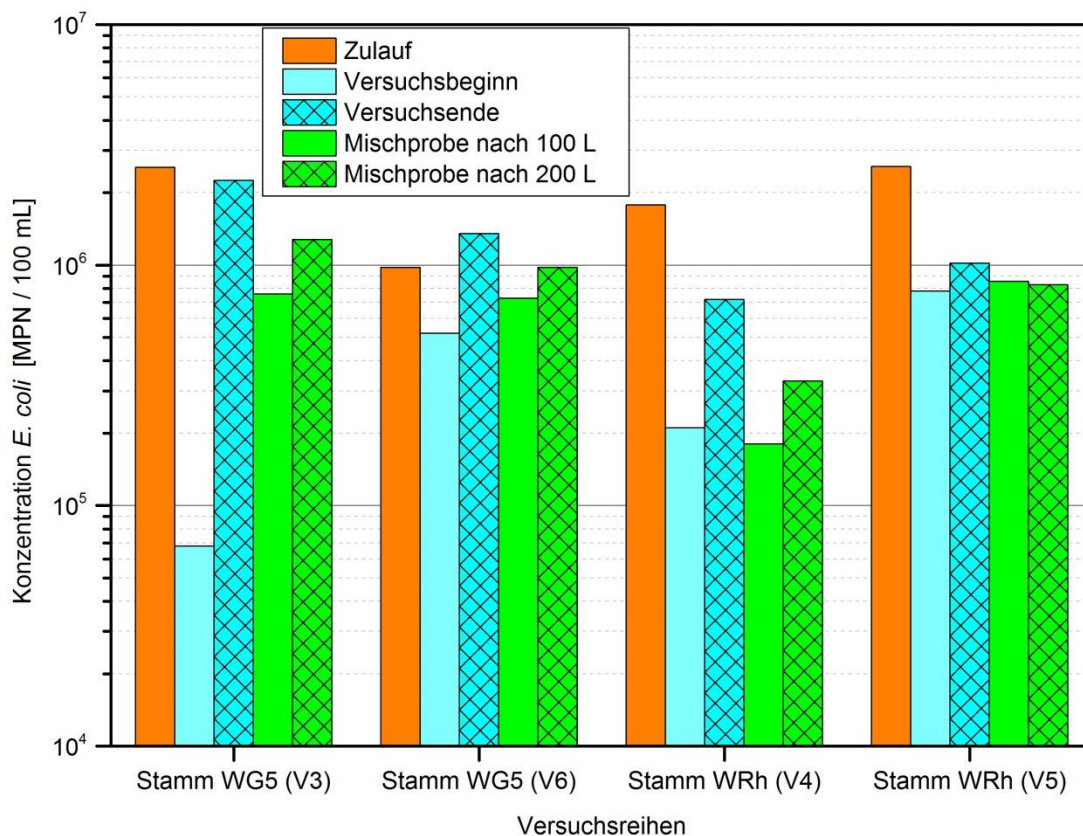


Abbildung 24: Konzentration des Indikatorbakteriums *E. coli* in den Zulauf- und Ablaufwasserproben des Dränagefilters der auswertbaren Versuchsreihen der Laborversuche.

Versuche mit Enterokokken

Die Auswertung zur Bestimmung der wahrscheinlichsten Zellzahl (most probable number, MPN) an intestinalen Enterokokken in den Proben zeigt im Zulauf höhere Zellkonzentrationen als im Ablaufwasser (Abbildung 25). Mit der zugesetzten Zellsuspension wurde eine Enterokokken-Konzentration im Zulauf von 393.000 bis 1.080.000 MPN/100 mL erreicht. Die Konzentration von *Enterococcus*

faecalis (DSMZ 24916) schwankte in den Ablaufproben insgesamt zwischen 32.200 und 679.000 MPN/100 mL. In den zu Versuchsbeginn aufgefangenen Abläufen, die direkt aus dem Drainagefilter stammten, wurden im Durchschnitt die geringsten Enterokokken-Konzentrationen festgestellt (Spannweite: 32.200 – 171.000 MPN/100 mL), während das beim Versuchsende aufgefangene Ablaufwasser die höchsten Ablaufkonzentrationen aufwies (Spannweite: 84.200 – 186.000 MPN/100 mL).

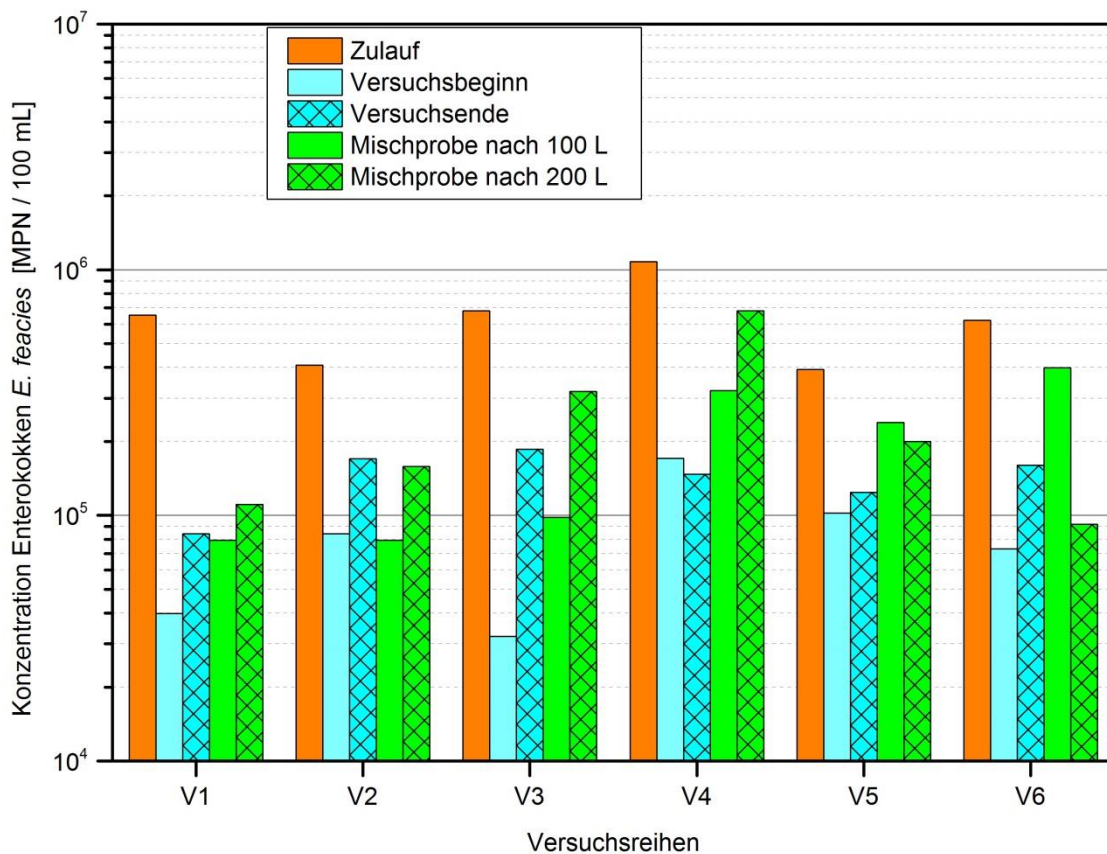


Abbildung 25: Konzentration der intestinalen Enterokokken (*E. faecalis*) in den Zulauf- und Ablaufwasserproben des Drainagefilters der Laborversuche.

Versuche mit somatischen Coliphagen

Die Konzentrationsbestimmung der somatischen Coliphagen in den artifizialen Dränagewasserproben zeigt eine relativ homogene Verteilung innerhalb einer Probenart (Direktprobe Versuchsbeginn/-ende bzw. Mischprobe 100L/200L) zwischen den sechs Versuchsläufen (Abbildung 26). Die Zulauf-Konzentrationen lagen im Durchschnitt bei 13.227 PBE/100 mL (Median). Die somatische Coliphagen-Konzentration in den Ablaufproben schwankte insgesamt um eine Log-Stufe zwischen den einzelnen Probearten und nur leicht zwischen den Versuchsläufen mit minimal 100 und maximal 3.109 PBE/100 mL. Die durchschnittlich über alle sechs Versuchsläufe geringste

Konzentration wurde in den Proben bei Versuchsbeginn direkt aus dem Dränagefilter mit 1.155 PBE/100 mL detektiert (Spannweite: 100 – 1.609 PBE/100 mL), während die Mischprobe aus 200 L filtriertem Dränagewasser zum Versuchsende im Durchschnitt mit 2.591 PBE/100 mL (Median) die höchsten Ablaufkonzentrationen aufwies (Spannweite: 1.373 – 3.109 PBE/100 mL).

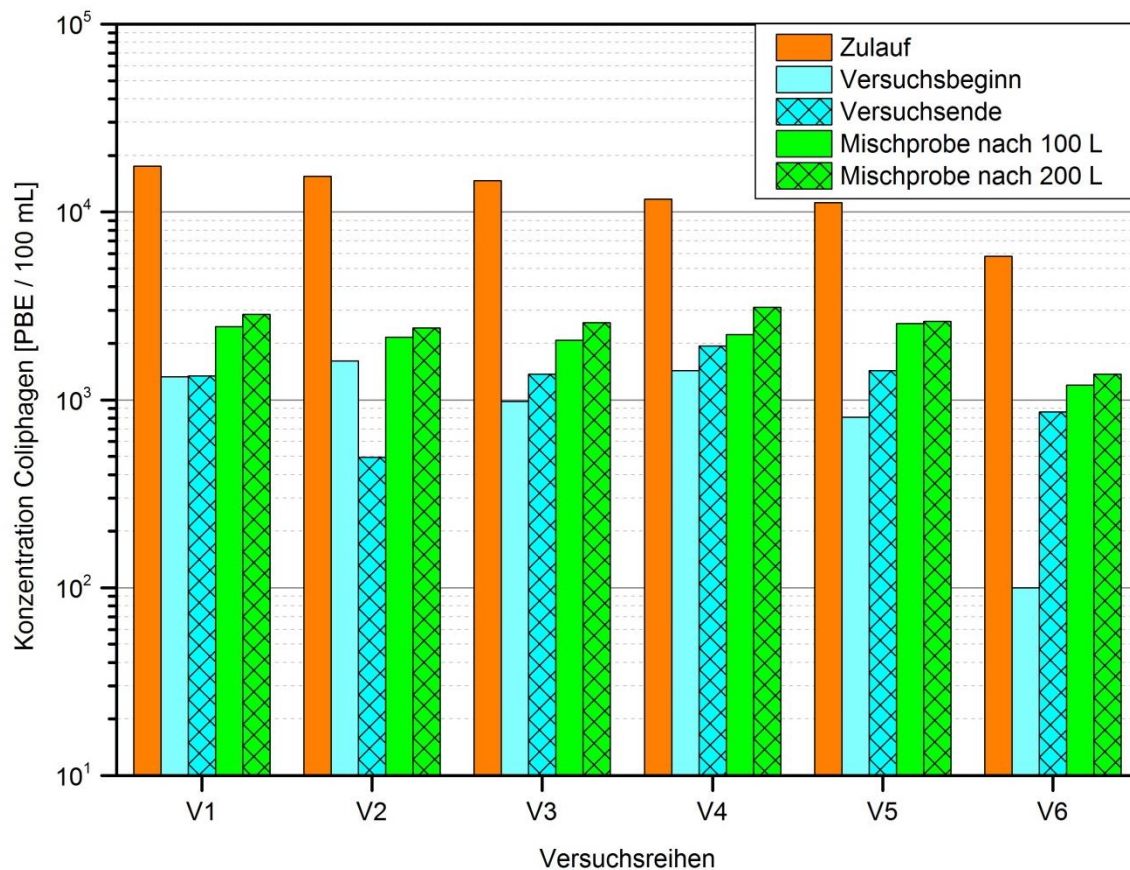


Abbildung 26: Konzentration der somatischen Coliphagen in den Zulauf- und Ablaufwasserproben des Dränagefilters der Laborversuche.

Versuche mit *Giardia*-Zysten und *Cryptosporidium*-Oozysten

In den sechs durchgeführten Versuchsläufen wurden unterschiedliche Konzentrationen der *Giardia*-Zysten eingesetzt. Entsprechend einem eingesetzten Volumen an Stammsuspension von 3x 50 µL, 2x 100 µL und 1x 200 µL betrug die Anzahl eingesetzter Zellen in drei Versuchsläufen je 8.900 *Cryptosporidium*-Oozysten bzw. *Giardia*-Zysten für je 200 L artifizielles Dränagewasser, zweimal je 17.800 und einmal je 35.600 Zellen. Eine Untersuchung der Reduktionsleistung des Filters erfolgte aufgrund des großen benötigten Probevolumens der verwendeten Methode zur Parasitendetektion ausschließlich durch Aufkonzentration der gesamten Mischprobe des Gesamtvolumens von 200 L filtriertem Dränage-Wasser (A4). Auswertbar waren nur zwei der sechs Messungen im Durchflusssytometer von Versuchsläufen mit je 50 µL Stammsuspension. Hier zeigten die Signale in

den FSC/FL1 Auswertediagrammen 50 und 51 Cryptosporidien bzw. 235 und 251 Giardien. Entsprechend der validierten Wiederfindungsrate der Detektionsmethode (26 % Materialverlust bei der Aufreinigung) wäre ohne eine Reduktion der Dauerformen bei Passage des Drainagefilters ein Nachweis von je 2.342 Cryptosporidium-Oozysten und Giardia-Zysten im gemessenen Probevolumen zu erwarten gewesen. Es konnte also eine deutliche Reduktion erzielt werden.

Analysen zur Gesamtzahl DNA-haltiger Partikel (Gesamtzellzahl)

Um einen Überblick über die Gesamtzahl der Mikroorganismen (bestehend aus im Trinkwasser enthaltenen Mikroorganismen und zugesetzten Testorganismen) in den Wasserproben bzw. deren Reduktion zu erhalten, wurde diese mittels Durchflusszytometrie ermittelt (Kapitel 3.7.2). Der Zulauf enthielt zwischen 202.000 und 856.000 Zellen/mL, die Ablaufproben insgesamt zwischen 29.400 und 358.000 Zellen/mL. Innerhalb eines Versuchslaufs zeigten sich die Konzentrationen der Ablaufproben aus den verschiedenen Stufen als recht homogen. Abbildung 27 zeigt die absolute Konzentration der Gesamtzellzahl im Zulauf und in den verschiedenen Ablauf-Proben.

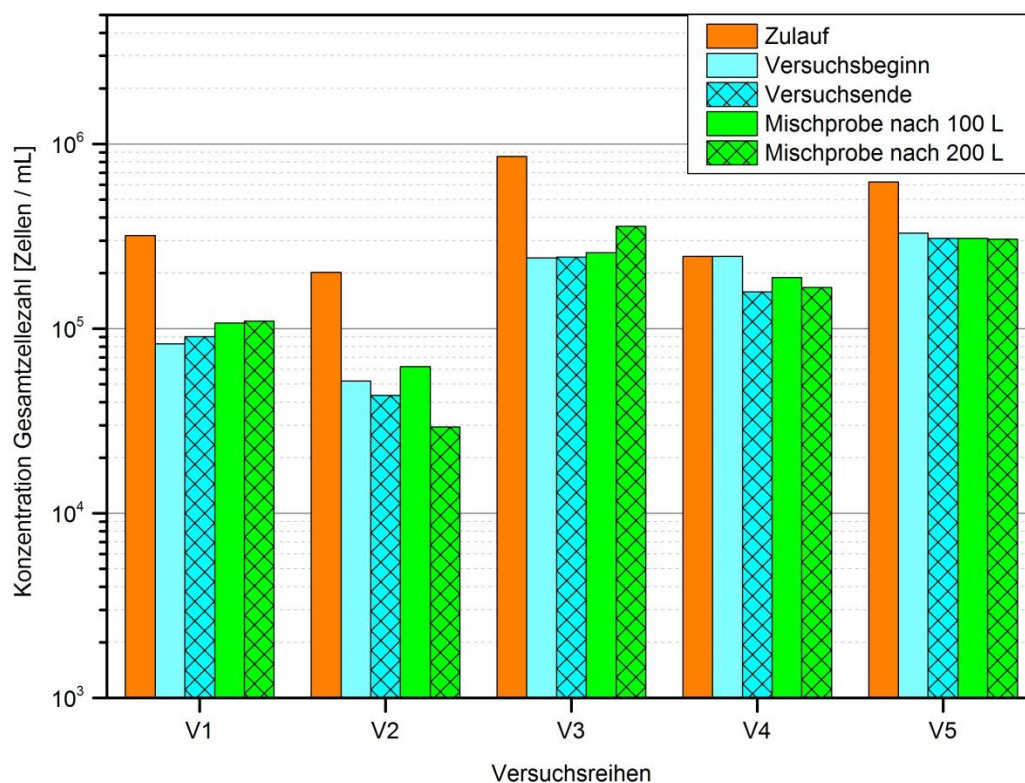


Abbildung 27: Konzentration aller Mikroorganismen (Gesamtzellzahl; GZZ) in den Zulauf- und Ablaufwasserproben des Drainagefilters der Labversuche.

Das Lebend-/Tot-Verhältnis der Zellen

Mit Hilfe des LIVE/DEAD BacLight™ Bacterial Viability Kits (Invitrogen) und des Durchflusszytometers konnte das Lebend-/Tot-Verhältnis der gesamten im Wasser vorhandenen Zellen bestimmt werden. Dies wurde exemplarisch für die Versuchsreihen V3 bis V5 der GZZ-Messung durchgeführt. Ist die Membran der Zellen geschädigt, kann Propidiumiodid in die toten Zellen eindringen und diese rot färben, was eine Steigerung des FL3-Signals bewirkt. Bei membranintakten Zellen, die eine grüne Fluoreszenz durch den Farbstoff SYTO 9 aufweisen, handelt es sich tendenziell um lebende Zellen. Zunächst wurden im Dreifachansatz die Zellen aus den Zulaufwasserproben durch Hitzebehandlung (20 min bei 110 °C im Dampfkochtopf) abgetötet bzw. ihre Membran geschädigt, um bei der Bearbeitung der Density-Plots (= Zelldichte-Darstellung) eine Diagonale festlegen zu können, die die membrangeschädigten, tendenziell toten Zellen (oben links) von den membranintakten lebenden Zellen (unten rechts) abgrenzt (Abbildung 28). In den Density-Plots wurden alle Zellen in dem für Trinkwassermikroorganismen typischen Bereich des verwendeten Messprogramms (s. 2.3.3) berücksichtigt.

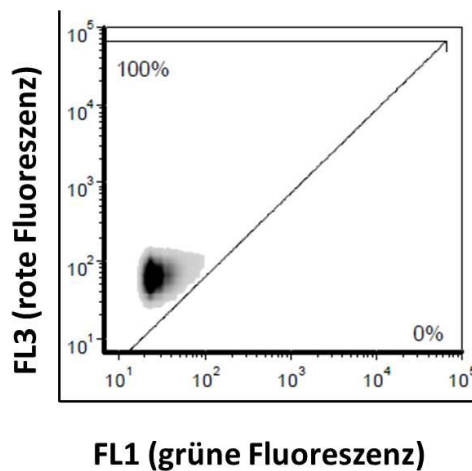


Abbildung 28: Durchflusszytometrische Analyse der hitzebehandelten Zellen aus der Zulauf-Wasserprobe (V3). Die Zellen wurden durch Hitzebehandlung (20 min bei 110 °C) abgetötet. Im Density-Plot ist die Auftragung des FL3- gegen das FL1-Signal dargestellt.

Im Zulaufwasser wurden je nach Versuchsreihe unterschiedliche Zelldichten mit verschiedener Fluoreszenz gemessen. Es zeigte sich, dass bereits die Zulaufproben unterschiedliche Anteile an lebenden und membrangeschädigten Zellen besitzen (Abbildung 29)

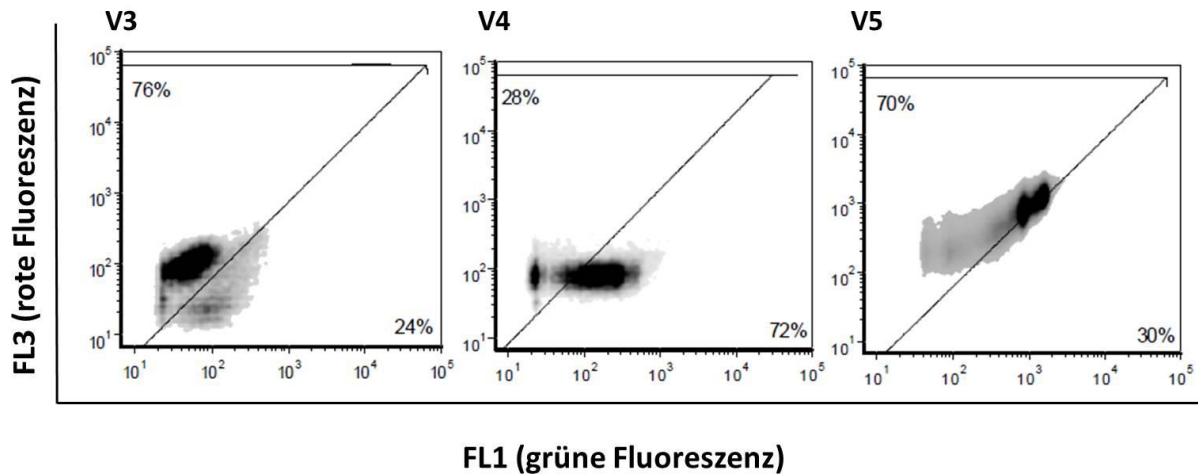


Abbildung 29: Durchflusszytometrische Analyse zur Bestimmung des Lebend-/Tot-Verhältnisses der Zellen aus dem Zulaufwasser. In den Density-Plots ist die Auftragung des FL3- gegen das FL1-Signal dargestellt. V= Versuchsreihe.

Es ist insgesamt eine schwach ausgeprägte Verschiebung der Zellcluster im Ablaufwasser hin zur Rotfluoreszenz zu erkennen (Abbildung 30). Der Anteil lebender Zellen in den Ablaufproben fällt in allen Proben geringer aus als in der jeweils korrespondierenden Zulaufprobe. Einige Zellcluster weisen zudem sowohl eine hohe rote, als auch hohe grüne Fluoreszenz auf, die als eine Art Zwischenzustand auf dem Weg zur Membranschädigung interpretiert werden kann (BERNEY et al. 2007, ZACHARIAS et al. 2015), also vermutlich teilgeschädigte Zellen beinhalten. Die Ergebnisse lassen darauf schließen, dass die Bakterien durch Passage der Aktivkohleschicht teilweise strukturell geschädigt und damit in ihrer Lebensfähigkeit beeinträchtigt zu werden.

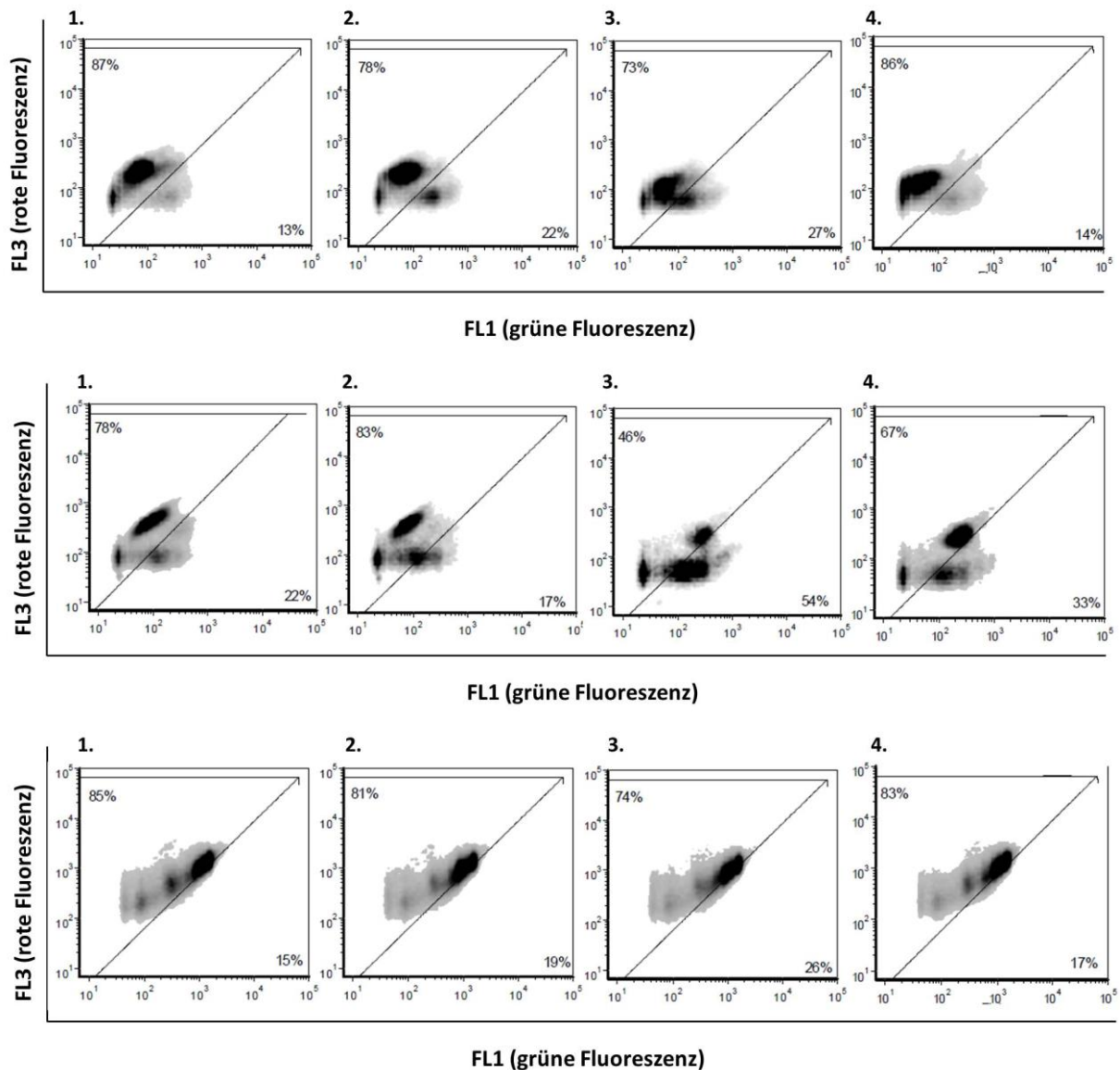


Abbildung 30: Durchflusszytometrische Analyse zur Bestimmung des Lebend-/Tot-Verhältnisses der Zellen aus dem Ablaufwasser (Proben 1.-4.) der Versuchsreihen 3 (oben), 4 (Mitte) und 5 (unten). In den Density-Plots ist die Auftragung des FL3- gegen das FL1-Signal dargestellt. 1.= Versuchsbeginn; 2.= Mischprobe nach 100 L; 3.= Versuchsende; 4.= Mischprobe nach 200 L.

4 Diskussion

4.1 Bewertung der Emissionsquellen

4.1.1 Niederschlagswasser aus dem Trennkanalsystem

Chemische Parameter und Spurenstoffe

Die chemischen Untersuchungen am Trennkanalsystem (RRB Merl) ergaben, dass Einleitungen von Regenwasser aus Trennkanalisationen zur Belastung der aufnehmenden Gewässer beitragen. Die durchschnittlichen Frachten der Nährstoffparameter Ammoniumstickstoff, Phosphor_{gesamt} und ortho-Phosphat-P lagen zwischen 1,6 und 34,4 mg/s. Selbst bei der Annahme, dass keine Vorbelastungen im Gewässer vorliegen, werden theoretisch schon Konzentrationen im Gewässer von 0,01 bis zu 0,16 mg/L erreicht (Tabelle 15). Damit werden für diesen Nährstoffparameter, außer bei Nitratstickstoff, die geforderten Jahresmittelwerte der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) allein durch die Einleitung des Niederschlagswasser knapp erreicht bzw. leicht überschritten.

Tabelle 15: Mediane Konzentrationen ausgewählter chemischer Parameter der Regenwassereinleitung des RRB Merl, die errechnete durchschnittliche Fracht (Median x Einleitmenge), die theoretische Konzentration im Gewässer (Fracht / mittlerer Abfluss) sowie der Grenzwert der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016).

Stoff	mediane Konzentration Niederschlagswasser (Trennkanalsystem) [mg/L]	durchschnittliche Fracht* [mg/s]	Konzentration im Gewässer ohne Vorbelastung** [mg/L]	Jahresmittelwert (OGewV 2016) [mg/L]
Nitratstickstoff	0,81	32,4	0,16	<11,3
Ammoniumstickstoff	0,30	12,0	0,06	<0,04
Phosphor _{Gesamt}	0,18	7,2	0,04	<0,05
ortho-Phosphat-P	0,04	1,6	0,01	<0,02

* durchschnittliche Einleitmenge = 40 L/s

** mittlerer Abfluss an der Einleitstelle = 158 L/s

Bei der Untersuchung der Spurenstoffe lagen die medianen Konzentrationen von 17 der 152 untersuchten Stoffe oberhalb der Bestimmungsgrenze. Die errechneten Frachten bei einer durchschnittlichen Einleitmenge von 40 L/s lag zwischen 0,8 und 18,6 µg/s (Tabelle 16). Dies entspricht bei der Annahme keiner Vorbelastung des Gewässers einer Konzentration im Gewässer von 0,00 bis 0,09 µg/L. In der novellierten Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) sind Grenzwerte für fünf der aufgelistet Parameter vorhanden. Die theoretisch berechneten Konzentrationen unterschreiten diese Werte deutlich. Da die Einleitungen aus Trennkanalsystemen aber nur eine von vielen Eintragspfaden für Spurenstoffe in Gewässer darstellen und bei Regenwetter eine Vielzahl dieser Einleitungen aktiv sind, können die Einträge aus Trennkanalsystemen zu einer kritischen Gesamtbelastung der Gewässer beitragen.

Tabelle 16: Mediane Konzentrationen ausgewählter Spurenstoffe der Regenwassereinleitung des RRB Merl, die errechnete durchschnittliche Fracht (Median x Einleitmenge), die theoretische Konzentration im Gewässer (Fracht / mittlerer Abfluss) sowie die Grenzwerte der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016).

Stoff	mediale Konzentration Niederschlagswasser (Trennkansystem)	durchschnittliche Fracht*	Konzentration im Gewässer ohne Vorbelastung**	Jahresmittelwert (OGewV 2016)	zulässige Höchstkonzentration (OGewV 2016)
	[µg/L]	[µg/s]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
TCCP	0,47	18,6	0,09		
Coffein	0,43	17,2	0,09		
Terbuthylazin-2-hydroxy	0,29	11,6	0,06		
Mecoprop (=MCP)	0,28	11,0	0,06	0,1	
Metformin	0,20	8,0	0,04		
Desethylterbuthylazin	0,11	4,4	0,02		
Terbutryn	0,10	4,0	0,02	0,065	0,34
1H-Benzotriazol	0,09	3,4	0,02		
TDCPP	0,08	3,2	0,02		
Diuron	0,07	2,8	0,01	0,2	1,8
HHCB	0,07	2,8	0,01		
Terbuthylazin	0,06	2,4	0,01	0,5	
1H-Benzotriazol-4-Methyl	0,05	2,0	0,01		
TCEP	0,03	1,2	0,01		
Ibuprofen	0,03	1,2	0,01		
MCPA	0,03	1,2	0,01	2	
Ethofumesat	0,02	0,8	0,00		

* durchschnittliche Einleitmenge = 40 L/s

** mittlerer Abfluss an der Einleitstelle = 158 L/s

Die Herkunft der Spurenstoffe ist auf unterschiedliche Quellen zurückzuführen. So ist häusliches Abwasser aus Fehlan schlüssen wohl der Hauptgrund für Einträge von Arzneimitteln und Genusstoffen. Quellen von Pflanzenschutzmitteln sind Hofabläufe sowie Auswaschungen aus Baumaterialien. Andere Spurenstoffgruppen, wie z. B. Flammschutzmittel, sind ubiquitär verbreitet. Die Herkunft der Stoffe wurde ausführlich im Abschlussbericht des Projektes SWIST IV (SWIST IV 2012) und dem zugehörigen Fachartikel (MERTENS et al. 2017) diskutiert. Diese Ergebnisse bestätigen die Untersuchungen des Vorgängerprojektes (MERTENS et al. 2017, SWIST IV 2012) bei dem ebenfalls eine bedeutende Belastung der aufnehmenden Gewässer durch die Einleitung von Regenwasser aus Trennkansystemen festgestellt wurde.

Mikrobiologie

In den Proben von Niederschlagswasser aus dem Trennkansystem konnten durchgängig Mikroorganismen in hygienisch relevanten Konzentrationen detektiert werden. Die Belastung durch die Fäkalindikatoren *E. coli* und Enterokokken beispielsweise lag weit oberhalb der für Badegewässer erlaubten Konzentrationen; das zulässige 95 %-Perzentil für die „gute Qualität“ von Badegewässern beträgt hier 1.000 *E. coli*/100 mL bzw. 400 Enterokokken/100 mL (BADEGEWVO 2007, EU-BADEGEWRL 2006).

Im Vergleich zu dem in den Vorjahren untersuchten, ebenfalls in Meckenheim gelegenen, Regenbecken im Trennkansystem RBB Bonner Straße (MERTENS et al. 2017, SWIST IV 2012) bestätigt sich die Größenordnung der mikrobiologischen Kontamination hinsichtlich der Konzentrationen sowohl für Bakterien als auch für somatische Coliphagen als Virusindikatoren und für Parasiten (Abbildung 31).

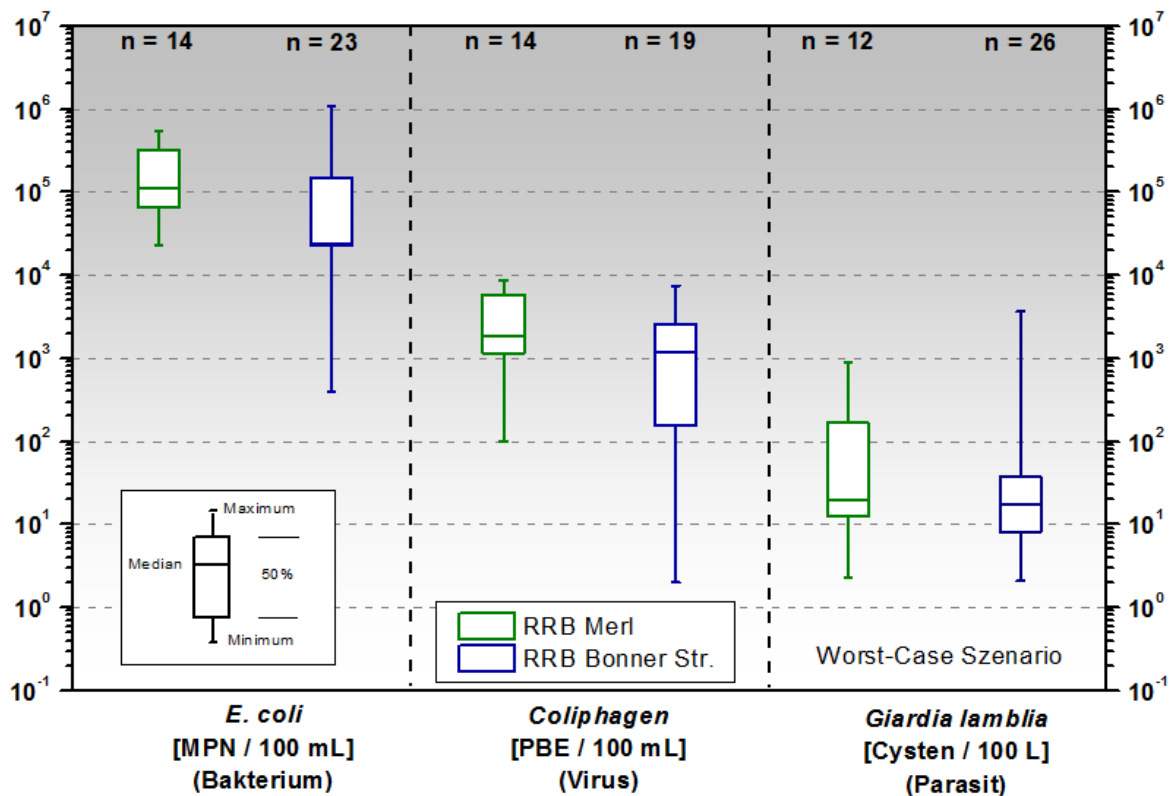


Abbildung 31: Vergleich der Konzentrationen ausgewählter Mikroorganismen im Regenwasser, das im Trennkansystem über RRB dem Gewässersystem Swist zugeleitet wird. Grün = RRB Merl, Blau RRB Bonner Straße (Daten: SWIST IV 2012), Worst-Case Szenario bei *Giardia lamblia*: Werte < Bestimmungsgrenze = Bestimmungsgrenze.

Als Quelle dieser Verunreinigungen kommen, da es sich planungsseitig ausschließlich um von versiegelten Flächen abfließendes Niederschlagswasser handeln soll, Abschwemmungen von Ablagerungen auf den versiegelten Flächen (z. B. Laub, Boden, Hundekot etc.) in Betracht. Aufgrund der Höhe der Mikroorganismenkonzentrationen scheinen zudem Fehlan schlüsse der Kanalisation eine Rolle zu spielen, auch wenn im Falle des hier untersuchten RRBs Merl, anders als am Standort Bonner Straße, ein Geruch nach Fäkalien nicht zu beobachten war.

Die Belastung des eingeleiteten Regenwassers aus Trennkansystemen mit Mikroorganismen wurde bisher nur selten untersucht. Frühe Studien von QURESHI und DUTKA (1979) zu Regenwasser von Flächen im Trennsystem zeigen Fäkalkoliforme und Fäkalstreptokokken in vergleichbaren

Konzentrationen zu den im Swist-Einzugsgebiet vorliegenden Studien (MERTENS et al. 2017, SWIST IV 2012) in einem Konzentrationsbereich von 10^2 bis 10^5 KBE/100 mL.

EVANS et al. (2006) fanden thermotolerante fäkalcoliforme Bakterien (dazu gehört *E. coli*) bei 11 verschiedenen Regenereignissen mit insgesamt 77 Proben in einer mittleren Konzentration von $< 2 \pm 0.42$ KBE/mL (entspricht < 200 KBE/100 mL). In Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit und Niederschlagsintensität betrug die Konzentration heterotropher Bakterien allgemein in dieser Studie zwischen 100 und 1000 KBE/mL, was ebenfalls geringer ist als die im Rahmen der vorliegenden Studie gefundenen Konzentrationen der allgemeinen Koloniezahl zwischen 12.000 und 870.000 KBE/mL. Allerdings erfolgte die Probensammlung bei Evans et al. (2006) direkt aus einem an eine rund 340 m² große Dachfläche gekoppeltes ableitendes Rohrsystem, so dass Verunreinigungen durch Baumbestände, Straßenflächen etc. nicht berücksichtigt wurden. Untersuchungen von Dachabläufen durch AHMED et al. (2008) mit einem großen Stichprobenumfang ($n > 100$) zeigen einen Anteil positiver Proben für Fäkalcoliforme zwischen 14 und 70 %, sowie für Enterokokken zwischen 29 und 83 %. Die Proben der hier vorliegenden Untersuchungen des RRBs Merl waren zu 100 % belastet. Ausnahmen bildeten hier *Salmonella* spp. (14,3 % Positivnachweise) und *Giardia lamblia* (58,3 % Positivnachweise). Vereinzelt Positivbefunde von *Campylobacter coli*, *Salmonella* ssp. und *Giardia lamblia* wurden mittels mit PCR (Polymerase-Chain-Reaction; DNA-Nachweis) auch von AHMED et al. (2008) in Dachabläufen nachgewiesen. Gene von *E. coli*, Enterokokken, *C. perfringens* wurden dort häufig detektiert.

Bezüglich der resultierenden Frachten aus dem Trennsystem muss zusätzlich die Höhe des in das Gewässer eingeleiteten Niederschlagswassers berücksichtigt werden. Die Auswertung der Abflussmengenmessungen ergab eine durchschnittliche Einleitmenge von 40 L/s. Tabelle 17 zeigt die daraus errechneten durchschnittlichen Frachten pro Sekunde und die theoretisch resultierende Gewässerbelastung.

Tabelle 17: Mediane Konzentrationen ausgewählter mikrobiologischer Parameter der Regenwassereinleitung des RRBs Merl, die errechnete durchschnittliche Fracht (Median x Einleitmenge), die theoretische Konzentration im Gewässer (Fracht / mittlerer Abfluss) sowie der für eine gute Qualität maximal zulässige 95 %-Perzentil-Wert der BadegewRL (2006).

Stoff	mediane Konzentration Niederschlagswasser (Trennsystem)	durchschnittliche Fracht*	Konzentration im Gewässer ohne Vorbelastung**	95-Perzentil (BadegewRL)
<i>E. coli</i>	111.350 MPN/100 ml	44.540.000 MPN/s	22.495 MPN/100 ml	1000 MPN/100 ml
Coliphagen	1.825 PBE/100 ml	730.000 PBE/s	369 PBE/100 ml	
<i>Giardia lamblia</i>	11 Zysten/100 ml	4.400 Zysten/s	2 Zysten/100 ml	

* durchschnittliche Einleitmenge = 40 L/s

** mittlerer Abfluss an der Einleitstelle = 158 L/s

Im Beprobungszeitraum von Juli 2015 bis Juni 2016 ergab die eigens für das Projekt realisierte Abflussmessung ein eingeleitetes Volumen von 12.564 m³ Niederschlagswasser. Dies sind etwa 0,5 % des im Rahmen des Swist IV-Projektes berechneten, aus Trennkansystemen im Gesamt-Einzugsgebiet insgesamt eingetragenen, Wasservolumens. Die Einleitmengen aus der Trennkansationen wurden dabei aus den Daten der abflusswirksamen Fläche und den gemessenen Niederschlägen berechnet (Swist IV 2012).

Die Multiplikation der Median-Konzentration der Mikroorganismen am Trennkans Merl mit der spezifischen Jahressumme des Wasservolumens aus der Abflussmessung ergibt eine durchschnittliche Jahresfracht von $1,40 \times 10^{13}$ *E. coli* (MPN), $2,12 \times 10^{12}$ Enterokokken, $2,29 \times 10^{11}$ somatische Coliphagen und $1,34 \times 10^6$ Giardia-Zysten für die Einleitstelle. Dies macht im Falle von *E. coli* beispielsweise ca. 2 % der im Projekt Swist IV geschätzten über diesen Eintragspfad in die Gewässer eingebrachten Gesamtjahresfracht im Einzugsgebiet der Swist (6 % von $1,09 \times 10^{16}$ *E. coli*) aus. Ein direkter Vergleich der eingeleiteten Jahresfrachten pro Hektar abflusswirksame Fläche mit dem Regenbecken im Trennsystem an der Bonner Straße in Meckenheim mit einer abflusswirksamen Fläche von 62,8 ha ist anhand der mittels Ultraschall-Höhenmesser erfassten Daten des Wasserstandes im Becken zwar möglich, wäre aufgrund der unterschiedlichen Zeiträume, Niederschlagshistorien, Einzugsgebietsgrößen der Regenrückhaltebecken (62,8 versus 24,4 ha abflusswirksame Fläche) und Jahresabflussvolumina jedoch schwierig zu vergleichen und entfällt daher. Für das aufnehmende Gewässer ergibt sich trotz Verdünnungseffekt eine theoretisch resultierende Bakterienkonzentration, die den für eine Badenutzung vorgegebenen Wert von 1.000 KBE/100 mL um ein Vielfaches überschreitet (Tabelle 17).

4.1.2 Dränagewasser aus landwirtschaftlich genutzten Flächen

Chemische Parameter und Spurenstoffe

Im Auflauf des untersuchten Dränagesystems wurden sowohl erhöhte Nährstoffkonzentrationen als auch eine Vielzahl von Spurenstoffen nachgewiesen. Wegen der starken Saisonalität der Dünge- und Pflanzenschutzmaßnahmen ist zur Erklärung des Eintragsgeschehens eine Betrachtung der Monatsmittel sinnvoll. Abbildung 32 zeigt die medianen Konzentrationen für Nitratstickstoff der einzelnen Monate.

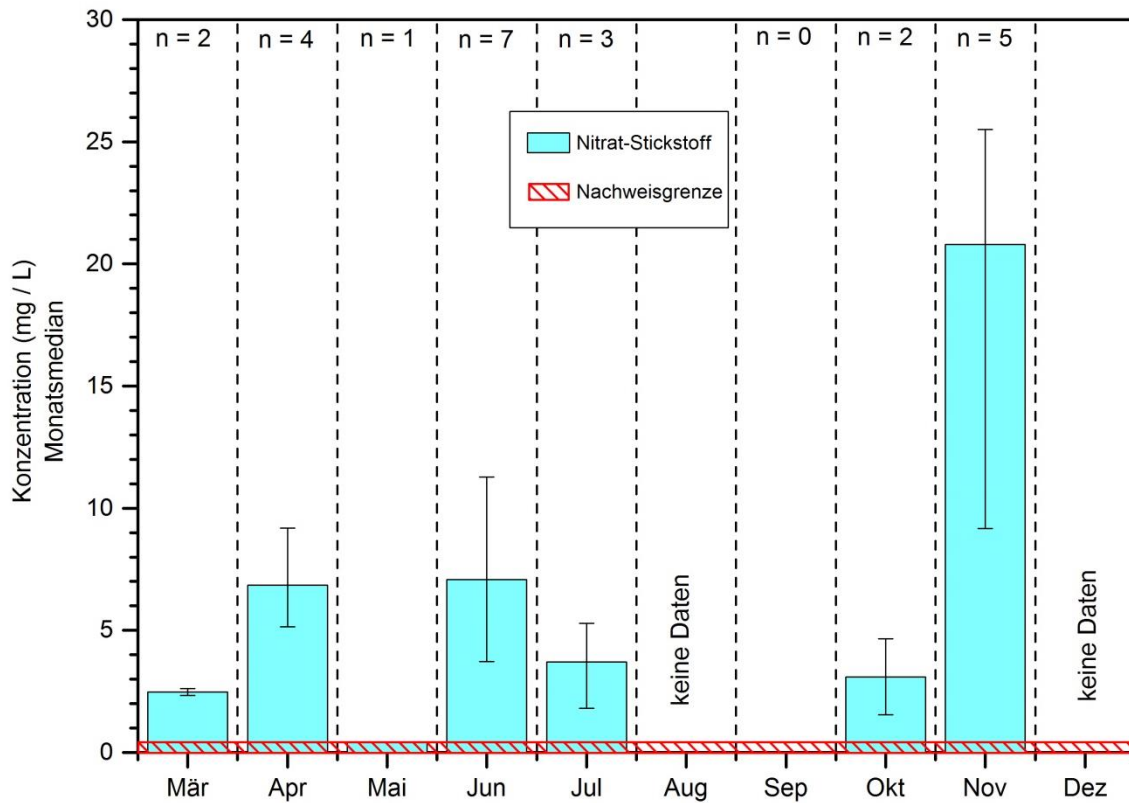


Abbildung 32: Monatsmediane der Nitratstickstoffkonzentrationen des untersuchten Dränagewassers, Fehlerbalken = Minimal- und Maximalwerte.

Von März bis Oktober liegen die medianen Konzentrationen meist um den Jahresmedian von etwa 5 mg/L Nitratstickstoff. Der sehr niedrige Wert im Mai ist wegen der geringen Probenanzahl nicht repräsentativ. Auffällig ist der starke Anstieg im November. Es ist zu vermuten, dass mit Ende der Vegetationsperiode und der damit fehlenden Aufnahme durch die Pflanzen die Auswaschung des sehr mobilen Nitrats stark ansteigt. JAYNES et al. (2001) stellte über eine fünfjährige Periode Nitratstickstoffkonzentrationen im Dränagewasser von < 0,3 bis 35,8 mg/L fest. KAHLE und MEHL (2014) konnten in Dränagewasser Nitratstickstoffkonzentrationen von über 80 mg/L nachweisen, wobei die Variabilität nicht jahreszeitlich sondern durch Abhängigkeit zum Abfluss erklärt wurde.

Abbildung 33 zeigt die medianen Monatskonzentrationen der Dränageeinleitung für ausgewählte Spurenstoffe. Chloridazon-Desphenyl ist ein Abbauprodukt des Herbizid Chloridazon. Genauso wie das Herbizid Metamitron wird Chloridazon hauptsächlich im Zuckerrübenanbau (von April bis Juni) eingesetzt. Epoxiconazol ist ein Fungizidwirkstoff für den Getreide- und Zuckerrübenanbau. Der Einsatzzeitpunkt erstreckt sich von April bis August. HHCb ist ein synthetischer Duftstoff für Waschmittel und Pflegeprodukte.

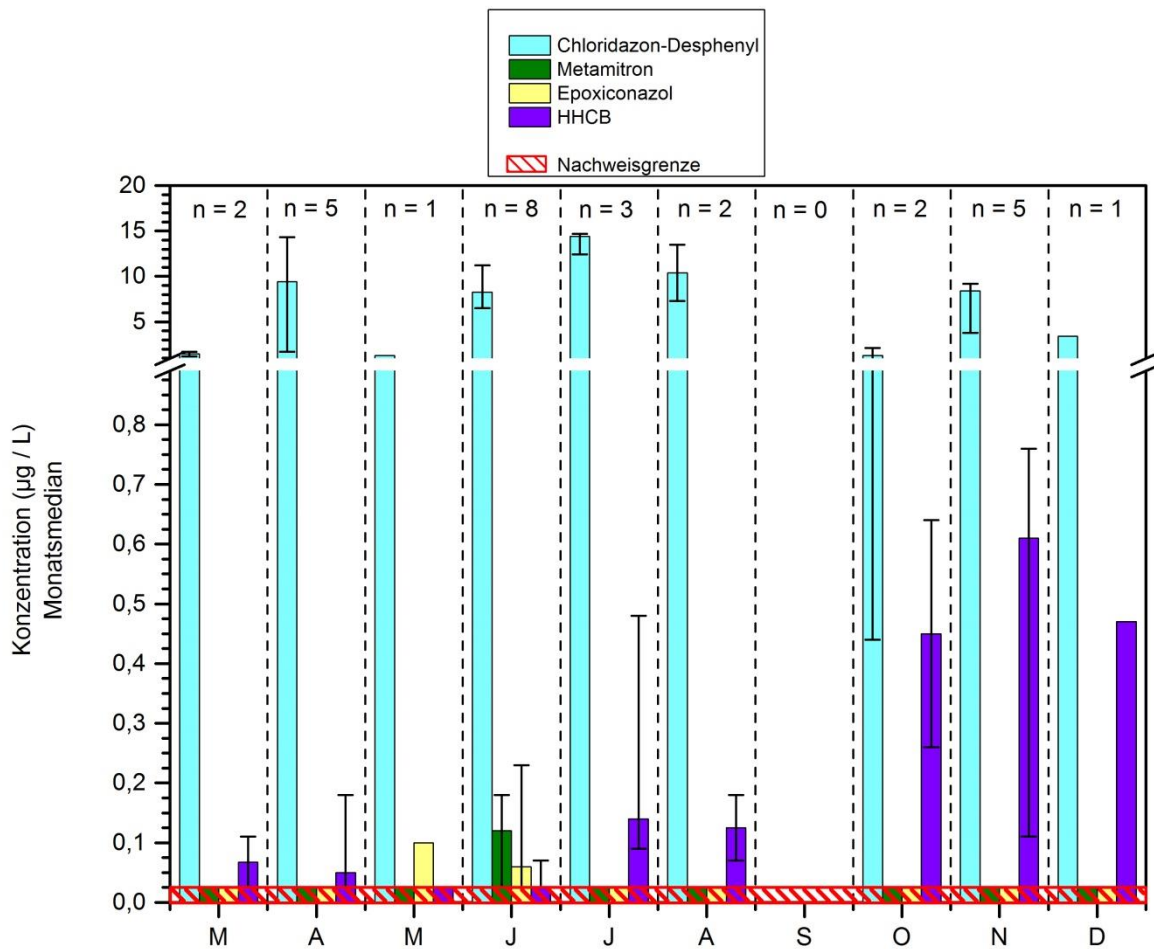


Abbildung 33: Monatsmediane ausgewählter Spurenstoffe des untersuchten Dränagewassers, Fehlerbalken = Minimal- und Maximalwerte.

Das Transformationsprodukt des Herbizid Chloridazon wurde über den gesamten Beprobungszeitraum in hohen Konzentrationen im Ablauf des Dränagesystems nachgewiesen. Auf den Flächen deren Bewirtschaftungsmaßnahmen bekannt sind (75 % der Gesamtfläche), wurde in den letzten zwei Jahren kein Chloridazon eingesetzt. Der früheste Einsatztermin ist in der Regel Mitte April, sodass mit einer Auswaschung erst im Mai und Juni zu rechnen gewesen wäre. Desweiteren wurde die Muttersubstanz in keiner Probe nachgewiesen. Daraus lässt sich schussfolgern, dass die Belastungen mit den Transformationsprodukten von Chloridazon nicht von aktuellen Behandlungen, sondern von Applikationen der vergangenen Jahre stammen. Dies wird unterstützt durch die Ergebnisse von CREMER (2015), die nach Verzicht auf chloridazonhaltige Pflanzenschutzmittel noch Jahre nach der letzten Applikation die Metabolite in oberflächennahen Grundwasserproben nachweisen konnten.

Das Herbizid Metamitron und das Fungizid Epoxiconazol zeigen ein typisch saisonales Auftreten. Die Ausbringung von Metamitron erfolgte vom 10. Mai bis zum 6. Juni auf nur wenig bewachsenem Boden. Die Ausbringung von Epoxiconazol am 10. April erfolgte auf einen noch recht kleinen

Weizenbestand. Die beiden Wirkstoffe konnten im Mai und vor allem im Juni im Dränagewasser nachgewiesen werden (Abbildung 33). Eine weitere Ausbringung von Epoxiconazol am 1. August blieb ohne Befund im Dränagewasser. Dies ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass die Ausbringung auf einen Zuckerrübenbestand mit geschlossenem Blattapparat erfolgte. BLANN et al. (2009) berichten von etwa 0,5 % Auswaschung der eingesetzten Wirkstoffmenge durch Dränagen. Auch Sie konnten hohe Peak-Konzentrationen kurz nach der Ausbringung feststellen. ULRICH et al. (2012) konnten kurz nach der Applikation des Herbizids Metazachlor den Wirkstoff in Dränageabläufen nachweisen, fanden den Wirkstoff allerdings auch noch in den folgenden Monaten nach starken Niederschlägen.

HHCB wird nicht in der landwirtschaftlichen Produktion eingesetzt. Der einzige Eintragspfad auf landwirtschaftlich genutzten Flächen wäre die Ausbringung von Klärschlämmen. Im Einzugsgebiet des Dränagesystems konnte das allerdings ausgeschlossen werden. HHCB wird in der Umwelt nur langsam abgebaut (BUNDESUMWELTAMT 2017). Das Auftreten von HHCB in geringen Konzentrationen von März bis August (Abbildung 33) ist wahrscheinlich auf den Rückstau von Wasser aus der Swist in das Dränagesystem bei hohen Wasserständen und anschließenden Ausspülungen der abgelagerten Rückstände zurückzuführen. Die Konzentrationen von HHCB in der Swist liegen vor allem nach Niederschlägen und Ansprechen der Entlastungsbauwerke bei bis zu 0,3 mg /L. Auffällig ist der starke Anstieg der HHCB-Konzentrationen ab Oktober des Untersuchungszeitraums. Der wahrscheinlichste Eintragsweg ist die teilweise Überflutung des Einzugsgebiets bei einem Hochwasser im Juni 2016. Der Austrag erfolgte durch die Passage der Bodenschicht und der Trockenheit im September 2016 mit zwei Monaten Verzögerung.

Mikrobiologie

Auch bei den Abflüssen der beprobten Dränage handelt es sich um abfließendes Niederschlagswasser. Anders als im Falle der Trennkanalisation erfolgt der Ablauf allerdings nicht oberflächlich von versiegelten Flächen, sondern als oberflächennahe Versickerung über landwirtschaftlich genutzten Flächen. Sofern diese Flächen wie im vorliegenden Fall ackerbaulich genutzt und nicht mit Gülle gedüngt werden, ist zu der ohnehin geringen zu erwartenden Mikroorganismenkonzentration aus dem Niederschlag ein zusätzlicher Reinigungseffekt durch die wenn auch nur oberflächennahe Bodenpassage im Zuge der Versickerung bis zum Eindringen in die Dränagerohre zu rechnen. Diese Annahme bestätigt sich durch die vorliegenden mikrobiologischen Untersuchungsergebnisse. Die Maximalkonzentrationen der untersuchten Mikroorganismen im Dränagewasser befinden sich im Bereich der Mediankonzentrationen des Wassers aus dem Trennkanal. Die Median-Konzentrationen liegen im Bereich von 10 bis 100 MPN/100 mL für *E. coli*

und Enterokokken, bis nahe Null im Falle der somatischen Coliphagen. Der Nachweis gelang insgesamt nur für 40 % (Enterokokken, *C. perfringens*) bis 70 % (*E. coli*) der hygienisch relevanten Organismen. Anders stellt sich der Nachweis von Gesamtcoliformen Bakterien sowie heterotrophen Bakterien allgemein (Parameter „Allgemeine Koloniezahl“) entsprechend ihrer ubiquitären Verbreitung dar. Diese Umwelt-Mikroorganismen konnten mit einer 100 %-igen Quote an Positivnachweisen detektiert werden.

Aussagen zur Belastung des Dränagewassers mit Parasiten können wegen fehlender Untersuchungsvolumina nicht gemacht werden. Aufgrund der relativen Abundanzen und Größen von Giardien und Cryptosporidien im Verhältnis zu Bakterien ist jedoch mit einem noch höheren Rückhalt der Dauerstadien im Zuge der kurzen Bodenpassage und einer noch weitaus geringeren Belastung des in die Fließgewässer eingeleiteten Dränagewassers zu rechnen.

Eine Aussage zum Einfluss der Vegetationsperiode bzw. damit zusammenhängend der Pflanzendecke auf der dränierten Fläche ist anhand der Daten nicht oder nur sehr schwierig möglich, da die Probenahme im März 2016 zum Beginn der Vegetationsperiode begann und nach sechs Monaten zur Mitte der Vegetationsperiode beendet wurde. Hinweise auf einen verstärkten Mikroorganismenausstrag über das Dränagewasser im Frühling im Vergleich zum Sommer wegen der geringeren Pflanzendecke oder umgekehrt aufgrund einer stärkeren Durchwurzelung des Bodens im Sommer und damit besseren vertikalen Niederschlagsableitung ließen sich nicht finden. Nutzt man die Abflussmengen als Maß für den über der Fläche gefallenen Niederschlag, so scheint es einen direkten Zusammenhang zwischen der Niederschlagshöhe und der ausgetragenen Konzentration mancher fäkalbürtiger Mikroorganismen wie Enterokokken und somatische Coliphagen zu geben; anderer Fäkalindikatoren wie *E. coli* jedoch nicht. Dies wäre ungewöhnlich und klingt wenig plausibel. Daher wird ein direkter Zusammenhang der Konzentrationen fäkalbürtiger Mikroorganismen mit der Niederschlagshöhe insgesamt als nicht gegeben bewertet. Hingegen ist ein Einfluss des Hochwassers Anfang Juni als Grund der (wenn auch geringen) Maxima für Enterokokken und somatische Coliphagen in der Probe vom 13.6.2016 zu vermuten. Durch das Hochwasser in der Swist am 02.06.2016 wurde ein Teil des Feldes überflutet und Wasser vom Gewässer in die Dränagerohre zurückgedrückt. Enterokokken sind in der Umwelt länger nachweisbar und werden daher auch als Fäkalindikator für länger zurückliegende Kontaminationsereignisse verwendet. Da die Swist selbst weitaus höhere Mikroorganismenkonzentrationen aufweist als die hier untersuchte Dränage, liegt die Vermutung einer retrograden Kontamination der Dränageleitung oder die unbeabsichtigte Beprobung dort verbliebenen, stehenden Restwassers nahe, wie auch für die chemischen Parameter diskutiert,.

Trotz eines im vorliegenden Fall nicht eindeutig gegebenen Zusammenhangs zwischen Mikroorganismenkonzentrationen im Dränagewasser und dem Bewuchs bzw. der Niederschlagshöhen, ist es jedoch sehr wahrscheinlich, dass im Falle einer Düngung mit Gülle die Bewirtschaftung als auch die Witterung einen großen Einfluss auf ausgetragene Mikroorganismen haben würden. In solch einem Falle wäre zudem mit sehr viel höheren Mikroorganismenkonzentrationen im Dränagewasser zu rechnen.

Die im vorliegenden Projekt gemessenen Konzentrationen werden durch andere Untersuchungen von Dränagewasser bestätigt. Eine Dränage am Zingsbach an anderer Stelle des Einzugsgebietes, welche eine extensiv bewirtschaftete Grünlandfläche entwässert, enthielt im Median beim MPN-Verfahren für *E. coli* 40 MPN/100 mL, Streptokokken (als Analogon zu intestinalen Enterokokken) 2 KBE/100 mL und *Clostridium* spp. 30 KBE/100 mL. Zwei Dränagen am Morsbach, welche Sonderkulturflächen (v.a. Obstplantagen) entwässern, schütteten im Mittel in ihrem Wasser mit Konzentrationen von 30 KBE/100 mL und 1.500 KBE/100 mL *E. coli*. Auch Fäkalstreptokokken (10 bzw. 626 KBE/100 mL) und Clostridien (21 bzw. 40 KBE/100 mL) konnten dort in ähnlicher Größenordnung nachgewiesen werden. Im Dränagewasser eines am Sürstbach gelegenen Erdbeerbefeldes wurden ebenfalls ähnliche Konzentrationen an Fäkalstreptokokken (Median 13 KBE/100 mL) und Clostridien (Median 39 KBE/100 mL) gefunden, dazu eine rund eine Zehnerpotenz höhere Konzentration an *E. coli* mit im Median 15.000 MPN/100 mL.

Die Median-Konzentrationen der allgemeinen Koloniezahl im Bereich von 100 bis 10.000 Zellen/ mL werden durch Untersuchungen anderer Dränagen bestätigt. Coliforme Bakterien sind in der vorliegenden Studie mit knapp 20.000 KBE/100 mL eher im oberen medianen Konzentrationsbereich der anderen im Einzugsgebiet bereits untersuchten Dränagen (10^2 - 10^4 KBE/100mL) angesiedelt.

Aus den Daten der im Revisionschacht der Dränageleitung an zentraler Stelle installierten Abflussmessung ergab sich von März bis Dezember 2016 ein Gesamtabflussvolumen von 4.209 m³ welches in die Swist entwässert wurde. Unter Verwendung der Median-Konzentrationen ergibt sich hieraus für diesen Zeitraum eine Gesamtfracht an Mikroorganismen von $1,77 \times 10^9$ *E. coli*, $8,00 \times 10^8$ Enterokokken, $4,21 \times 10^7$ Coliphagen sowie $1,14 \times 10^9$ *Clostridium perfringens*. Hochgerechnet auf das gesamte Jahr 2016 (12 Monate) lassen sich für 5.051 m³ abgeleitetes Dränagewasser über 26,7 ha abflusswirksame Fläche durchschnittliche Jahresfrachten pro Hektar von $7,95 \times 10^7$ *E. coli*, $3,59 \times 10^7$ Enterokokken, $1,89 \times 10^6$ somatische Coliphagen und $5,77 \times 10^7$ *Clostridium perfringens* extrapolieren. Dies liegt für *E. coli* und Fäkalstreptokokken in der gleichen Größenordnung wie die über Oberflächenabfluss aus Ackerflächen eingetragenen Jahresfrachten pro Hektar und etwa eine Zehnerpotenz höher als die für Clostridien extrapolierten Werte. Die über den Bodenwasserabfluss pro Hektar eingetragenen Jahresfrachten fielen

demgegenüber um den Faktor 10 (*E. coli*, Enterokokken) bzw. 100 (Clostridien) geringer aus (SWIST III 2007).

Gewässerbelastung

Um Aussagen über die Gesamtbelastung des Fließgewässers Swist durch die Drainageeinleitungen machen zu können, wurde mit den zur Verfügung stehenden Daten eine grobe Abschätzung der Gesamteinleitung während des Beprobungszeitraums (März bis Dezember 2016) durchgeführt. Es wurde angenommen, dass bezogen auf die Fläche des Drainageeinzugsgebietes alle Drainagesysteme die gleichen Einleitmengen aufweisen. Die dränierte Gesamtfläche wurde aus einer vom Erftverband aus Bestandplänen digitalisierten Karte der dränierten Flächen abgeleitet. Sowohl die Annahme der Gleichheit aller Drainagesysteme als auch die Datengrundlage der dränierten Flächen wiesen wesentlich große Unsicherheiten auf, sodass die Ergebnisse nur als grober Trend angesehen werden können. Genauere Auswertungen sind auf Grundlage weiterer Erhebungen im Rahmen des laufenden F.u.E.-Projekt Agro-Diffus (s. Ausblick) zu erwarten.

Die Berechnungen ergaben, dass ca. 4.850 ha der landwirtschaftlich genutzten Fläche im Einzugsgebiet der Swist dräniert sind. Legt man die oben genannten Annahmen zu Grunde, so beträgt der Anteil der Drainagewassereinleitungen während des Beprobungszeitraums am Gesamtabfluss nur etwa drei Prozent. Sowohl bei den chemischen Parametern und den Spurenstoffen als auch bei den Mikroorganismen tragen deshalb die Drainageeinleitungen nur zu einem geringen Teil zur Jahresfracht bei. Da die Einleitungen von Dränagen nach Niederschlägen verzögert starten und Nachlaufzeiten von mehreren Tagen, je nach Bodenzustand auch Wochen, aufweisen, ist eine Jahresfrachtbetrachtung in Bezug auf die Gewässerbelastung nur begrenzt aussagekräftig. Im Sinne einer „Worst-Case“-Betrachtung wurde deshalb der maximale Ablauf (Monatsmittel) auf die gesamte dränierte Fläche hochgerechnet und mit dem mittleren Abfluss in der Swist verglichen (Szenario Trockenwetter nach starken Niederschlägen). Diese Berechnung ergab, dass in einem solchen Fall etwa 17 % des Abflusses aus Drainageeinleitungen stammen kann. Verbunden mit den oben diskutierten Konzentrationen (Maximalwerte) ergeben sich allein aus den Einleitungen der Dränagen Belastungen der Swist von z. B. über 4 mg/L Nitratstickstoff oder knapp 3 µg/L Chloridazon-Desphenyl. Auch bei den Mikroorganismen können so erhebliche theoretische Belastungen, z. B. von rund 3.000 MPN/100 mL *E. coli* in der Swist ermittelt werden. Diese Werte zeigen, dass Drainageeinleitungen, wenn auch nur temporär, zur Gewässerbelastung beitragen.

4.1.3 Mischwasserentlastungen

Mischwasser besteht aus Abwasser sowie dem abfließenden Wasser von versiegelten Flächen. Im Folgenden werden die mikrobiellen Belastungen des Mischwassers aus den Abschlüssen der Regenüberlaufbecken (RÜB) Kaster (dieser Bericht) und Altendorf (SWIST IV 2012) verglichen. Dazu wurden jeweils die Daten der Zulaufuntersuchung der nachgeschalteten RBF genutzt. Die stofflichen und mikrobiellen Konzentrationen im Mischwasser sind abhängig von dessen prozentualer Zusammensetzung an abfließendem Regenwasser und Abwasser. Der Abfluss von den versiegelten Flächen ist dabei der Parameter, welcher die größte Variabilität aufweist, da er von der Flächennutzung des Einzugsgebietes, von der Jahreszeit (z.B. Herbstlaub auf den Straßen), der kurz- bis mittelfristigen Witterungs-Historie sowie der Art, Stärke und Dauer des aktuellen Regenereignisses abhängt. Die Zusammensetzung des reinen Roh-Abwassers selbst wird hingegen nicht von Regenereignissen beeinflusst. Die Konzentration an Fäkalindikatoren (z.B. *E. coli*, coliforme Bakterien, intestinale Enterokokken) innerhalb eines Einzugsgebietes ist insgesamt relativ stabil (SWIST I 2001). Pathogene Erreger wie z.B. *Campylobacter* oder Salmonellen hingegen weisen Schwankungen im Abwasser auf, die zum einen durch das Inventar im Einzugsgebiet (z.B. vorhandene medizinische Einrichtungen) beeinflusst werden können, zum anderen aber auch saisonale Schwankungen aufweisen und Krankheitswellen widerspiegeln (ECDC 2007, HUNTER 2003, JONES 2001).

Die gemessenen Median-Konzentrationen in den Zuläufen der RBF Kaster und Altendorf aller untersuchten Bakterien und der somatischen Coliphagen liegen in recht ähnlicher Größenordnung (Abbildung 34). Allerdings streuen die Konzentrationen in den Proben des RBF Altendorf (Untersuchung 2009 – 2012) stärker. Nur für *Giardia lamblia* kann im abgeschlagenen Mischwasser in den RBF Kaster insgesamt eine etwas höhere Median-Konzentration bei stärkerer Streuungsbreite festgestellt werden als am RBF Altendorf. Bei *Giardia lamblia* handelt es sich um einen Darmparasiten, der signifikant mit humanen Abwasserkontaminationen korreliert, während die anderen bakteriellen, viralen und parasitären Parameter zudem auch landwirtschaftlich assoziiert sind (BISCHOFF und FEUERPFIL 2001, KISTEMANN et al. 1998). In der Literatur finden sich einige Studien über Mischwasserentlastungen (engl.: CSO), die häufig über Konzentrationen für *E. coli* und Enterokokken im Bereich von 10.000 bis 1.000.000 Zellen/100 mL berichten (CHHETRI et al. 2015, ORB 2012, SCHEURER et al. 2015, WALDHOFF 2008).

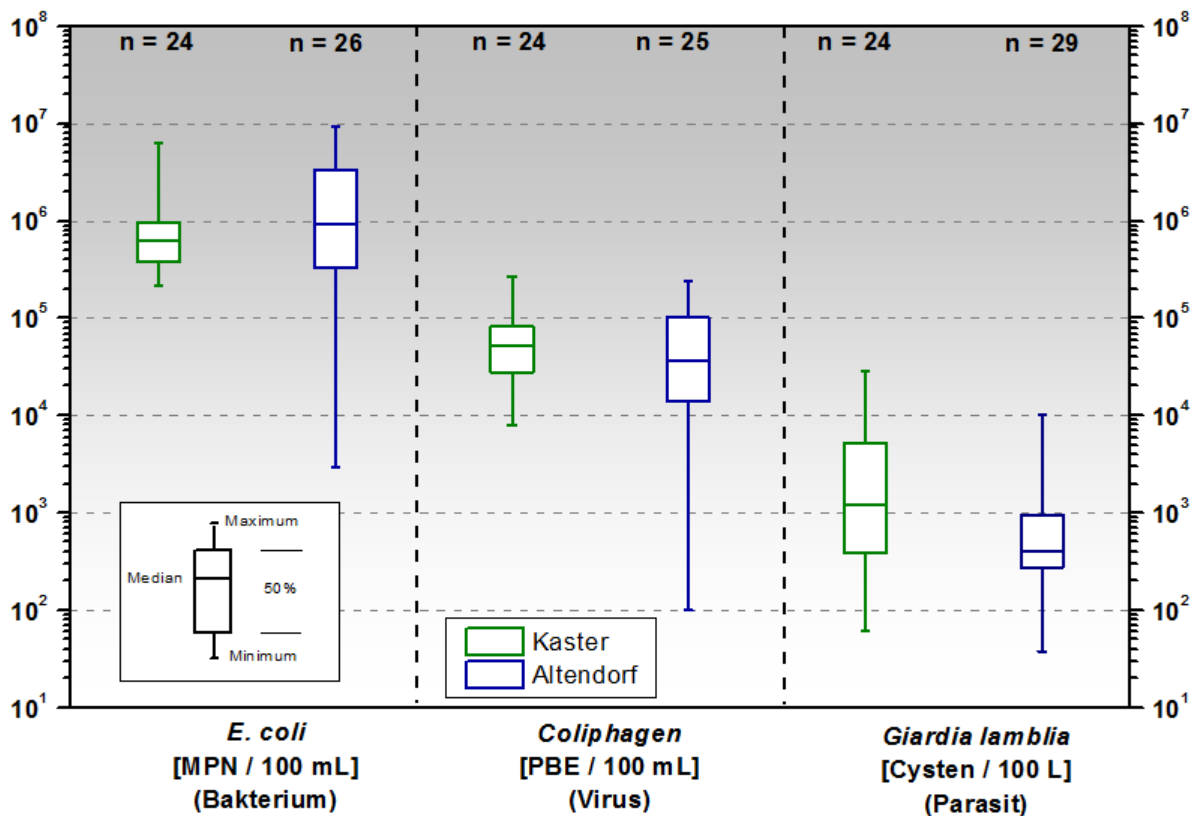


Abbildung 34: Vergleich der Konzentrationen ausgewählter Mikroorganismen im Mischwasserzulauf der RBF Kaster und Altendorf. Grün = RBF Kaster (Daten: ReSMo), Blau = RBF Altendorf (Daten: Swist IV).

4.2 Effektivität der untersuchten Maßnahmen

4.2.1 Retentionsbodenfilter für Mischwasserentlastung

Chemisch-physikalische Parameter

Die Analyse der chemisch-physikalischen Parameter zeigt, dass der RBF Kaster in der Lage ist, wasserwirtschaftlich bedeutende Substanzen in hohem Maße zurückzuhalten. Im Ablauf reduzierten sich die chemisch-physikalischen Parameter im Median von 19 % bis 91 %, wobei ortho-Phosphat-Phosphat die geringsten und abfiltrierbare Stoffe die höchsten Eliminationsraten aufweisen (Abbildung 35). Die Parameter Ammonium-Stickstoff und Gesamt-Phosphor werden im RBF zu 94 % auf 0,2 mg/L im Median und 56 % auf 0,4 mg/L im Median zurückgehalten. Dadurch werden die in der Abwasserverordnung und vom Erftverband selbst (ERFTVERBAND 2012) vorgeschriebenen Grenzwerte von 1,0 mg/L für Ammonium-Stickstoff und 0,4 mg/L für Gesamt-Phosphat eingehalten. Chloridkonzentrationen haben sich leicht erhöht und auch bei den Parametern Leitfähigkeit und Nitrat kam es wie zu erwarten zu einem Anstieg der Abflusskonzentrationen gegenüber dem Zulauf.

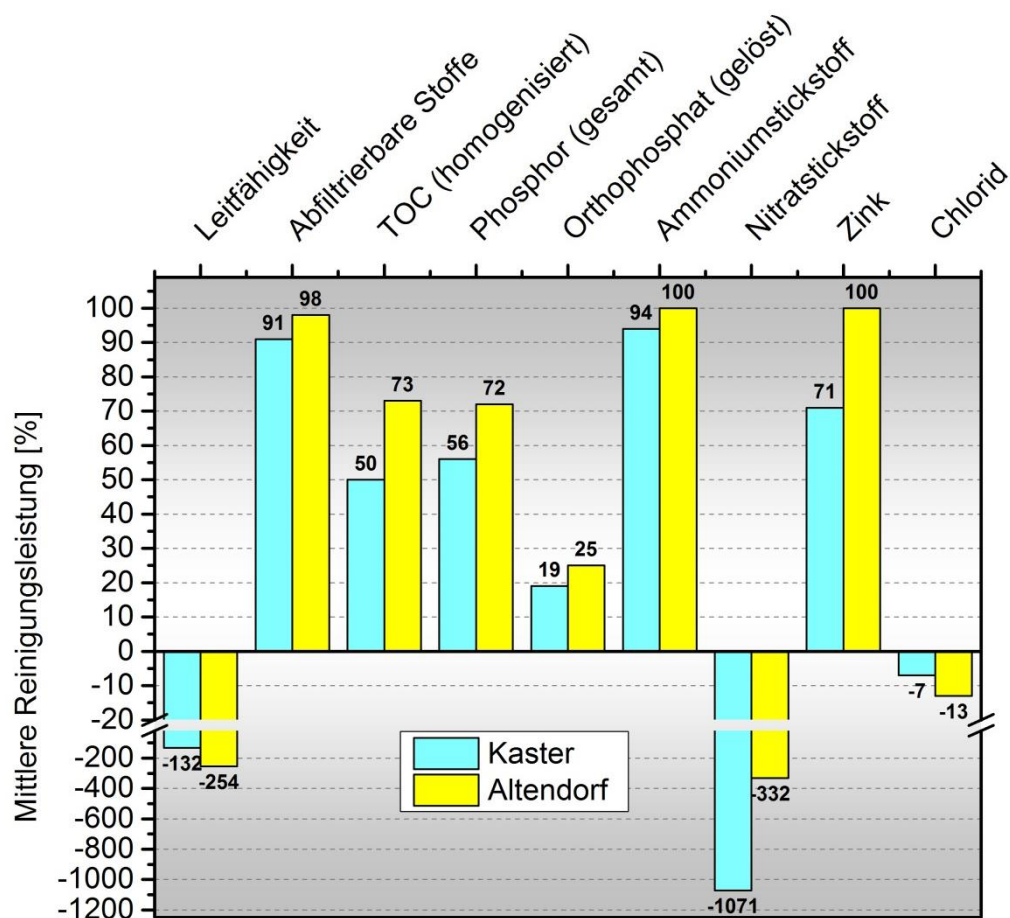


Abbildung 35: Vergleich der mittleren Reinigungsleistung [%] für RBF Kaster (türkis) und RBF Altendorf (gelb).

Abbildung 35 zeigt einen Vergleich der Reinigungsleistung der RBF Kaster und Altendorf. Für die Parameter abfiltrierbare Stoffe, ortho-Phosphat und Ammoniumstickstoff erzielen die beiden RBF vergleichbare Rückhalteraten. Abfiltrierbare Stoffe werden durch die mechanische Filterleistung bei der Durchströmung des Filterkörpers zu über 90 % zurückgehalten. Damit einhergehend, werden auch feststoffgebundene Schadstoffe effektiv eliminiert. Das toxische Ammoniumnitrat wird ebenfalls in Kaster zu 94 % und in Altendorf zu 100 % reduziert.

Metalle werden in beiden RBF gut zurückgehalten. Der Beispielstoff Zink wurde am RBF Kaster zu 71 % eliminiert, allerdings deutlich weniger als bei RBF Altendorf (Reduktionsraten von 100 %). Eine bessere Reinigungsleistung des RBFs Altendorf gegenüber Kaster ist auch für Nährstoffe sichtbar. Der Wirkungsgrad für Gesamtphosphor in Altendorf ist um 16 % höher als in Kaster. Die dort ermittelten Wirkungsgrade liegen bei 72 % und 56 %. Ortho-Phosphat zeigt in beiden RBF eine ähnlich geringe Reduktionsrate. Das lässt den Schluss zu, dass vor allem gelöste Phosphoranteile nur in sehr geringen Mengen zurückgehalten werden. Grundsätzlich könnten durch eine zusätzliche Melioration des

Filtermaterials höhere Rückhaltraten bei Phosphor erzielt werden (FRECHEN 2010). Die Nitratstickstoffkonzentrationen im Ablauf des RBF Kaster liegen fast dreimal so hoch wie in Altendorf. Die hohen negativen Rückhalteraten sind das Resultat der Denitrifikation von Ammonium unter Bildung von Nitrat. Aufgrund der hohen Mobilität des neugebildeten Nitrats wird dieses größtenteils wieder ausgewaschen. Verglichen mit dem Zufluss kommt es zu einem leichten Anstieg an Chlorid Konzentrationen in Kaster. Ebenso erhöht sich die Leitfähigkeit am Abfluss des RBFs. Dies bestätigt die Studien am RBF Altendorf. Laut UHL et al. (2008) ist die Auswaschung von Salzen aus dem Filtermaterial dafür verantwortlich.

Die RBF Kaster und Altendorf wurden beide im Jahr 2005 in Betrieb genommen. Der Aufbau der beiden Filter ist ebenfalls gleich. Aufgrund des größeren angeschlossenen Einzugsgebiets besitzt der RBF Kaster allerdings eine mehr als doppelt so große Filterfläche. Die unterschiedlichen Reinigungsleistungen für bestimmte Parameter kann wahrscheinlich durch die unterschiedliche Durchflusgeschwindigkeit erklärt werden. Der Drosselabfluss des RBF Altendorf ist in der Regel mit $0,015 \text{ L/s/m}^2$ nur halb so groß wie beim RBF Kaster ($0,03 \text{ L/s/m}^2$).

Spurenstoffe

Bereits geringe Spurenstoffkonzentrationen können bei chronischem Auftreten schädliche Auswirkung auf den aquatischen Lebensraum haben. Daher ist es wichtig selbst kleinste Spurenstoffeinträge zu reduzieren. Hierfür ist deshalb sowohl die Betrachtung der Eliminationsraten als auch die Anzahl der Positivbefunde sinnvoll, um die Effektivität des untersuchten RBFs zu beurteilen. Abbildung 36 zeigt die Rückgangrate der Positivbefunde sowie die prozentualen Eliminationsraten von 24 Spurenstoffen, die häufig im Zulauf des RBFs Kaster detektiert wurden.

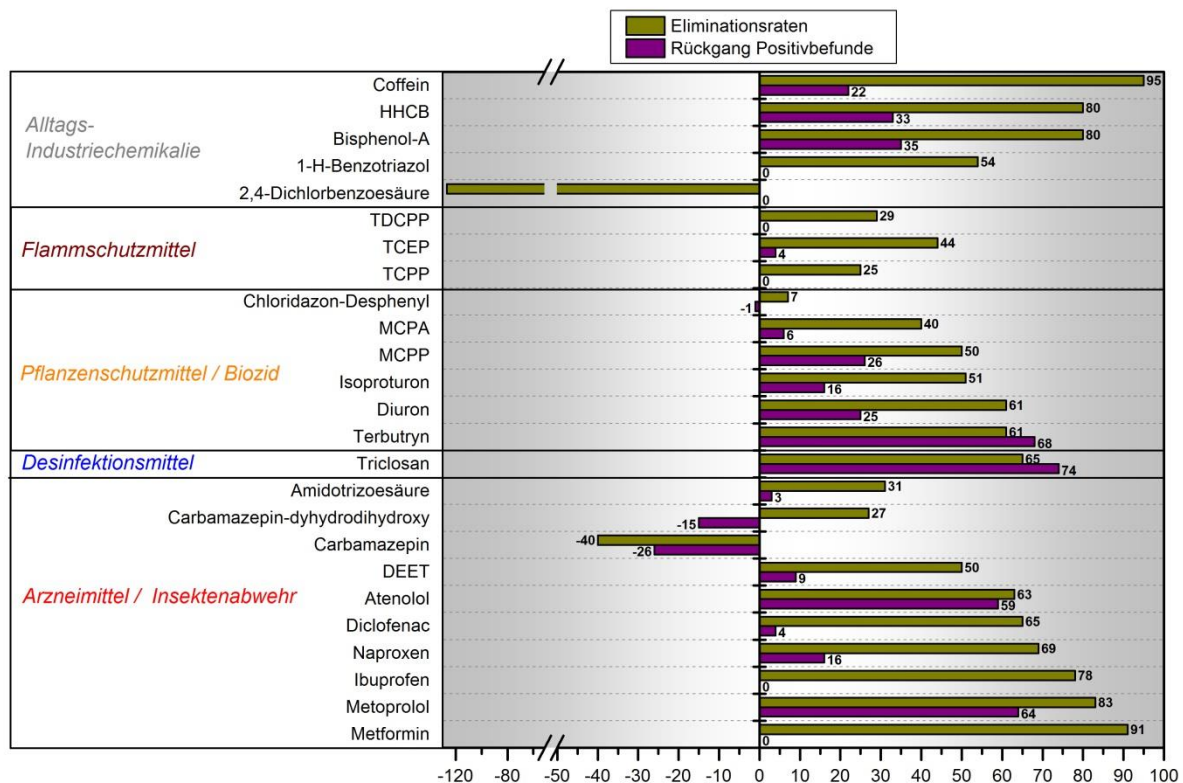


Abbildung 36: Eliminationsraten (grün) und Rückgang der Positivbefunde (lila) ausgewählter Spurenstoffe im RBF Kaster.

Die meisten Spurenstoffe wurden im RBF zu 25 % – 95 % zurückgehalten. Besonders hohe Rückhalteraten (≥ 80 %) wurden für das Genussmittel Coffein, die Arzneimittel Metformin und Metoprolol, sowie für die Waschmittel- und Kunststoffzusätze HHCB und Bisphenol-A erzielt. Geringere Eliminationsraten zeigen die Flammschutzmittel TCPP und TDCPP mit Wirkungsgraden unter 30 % sowie das Pflanzenschutzmittel Chloridazon-Desphenyl (7 %).

Ein Rückgang an Positivbefunden ist allerdings nur für 16 der in Abbildung 36 dargestellten Stoffe zu erkennen. Vor allem die Pflanzenschutzmittel zeigen einen deutlichen Rückgang an Positivbefunden von 6 % - 74 %. Ähnliche Resultate werden für Arzneimittel (4 % - 64 %) und die Waschmittel- und Kunststoffzusätze HHCB (33 %) und Bisphenol-A (35 %), sowie das Genussmittel Coffein (22 %) erzielt. Chronische Wirkungen sind besonders von den Flammschutzmitteln TCPP, TCEP und TDCPP zu erwarten. Sie wurden in jeder Probe des Zulaufs und Ablaufs nachgewiesen und werden nur mäßig im RBF zurückgehalten. Die gleichen Eigenschaften zeigen sich für das Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure, sowie für das Pflanzenschutzmittel Chloridazon-Desphenyl. Sehr gebräuchliche Arzneimittel, wie Diclofenac, Ibuprofen und Metformin, zeigen keinen Rückgang an Positivbefunden. Allerdings haben sich die gemessenen Durchschnittskonzentrationen im Ablauf deutlich verringert (65 % - 91 %). Das Desinfektionsmittel Triclosan und das Biozid Terbutryn können im RBF deutlich

reduziert werden. Neben einem Rückgang der Positivbefunde um über 60 %, nehmen auch die gemessenen Durchschnittskonzentrationen im Ablauf um denselben Faktor ab.

Anders verhält es sich für Carbamazepin. Bei diesem Arzneimittel erhöht sich nicht nur die Anzahl der Positivbefunde um 26 %, sondern auch die Durchschnittskonzentrationen der Positivbefunde um 40 %. Carbamazepin steht wahrscheinlich in Wechselwirkung mit seinem Transformationsprodukt Carbamazepin-dyhydro-dihydroxy. Bei diesem Stoff kam es ebenfalls zu einem Anstieg der Positivbefunde um 15 %. Die Analysen lassen den Schluss zu, dass es zu keinem Abbau von Carbamazepin und Carbamazepin-dyhydro-dihydroxy im RBF kommt, sondern lediglich zu einer gegenseitigen Umwandlung der beiden Stoffe.

Ebenso wie Carbamazepin kommt es zu keinem Abbau der Industriechemikalie 2,4-Dichlorbenzoesäure. Dieses Syntheseprodukt wurde in allen Zu- und Ablaufproben gemessen. Dabei hat sich die gemessene Durchschnittskonzentration der Positivbefunde sogar um 127 % erhöht.

Mikrobiologie

Die mediane Reduktion der hygienisch-mikrobiologischen Belastung im Mischwasser lag für die meisten mikrobiologischen Parameter und für die mathematisch auswertbaren Probenpaare von Zu- und Ablauf (d. h. ohne Werte unter- oder oberhalb der Bestimmungsgrenzen) zwischen 1 und 2 Log-Stufen. In Abbildung 37 sind die Log-Reduktionen des RBFs für ausgewählte untersuchte Mikroorganismen aufgezeigt. Die Koloniezahl von *E. coli* in 100 mL Untersuchungsvolumen konnten durch die Passage des RBFs im Bereich von 0,34 bis 4,75 Log-Stufen reduziert werden (Median 1,29). Beim zusätzlich angewendeten MPN-Verfahren ergab sich eine ähnliche Reduktion für *E. coli* von 0,64 – 4,94 Log-Stufen (Median 1,24). Die Konzentration der enthaltenen Enterokokken wurde mindestens um 0,18 und höchstens um 4,33 Log-Stufen reduziert (Median 1,26). Die Reduktion der somatischen Coliphagen konnte mit einem medianen Wert von 1,12 Log-Stufen bestimmt werden (Spannweite 0,31 bis 1,84 Log-Stufen. Die Konzentration von *C. perfringens* konnte um minimal 0,34 Log-Stufen und maximal 2,07 Log-Stufen gesenkt werden. Die mediane Reduktion betrug dabei 1,52 Log-Stufen. Für die Gesamtheit der sulfitreduzierenden sporenbildenden Anaerobier (*Clostridium spp.*) wurde eine etwas geringere Konzentrationssenkung um 1,47 Log-Stufen im Median (0,14 - 1,92 Log-Stufen) bestimmt. Bei den untersuchten Parasiten fiel die Reduktion durch die RBF-Passage ebenfalls eher gering aus. Im Falle von *Giardia lamblia* wurden die Zysten im besten Fall um 3,08 Log-Stufen reduziert, im schlechtesten Fall jedoch fand im Vergleich der Korrespondierenden Zu- und Ablaufproben des RBF scheinbar eine Aufkonzentration um 0,70 Log-Stufen statt. Die mediane Reduktion von Giardia-Zysten durch Passage des RBFs wurde mit 1,47 Log-Stufen ermittelt. Eine scheinbare Aufkonzentration der Giardia-Zysten kann zum einen durch die Menge an filtrierbarem

Wasser während der Probenahme und der im Labor stattfindenden Analytik mit Angabe des Ergebnisses entstehen. Dabei sind die Werte für den Ablauf generell statistisch genauer, da dort die erforderliche Menge von 100 L Probe für die Berechnung der Giardien-Konzentration meist erreicht werden konnte, während der Pressfilter bei der Zulauf Probenahme oft schon nach wenigen Litern verstopft war und die Anzahl an „gefundenen“ Giardia-Zysten auf 100 mL hochgerechnet werden musste. Zum anderen sind die Giardien-Zysten Dauerstadien die lange im Filtermaterial persistieren können und bei einem späteren Durchfluss mit dem Filtrat ausgespült werden. Dabei scheint die zeitliche Abfolge der Probenahme (Zulauf-Ablauf) und das Wettergeschehen in Vorfeld des Ereignisses eine wesentliche Rolle zu spielen. Für *Cryptosporidium*-Oozysten konnte wegen fehlender Positiv-Nachweise im zur Verfügung stehenden Untersuchungsvolumen keine Reduktionsrate bestimmt werden.

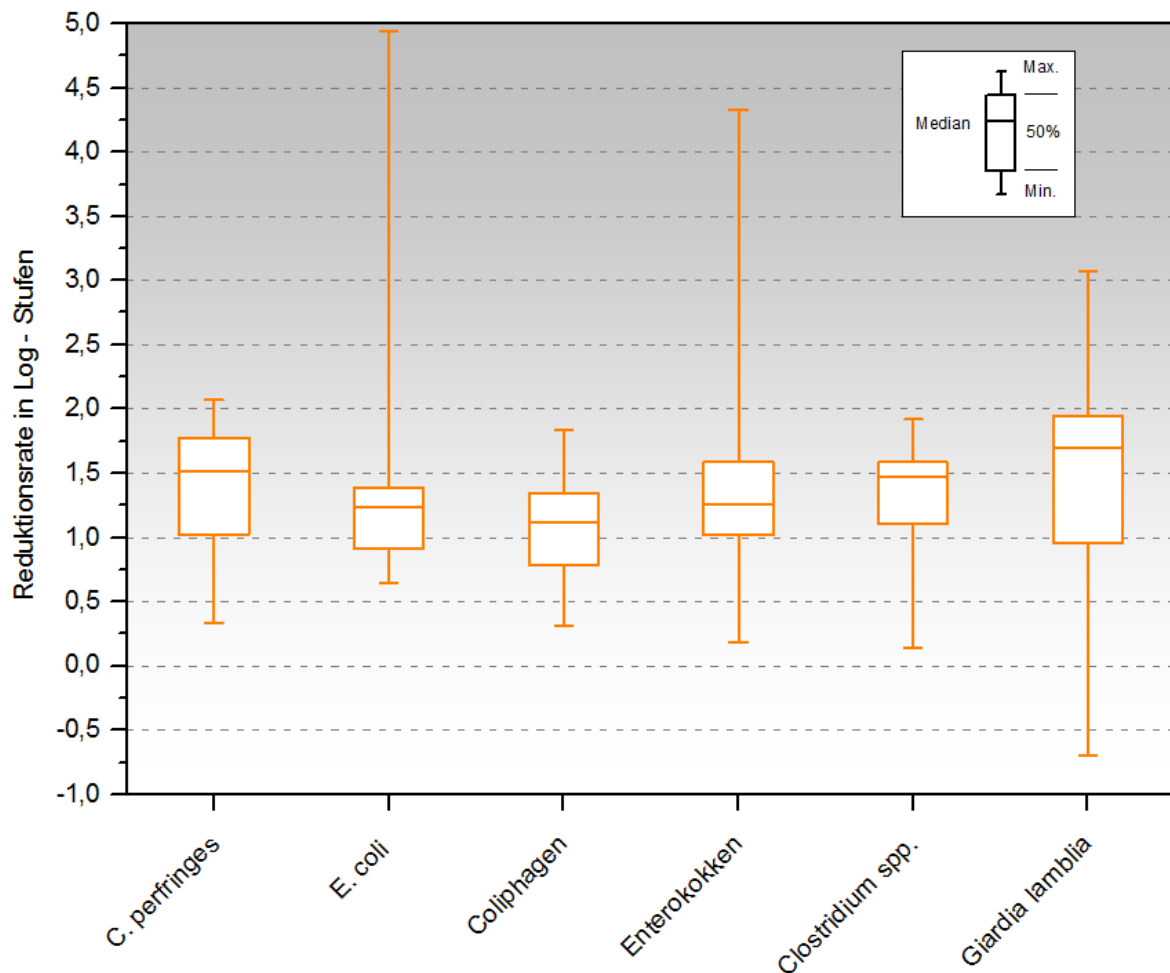


Abbildung 37: Reduktion ausgewählter mikrobiologischer Parameter bei Passage des RBFs Kaster.

Im Vergleich zum hier untersuchten RBF Kaster zeigte der RBF Altendorf eine bessere mediane Reduktion für die quantitativ bestimmten Konzentrationen an Bakterien im Bereich von 2,66 Log-Stufen (*E. coli* MPN) bis 3,38 Log-Stufen (*Clostridium* spp.). Für somatische Coliphagen wurde eine mediane Reduktion von 3,15 Log-Stufen beobachtet (Spannbreite 1,47 - 4,68 Log-Stufen). Die Reduktionsleistung für die einzelligen Parasiten fiel mit 0,36 bis 3,23 Log-Stufen geringer aus als für die kleineren Bakterien und Bakteriophagen (mediane Reduktion *Giardia*-Zysten 2,15 Log-Stufen). PETROSKI und GROBE (2010) fanden bei Untersuchungen von vier weiteren in Nordrhein-Westfalen liegenden RBFs, die mit 3,5 und 4 Jahren Betriebszeit nicht einmal halb so alt sind wie die in Altendorf und Kaster untersuchten RBFs, eine durchschnittliche Reduktion von 1,1 Log-Stufen für *E. coli* bei einer Spannweite von 47,8 % bis 100 % für einzelne Regenereignisse. Dies stimmt mit der durchschnittlichen Reduktion in Höhe von 1,07 Log-Stufen für *E. coli* für die von der ARGE_RETENTIONSBODENFILTER (2013) untersuchten RBF überein. In der Literatur sind nach wie vor insgesamt nur wenige Studien zur Reduktionsleistung von RBFs zu finden. Neben den oben zitierten Publikationen existieren zumeist Untersuchungen von halbertechnischen Versuchsanlagen. Diese berichten ebenfalls von Reduktionen von 1 bis 2,5 Log-Stufen (HAGENDORF et al. 2002, WALDHOFF 2008). Der in der vorliegenden Studie untersuchte RBF Kaster spiegelt somit die übliche Reduktionsleistung herkömmlich betriebener RBF wider.

Eine rein physikalische Reduktion über die Siebwirkung der RBF-Sandschüttung ist demnach nicht der entscheidendste Mechanismus der Mikroorganismen-Elimination. Phagen bzw. Viren beispielsweise sind adhäsive Partikel (MOORE et al. 1982), die abhängig von ihrer spezifischen Adsorptionskapazität besser oder schlechter an Oberflächen binden (ZHUANG und JIN 2003); in diesem Falle v.a. an die Sandkörner des Filterkörpers, aber auch an das im Laufe der Zeit eingelagerte organische Material. Laut WALDHOFF (2008) steigert Biofilmwachstum im Filter die Adsorptionsleistung. Außerdem stellte er fest, dass durchschnittlich rund 40 % der Bakterien in den obersten 10 cm Filtertiefe reduziert werden (WALDHOFF 2008). Betrachtet man den Gehalt an organischem Material im RBF als Maß für Biofilmbildung, so müsste – entgegen der dargestellten Ergebnisse - der RBF Kaster aufgrund des höheren Anteils an organischem Material (ERFVERBAND 2016) den Ausführungen WALDHOFF (2008) zufolge, eine bessere Reinigungsleistung aufweisen als RBF Altendorf. Dies kann also nicht den entscheidenden Aspekt für die Reduktionsleistung darstellen.

Faktoren wie die hydraulische Belastung, die Zulaufkonzentration der Mikroorganismen und die Temperatur des Abwassers beeinflussen die Reinigungsleistung laut HAGENDORF et al. (2002) deutlich. Da sich die beiden letztgenannten Variablen in beiden Filtern über den jeweiligen Untersuchungszeitraum hinweg ähnlich verhalten, können diese hier ebenfalls als Grund der Reduktionsunterschiede ausgeschlossen werden. Hinsichtlich der hydraulischen Belastung des Filters

aber liegen unterschiedliche maximale Drosselabflüsse vor. Während das Mischwasser aus dem RBF Kaster immer mit den laut RBF-Handbuch (MKULNV 2015a) für die Reduktion chemischer Stoffe optimalen und maximal zulässigen $0,03 \text{ L/s/m}^2$ abfließt, wird der RBF Altendorf in der Regel mit einem Drosselabfluss von $0,01 \text{ L/s/m}^2$ betrieben. Letzterer Wert ist im RBF-Handbuch als Optimum zur Mikroorganismenelimination angegeben, was den Erfahrungen mit den hier untersuchten RBFs entspricht. Somit scheint die Geschwindigkeit des Drosselabflusses, bezogen auf die hier diskutierten baulichen Parameter, der entscheidende Faktor für die Effektivität der hygienisch-mikrobiologischen Reduktionsleistung von RBFs zu sein. Diese These gilt es zukünftig, an weiteren Fallbeispielen zu verifizieren oder zu widerlegen.

4.2.2 Retentionsbodenfilter - Versuchsanlage für behandeltes Abwasser

In der halbtechnischen RBF-Versuchsanlage zur weitergehenden Abwasserbehandlung konnte für die meisten mikrobiologischen Parameter eine mediane Reduktion in Filter 1 zwischen 1,1 und 2,5 Log-Stufen ermittelt werden. Abweichend fiel die Reduktion heterotropher Bakterien allgemein (Allg. Koloniezahl bei 20 und 36°C) mit 0,48 bzw. 0,51 Log-Stufen im Median sowie Clostridien (ca. 0,57 Log-Stufen) geringer aus. Filter 2 wies eine vergleichbar gute Elimination von 1,1 bis 2,5 Log-Stufen auf. Eine Ausnahme stellen hier ebenfalls die unspezifischen Umweltbakterien dar (Allg. Koloniezahl 36°C 0,88 Log-Stufen; *Clostridium* spp. 0,58 Log-Stufen).

Die Koloniezahl von *E. coli* im behandelten Abwasser konnte durch die anschließende Passage durch den jeweiligen RBF um bis zu 3,88 Log-Stufen (Filter 2) reduziert werden. Im schlechtesten Fall fand keine weitere Reduktion statt. Die mediane Reduktion in Filter 1 betrug 1,97 Log-Stufen und 2,48 Log-Stufen in Filter 2. Beim zusätzlich angewendeten MPN-Verfahren ergab sich eine Reduktion von im Median 1,85 Log-Stufen (Filter 1: 1,25 - 3,81 Log-Stufen) und 1,76 Log-Stufen (Filter 2: -0,33 - 3,33 Log-Stufen) für die beiden Filter. Die Enterokokken-Reduktion betrug minimal 1,41 Log-Stufen im Filter 1 bzw. 1,26 Log-Stufen im Filter 2 und im Median 2,46 bzw. 2,07 Log-Stufen. Maximal konnten die Enterokokken im behandelten Abwasser um 2,38 (Filter 1) bzw. 2,70 (Filter 2) Log-Stufen reduziert werden. Die Reduktion der somatischen Coliphagen zeigte sich mit einem medianen Wert von 2,5 Log-Stufen und einer Schwankungsbreite zwischen 1,08 bis 3,30 Log-Stufen für beide Filter gleich. Die Konzentration von *C. perfringens* konnte um maximal 2,71 Log-Stufen (Filter 2), im Median um 1,21 Log-Stufen reduziert werden. Im schlechtesten Fall fand bei sehr geringer Ausgangskonzentration keine weitere Reduktion mehr statt. Die Elimination sulfatreduzierender sporenbildender Anaerobier (*Clostridium* spp.) als nicht human-spezifische Umweltbakterien fiel wie oben erwähnt etwas geringer aus. Die Reduktion betrug -0,12 bis 1,79 Log-Stufen (Filter 1) bzw. 0,1 bis 1,98 Log-Stufen (Filter 2) mit einem Median von je 0,6 Log-Stufen. Die Reduktion aller untersuchten Mikroorganismen ist Tabelle 18 zu entnehmen.

Tabelle 18: Log-Stufen-Reduktion der hygienisch-mikrobiologischen Parameter in den großtechnischen Anlagen zur Mischwasserentlastung (RBF) und der entsprechenden Filtersäule der RBF-Versuchsanlage.

			Altendorf*		Kaster	
			RBF*	Versuchs-anlage	RBF	Versuchs-anlage
<i>E. coli</i>	MPN /100 mL	n	25	6	23	6
		Min	1,27	1,25	0,64	0,92
		Median	2,66	2,02	1,24	1,76
		Max	4,7	3,81	4,95	3,33
Intestinale Enterokokken	MPN /100 mL	n	25	3	24	4
		Min	0,99	1,41	0,18	1,26
		Median	3,12	2,15	1,26	2,02
		Max	4,92	2,38	4,33	2,7
Somatische Coliphagen	PBE /100 mL	n	24	14	24	14
		Min	1,47	1,08	0,31	1,08
		Median	3,15	2,46	1,12	2,53
		Max	4,68	3,3	1,84	3,3
Sulfatred., sporenbild. Anaerobier	KBE /100 mL	n	25	13	21	12
		Min	0,81	-0,12	0,14	0,1
		Median	3,38	0,57	1,47	0,58
		Max	4,12	1,79	1,92	1,98
<i>Cryptosporidium</i> spp.	Oozysten /100 L	n	29	n.b.	25	n.b.
		Min	0,38	n.b.	n.a	n.b.
		Median	1,26	n.b.	n.a	n.b.
		Max	2,19	n.b.	n.a	n.b.
<i>Giardia lamblia</i>	Zysten /100 L	n	29	n.b.	25	n.b.
		Min	0,36	n.b.	-0,7	n.b.
		Median	2,15	n.b.	1,7	n.b.
		Max	3,23	n.b.	3,08	n.b.
<i>Clostridium perfringens</i>	KBE /100 mL	n	25	10	21	12
		Min	0,79	0,80	0,34	0,37
		Median	3,34	1,15	1,52	1,21
		Max	3,99	2,30	2,07	2,71
<i>Campylobacter</i> spp.	Zellen /100 mL (Semi-quantitativ)	n	16	3	2	3
		Min	0,00	1,00	2,00	1,00
		Median	4,00	1,00	n.b.	1,00
		Max	6,00	2,00	5,00	1,00
Coliforme Bakterien	KBE/100 mL	n	24	14	23	13
		Min	0,38	-0,07	0,68	0,17
		Median	2,89	1,79	1,51	2,03
		Max	5,49	3,07	5,67	4,06
Koloniezahl 20°C	KBE/mL	n	26	14	24	14
		Min	0,21	-1,40	0,21	-0,21
		Median	2,66	0,48	1,60	1,07
		Max	4,70	1,84	4,05	2,04
Koloniezahl 36°C	KBE/mL	n	25	14	24	14
		Min	0,55	-1,25	0,81	-0,21
		Median	2,71	0,51	1,76	0,88
		Max	4,68	1,53	3,81	1,91

* Daten RBF Altendorf: Swist IV-Projekt (Swist IV 2012)

Trotz der geringen Ausgangskonzentration an Mikroorganismen im RBF-Zulauf der Versuchsanlage (im Median pro 100 mL nur 1.000 *E. coli*, 100 Enterokokken und somatische Coliphagen, 10 Clostridien) konnte noch eine Reduktion durch die Filterpassage erzielt werden. Dies widerspricht den Beobachtungen von HAGENDORF et al. (2002), dass bei Zulaufkonzentrationen unter 1.000³ Zellen/100 mL keine Elimination mehr stattfindet. Es bestätigt aber die am RBF Altendorf für *Clostridium* spp. und somatische Coliphagen ermittelten Ergebnisse (SWIST IV 2012).

Die Reduktion im entsprechenden Filter der RBF-Versuchsanlage fiel für die meisten Parameter höher aus als im Falle der Mischwasserbehandlung des RBF Bedburg-Kaster, wie z.B. intestinale Enterokokken mit durchschnittlich 2 Log-Stufen Reduktion. Lediglich bei den sulfatreduzierenden sporenbildenden Anaerobiern konnte eine geringere mediane Reduktionsleistung von 0,58 Log-Stufen im Vergleich zu den Ergebnissen aus der Mischwasserentlastung im RBF Bedburg-Kaster mit 1,47 Log-Stufen Reduktion festgestellt werden (Tabelle 18). Da es sich um Filtermaterial handelt, das mit dem Material in RBF Altendorf (Filter 1) und RBF Bedburg-Kaster (Filter 2) identisch weil von dort entnommen ist (siehe Kaptitel 2.2.5), spielen im Falle der Versuchsanlage bauliche Faktoren wie das Alter der RBF oder der Gehalt an organischem Material keine Rolle für die beobachteten Unterschiede in der Reduktion zwischen Großtechnik und der RBF-Versuchsanlage. Die hydraulische Belastung, die Zulaufkonzentration der Mikroorganismen und die Temperatur des Abwassers jedoch, die laut HAGENDORF et al. (2002) die Reinigungsleistung beeinflussen, unterscheiden sich deutlich zwischen Großtechnik und der RBF-Versuchsanlage, nicht aber zwischen den beiden Filtersäulen der RBF-Versuchsanlage.

In Abbildung 38 sind die Log-Reduktionen der RBF für ausgewählte untersuchte Mikroorganismen graphisch dargestellt und für die einzelnen Filtertiefen unterschieden. Dabei beziehen sich die Reduktionen der jeweiligen Stufen auf die Konzentration der vorherigen Filter-Stufe. Die stärkste Reduktion scheint demnach in beiden Filtern in der Mitte des Filterkörpers (Stufen 1.2 und 1.3) stattzufinden. Demgegenüber gibt WALDHOFF (2008) an, dass durchschnittlich rund 40 % der Bakterien in den obersten 10 cm Filtertiefe reduziert werden, laut ORB (2012) sind es sogar über 50 %. Hier bildet sich auch die als „Schmutzdecke“ bezeichnete, im Laufe der Zeit auf- und eingelagerte Schicht organischen Materials aus, deren Einfluss auf die Reduktionsleistung bekannt ist. Laut ORB (2012) entsteht diese oberste Schmutzdecke von ca. 2 cm Schichtdicke „auf dem Filter an der Sand-Wasser-Grenzfläche [...] durch suspendierte Feststoffe im Wasser. Die anschließende obere, biologisch aktive Filterschicht (ca. 3 - 5 cm) entwickelt sich in Abhängigkeit der Filterkörnung und Filtergeschwindigkeit.“ Ein diesem Effekt zugrundeliegender vermuteter Mechanismus könnte eine gesteigerte Adsorption durch Biofilmwachstum sein (WALDHOFF 2008). ORB (2012) erklärt die hohe mikrobiologische Retention in der Schmutzdecke und oberen, biologisch aktiven Schicht mit der

geringeren Siebwirkung der Porenkanäle und dem hohen Anteil organischen Materials von ca. 90 %, welcher die Adhäsion von Bakterien erhöht.

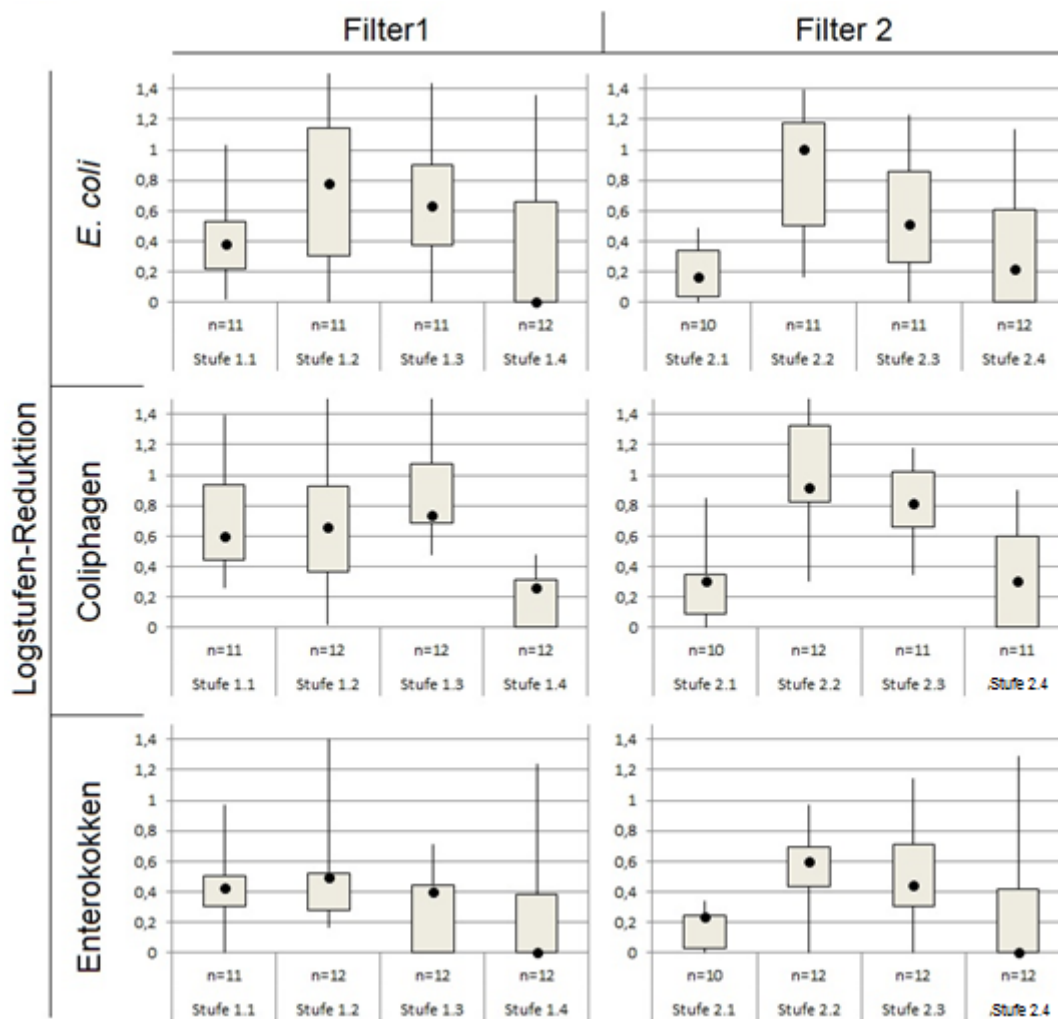


Abbildung 38: Log-Stufen-Reduktion der untersuchten hygienisch-mikrobiologischen Parameter in den entsprechenden Zwischenstufen der beiden Filtersäulen der RBF-Versuchsanlage, Stufe X.1= bis 0,1 m; Stufe X.2= 0,1 bis 0,3 m; Stufe X.3= 0,3 m bis 0,75 m; Stufe X.4= 0,75 m bis 1 m

In Hinblick auf die Einleitung ins Gewässer und die resultierende Belastung desselbigen erscheint die absolute den RBF verlassende Fracht an Mikroorganismen eine wichtigere Frage, als die Lokalisation der Mikroorganismen-Reduktion im RBF selbst. Über das Jahr verteilt führt die stete Einleitung von behandeltem Abwasser zu einer relativ gleichmäßigen Gewässerbelastung, die Einfluss auf die menschliche Gesundheit bei Gewässernutzungen hat. Andere als vierte Reinigungsstufe diskutierte und für chemische Parameter auch bereits vielfach als Einzelmaßnahme oder in Kombination getestete Verfahren sind z.B. UV-Bestrahlung, Ozonung oder Aktivkohleadsorption. Im Fokus der Optimierung stehen dabei bisher zumeist Spurenstoffe wie Arzneimittel. Hinsichtlich einer

Mikroorganismenreduktion entfalten sie jedoch unterschiedliche Wirkungsgrade (ALTMANN et al. 2016, FAHLENKAMP et al. 2006).

Eine UV-Behandlung behandeltem Abwassers führt nach einschlägiger mehrjähriger Praxiserfahrung zu einer zusätzlichen Reduktion der mikrobiellen Belastung um durchschnittlich fast 1 Log-Stufe (PETROSKI und GROBE 2010). Die Wirkung von UV-Strahlung ist jedoch wellenlängen- und dosisabhängig. Sie besitzt Untersuchungen von Gates 1929/30 zufolge bei einer Wellenlänge von 254 nm die maximal desinfizierende Wirkung (DOUDNEY 1976). Als Mindestbestrahlungsdosis für eine ausreichende Bakterienreduktion werden 35 - 40 MJ/cm² angegeben (RUDOLPH et al. 1993).

Eine Mikroorganismenreduktion durch Ozonung ist nicht wie UV-Bestrahlung oder Aktivkohlepassage im Durchflussprinzip realisierbar, da mittlere Verweilzeiten des Abwassers von bis zu 30 Minuten in einem gut durchmischten Reaktionsbehälter benötigt werden. Als Mindestdosis werden Ozonkonzentrationen von mehr als 20 g/m³ empfohlen. Zudem ist der Energiebedarf der Ozonung bei vergleichbarer hygienisch-mikrobiologischer Reduktionsleistung weit höher als bei UV-Bestrahlung. Dafür bewirkt Ozon jedoch auch einen oxidativen Abbau anderer Wasserinhaltsstoffe, was zu einer chemischen Verbesserung der Abwasserqualität beiträgt (RUDOLPH et al. 1993). Im Sinne der Nachhaltigkeit sind daher Reduktionsraten verschiedenartigster Makro- und Mikroschadstoffe, Raum- und Energiebedarf gegeneinander abzuwägen. Aus hygienisch-mikrobiologischer Sicht scheint auf Basis der hier diskutierten Ergebnisse ein RBF für die weitergehende Reinigung von bereits behandeltem Abwasser am Kläranlagenablauf z.B. im Sinne einer vierten Reinigungsstufe als geeignet.

4.2.3 Dränagefilter für landwirtschaftliche Dränagen – Laborversuche

Nähr- und Spurenstoffe

Zur Beurteilung der Effektivität des Dränagefilters in Bezug auf die Rückhaltung von Nähr- und Spurenstoffen wurden die Reduktionsraten der Stoffe zwischen der Ausgangslösung und den Proben des Ablaufes berechnet. Abbildung 39 zeigt die Reduktionsraten für Nitratstickstoff und ortho-Phosphat-P. Die Reduktionsraten für Nitratstickstoff bei der Füllung des Filters mit Aktivkohle reichten bis zu 99 %. Die Versuchsdurchgänge unterlagen jedoch großen Schwankungen. Trotzdem konnte immer eine Reduktion über 50 % erreicht werden. Bei der Füllung mit Kokoskohle lagen die Reduktionsraten für Nitratstickstoff zwischen 39 % und 73 %. Die teilweise sehr hohen Rückhalteraten für Nitratstickstoff (über 80 %) sind aufgrund der geringen Sorptionsfähigkeit des Nitrations eher verwunderlich. Die starken Schwankungen zeigen jedoch, dass nicht mit einem kontinuierlichen hohen Rückhalt zu rechnen ist. Trotzdem scheint sowohl bei dem Einsatz von

Aktivkohle als auch von Kokoskohle eine Reduktion der Nitratkonzentration möglich zu sein. Eine mögliche Denitrifikation bei der Anwesenheit von Ammonium in der Ausgangslösung ist noch zu überprüfen.

Bei ortho-Phosphat-P wurden noch größere Schwankungen als bei Nitratstickstoff festgestellt (Abbildung 39). So wurden bei der Aktivkohlenfüllung teilweise negative Reduktionraten festgestellt. Die Auswertung der Kokoskohlenversuche ergab sogar in allen Proben Erhöhungen der ortho-Phosphat-P Konzentration von bis zu 180 %. Eine Erklärung für den schlechten Rückhalt bzw. sogar für die Erhöhung der Phosphatkonzentrationen ist vermutlich die Auswaschung von phosphathaltigem Feinmaterial aus der Kohle. Dies müsste durch weiterführende, längere Laborversuche überprüft werden.

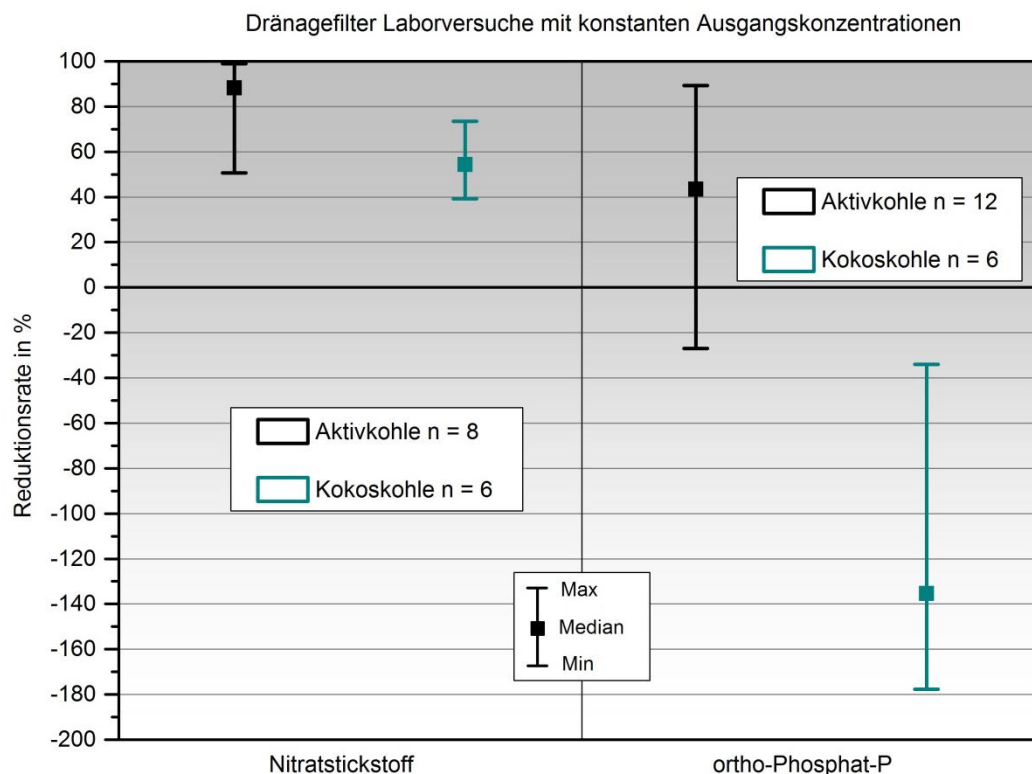


Abbildung 39: Reduktionsraten von Nitratstickstoff und ortho-Phosphat-P durch den Dränagefilter unter Laborbedingungen.

Die Reduktionraten für die beiden exemplarisch untersuchten Spurenstoffe sind in Abbildung 40 dargestellt. Es konnten bei allen Untersuchungen ein fast vollständiger Rückhalt der Spurenstoffe festgestellt werden. Die Reduktionsraten lagen zwischen 99,7 % und 99,9 %. Ein signifikanter Unterschied zwischen Aktivkohle und Kokoskohle konnte nicht festgestellt werden. Dass Aktivkohle und Kokoskohle Spurenstoffe effektiv zurückhalten können, konnte schon in zahlreichen Versuchen nachgewiesen werden (DE RIDDER 2012, JUSOH et al. 2011, ZAHOOOR 2013). Demnach entsprechen die

Ergebnisse den Erwartungen. Zudem zeigen die sehr hohen Rückhalteraten, dass die durch die patentierte, schraubenhafte Konstruktion auch eine ausreichend lange Kontaktzeit zwischen Wasser und Filtermaterial geschaffen werden kann.

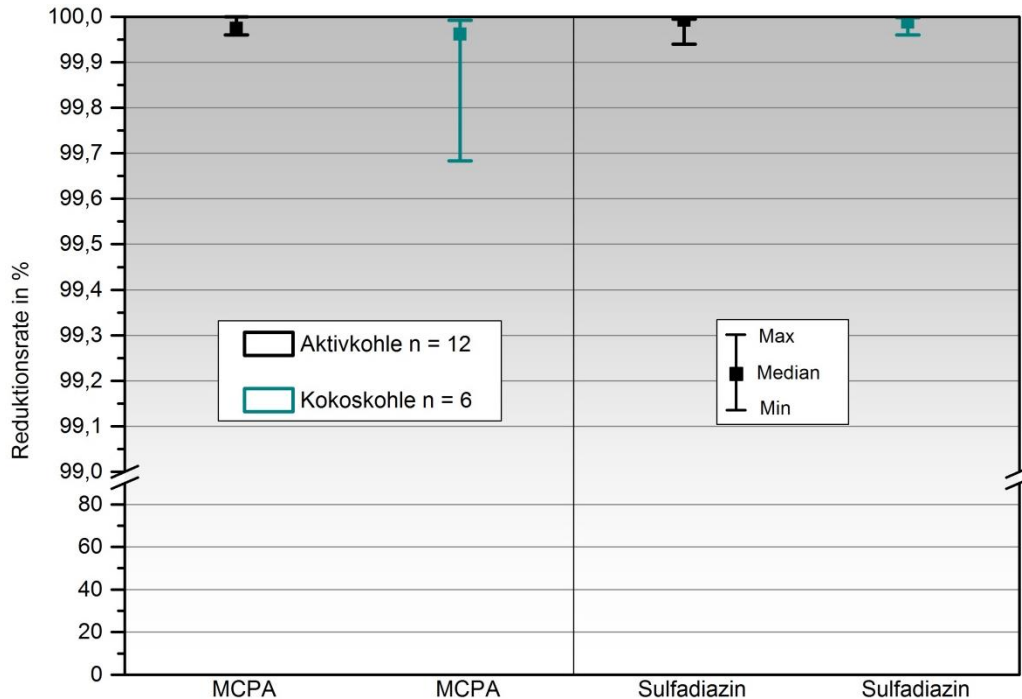


Abbildung 40: Reduktionsraten von MCPA und Sulfadiazin durch den Dränagefilter unter Laborbedingungen.

Mikrobiologie

Die Berechnung der mikrobiologischen Reduktionsleistung des Dränagefilters erfolgt in log-Stufen anhand der paarweise auswertbaren Versuchsläufe. Zunächst werden die Reduktionen für die einzelnen Parameter und Proben typen betrachtet, im Anschluss erfolgt eine Gesamtbetrachtung der theoretischen mikrobiellen Reduktionsleistung durch den Vergleich der untersuchten Mikroorganismen.

Versuche mit *E. coli*

Tendenziell war in allen Versuchsdurchläufen eine Reduktion der *E. coli*-Bakterien im Wasser nach Durchlauf des Dränagefilters erkennbar, wobei die stärkste Reduktion im Durchschnitt bei Versuchsbeginn mit im Median 0,72 Log-Stufen (Spannweite 0,28 - 1,57 Log-Stufen) und die schwächste Reduktion bei Versuchsende mit im Median 0,22 Log-Stufen stattfand. Die Ablaufprobe am Versuchsende bei Versuchsdurchgang V6 wies keine Konzentrationsabnahme auf, sondern eher eine geringe Aufkonzentration (-0,14 Log-Stufen), die jedoch so gering ist, dass dieser Wert eher eine

natürliche Konzentrationsschwankung im Rahmen der Messungenauigkeit der Nachweismethodik darstellt. Insgesamt scheint die Reduktionsleistung des Dränagefilters hinsichtlich *E. coli* mit steigender Menge hindurch geleiteten Dränagewassers abzunehmen, wie die Unterschiede in der Reduktion zu den einzelnen Zeitpunkten zeigen. Erwähnt sei noch, dass hinsichtlich der Reduktionsleistung des Dränagefilters in Bezug auf den Umweltstamm WRh nur eine geringe Schwankung der Reduktion mit im Median rund 0,4 - 0,8 Log-Stufen für alle Stufen der Ablaufproben beobachtet werden konnte, während der Laborstamm *E. coli* WG5 weitaus höhere Unterschiede der Reduktion zwischen den Stufen der Ablaufproben erkennen ließ und damit wesentlich zur Gesamtaussage einer besseren Initialreduktion der Mikroorganismen im Dränagewasser beitrug (Abbildung 41). Unterschiedliches Verhalten verschiedener Bakterienstämme einer Art wurde für viele Mikroorganismen in unterschiedlichem Kontext bereits berichtet (CHAN et al. 2001, STRINGER et al. 2013).

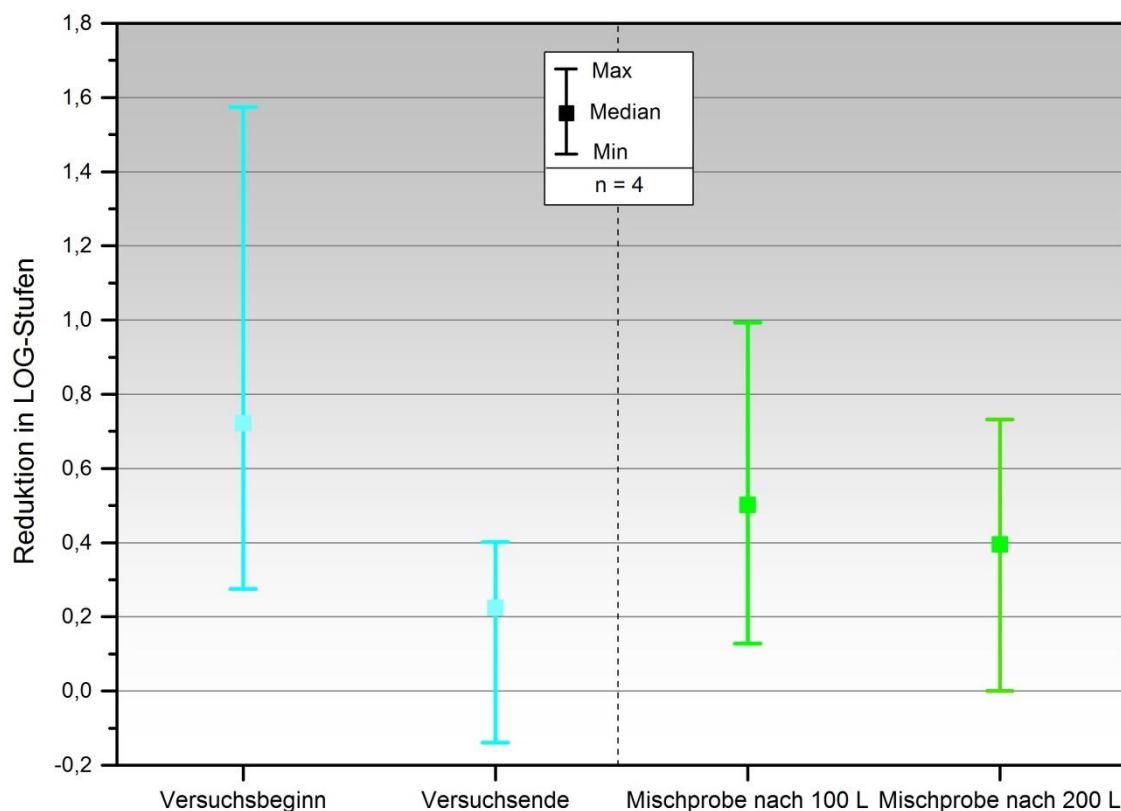


Abbildung 41: Reduktion der *E. coli*-Bakterien durch Passage des Dränagefilters, dargestellt für die einzelnen Ablaufproben im Vergleich zur Ausgangskonzentration im Zulauf.

Versuche mit Enterokokken

Insgesamt betrachtet war in allen Versuchsdurchläufen eine Reduktion der Enterokokken im Wasser nach Durchlauf des Drainagefilters erkennbar. Die mediane Reduktion in den einzelnen Stufen der Ablaufproben lag bei Versuchsbeginn bei 0,87 Log-Stufen, in der Mischprobe nach 100 L bei 0,62, bei Versuchsende bei 0,58 Log-Stufen und in der Mischprobe aus dem Gesamtvolumen von 200 L filtriertem Drainagewasser bei 0,37 Log-Stufen. Die maximale Reduktion konnte mit 1,32 Log-Stufen in der Ablaufprobe bei Versuchsbeginn des Versuchslaufs V3 detektiert werden, gefolgt von 1,21 Log-Stufen bei Versuchsbeginn von Versuchsdurchgang 1. Festgestellt wurde eine minimale Reduktion im Bereich um 0,2 Log-Stufen dagegen in den als Mischproben aus den Tonnen genommenen Ablaufproben nach 100 L von Versuchsdurchgang V5 (0,22 Log-Stufen) und Versuchsdurchgang V6 (0,19 Log-Stufen) sowie in der Ablaufprobe nach 200 L (0,20 Log-Stufen) des Versuchslaufs V4.

Insgesamt scheint damit auch die Reduktionsleistung des Drainagefilters hinsichtlich Enterokokken mit steigender Menge hindurch geleiteten Drainagewassers tendenziell zu sinken, da sich die Initialreduktion der Mikroorganismen bei Versuchsbeginn am höchsten darstellte.

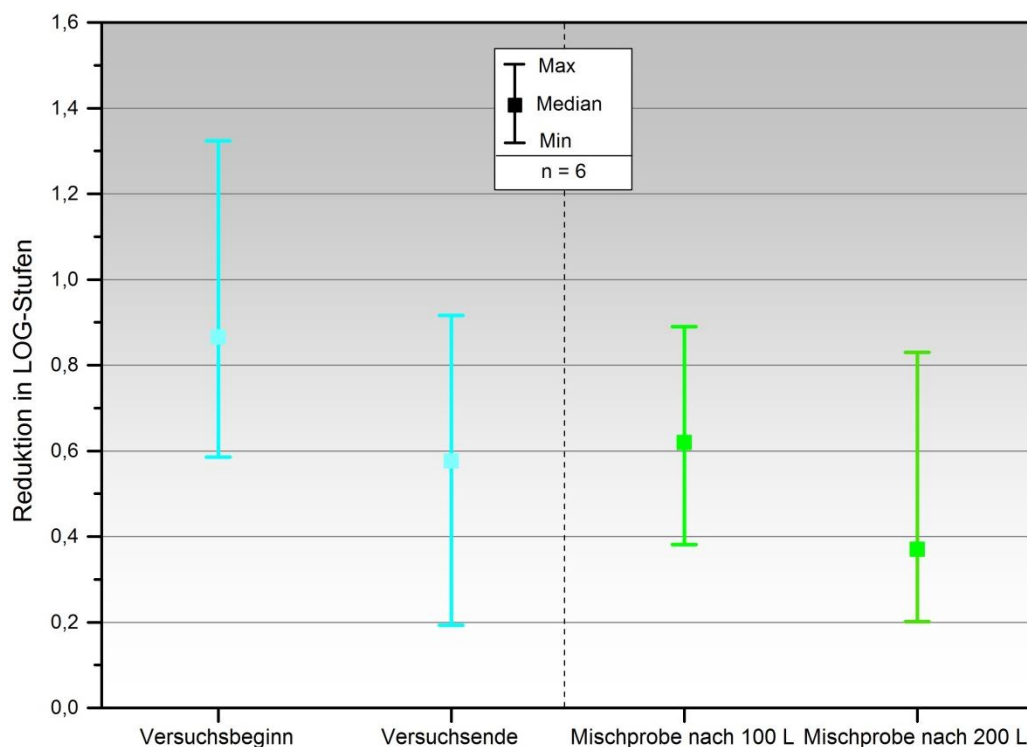


Abbildung 42: Reduktion der intestinalen Enterokokken durch Passage des Drainagefilters, dargestellt für die einzelnen Ablaufproben im Vergleich zur Ausgangskonzentration im Zulauf

Versuche mit somatischen Coliphagen

Bei allen sechs Versuchsdurchläufen war nach Durchfließen des Dränagefilters eine deutliche Reduktion somatischer Coliphagen im artifiziellen Dränagewasser aller Ablaufproben erkennbar (Abbildung 43). Die mediane Reduktion in den einzelnen Typen der Ablaufproben lag dabei nah beieinander. Auch fielen die Unterschiede zwischen Medianen und arithmetischen Mittelwerten, mit geringen Schwankungsbreiten von $\Delta_{\text{Median-aMW}} \leq 0,06$ Log-Stufen, äußerst gering aus. Die durchschnittliche ebenso wie die absolut höchste Reduktion wurde bei Versuchsbeginn mit 1,13 Log-Stufen im Median festgestellt. Die maximale Reduktion wurde hier in Versuchslauf V6 mit 1,76 Log-Stufen gemessen. Die geringste Reduktionsrate wurde mit 0,69 Log-Stufen (Median) in der Mischprobe des Gesamtvolumens von 200 L filtriertem Dränagewasser detektiert. Die minimale Reduktion war hier in Versuchslauf V4 mit 0,58 Log-Stufen nachweisbar.

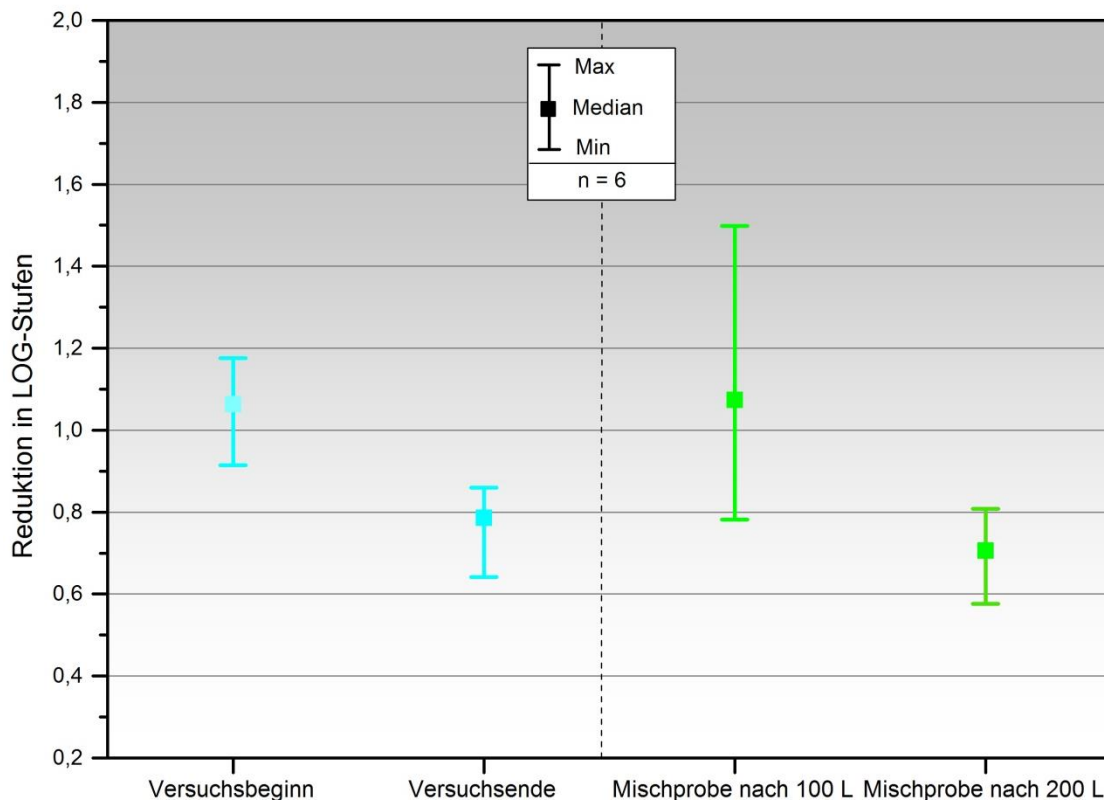


Abbildung 43: Reduktion der somatischen Coliphagen durch Passage des Dränagefilters, dargestellt für die einzelnen Ablaufproben im Vergleich zur Ausgangskonzentration im Zulauf

Insgesamt konnte hinsichtlich somatischer Coliphagen, die in den Dränagefilterversuchen stellvertretend für humanpathogene Enteroviren getestet wurden, eine relativ homogene Reduktionsleistung des Dränagefilters zumindest für ein Durchflussvolumen von 200 L Wasser beobachtet werden (Abbildung 43). Verglichen mit den weiteren Ablaufproben zeigte sich in den

ersten 250 mL Dränagewasser nur eine leicht erhöhte Initialreduktion der Coliphagen. Die hinsichtlich der getesteten Bakterien beobachtete Tendenz einer abnehmenden Reduktionsleistung mit zunehmendem Durchflussvolumen zeigte sich im Falle der Coliphagen als Virussurrogate damit nur ansatzweise.

Versuche mit *Giardia*-Zysten und *Cryptosporidium*-Oozysten

Aus den oben genannten Ergebnissen ergibt sich eine Reduktionsleistung von 1,67 Log-Stufen bzw. 97,8 % für *Cryptosporidium*-Oozysten und von 0,98 Log-Stufen oder 89,6 % für *Giardia*-Zysten. Aufgrund der wenigen verwertbaren Messungen ($n = 2$), bei denen eine Zählung der Parasiten mit Unterscheidung zwischen Giardien und Cryptosporidien erzielt werden konnte, kann die Reduktionsleistung des Dränagefilters für einzellige Parasiten jedoch nur unter Vorbehalt berechnet werden.

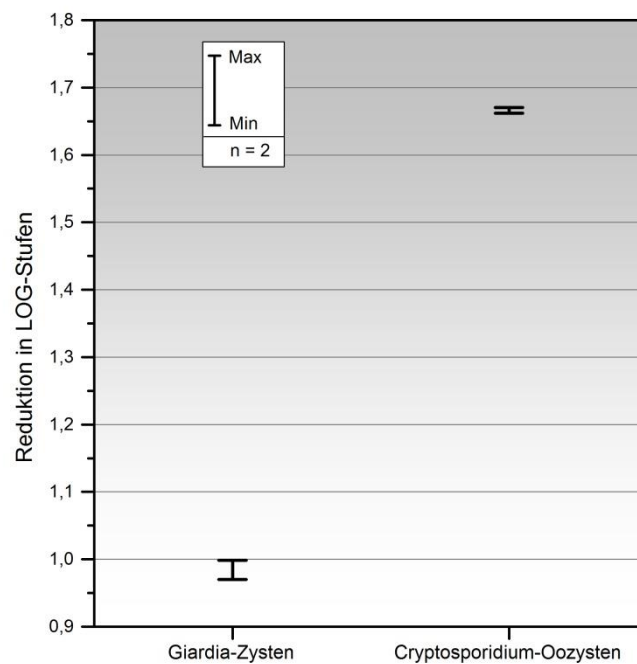


Abbildung 44: Reduktion der Parasiten-Dauerstadien durch Passage des Dränagefilters, dargestellt für die auswertbaren Versuchsläufe V1 und V2 in den Ablaufproben im Vergleich zur Ausgangskonzentration im Zulauf; getrennt für *Cryptosporidium*-Oozysten und *Giardia*-Zysten; Mischprobe aus der Ablauf-Tonne am Ende des Versuches nach 200 L

Analysen zur Gesamtzahl DNA-haltiger Partikel (Gesamtzellzahl) und des Lebend-/Tot-

Verhältnisses der Zellen

Mit Ausnahme von Versuchslauf V4 wurden bei allen Versuchsdurchläufen im Zulauf deutlich höhere Gesamtzellzahlen pro Milliliter (GZZ/mL) ermittelt als in den Ablaufproben. Die Log-Reduktion der GZZ zwischen den Zulauf- und den Ablaufproben betrug im Median 0,5 Log-Stufen. Die einzelnen Ablaufproben wiesen im Vergleich zum jeweiligen Zulauf Reduktionen zwischen 0 und 0,84 \log_{10} auf. Unter Ausschluss der Versuchsreihe V4 im Sinne eines Ausreißers erhöht sich der Minimalwert auf 0,28 Log-Stufen.

Bei der unterschiedlichen Färbung „lebender“ und „toter“ bzw. membrangeschädigter Zellen ist insgesamt eine schwach ausgeprägte Verschiebung der Zellcluster hin zur Rotfluoreszenz zu erkennen. Der Anteil „lebender“ Zellen in den Ablaufproben fällt im Allgemeinen geringer aus als in der korrespondierenden Zulaufprobe. Einige Zellcluster weisen zudem sowohl eine hohe rote, als auch hohe grüne Fluoreszenz auf, die als eine Art Zwischenzustand auf dem Weg zur Membranschädigung interpretiert wurden (ZACHARIAS et al. 2015), also vermutlich teilgeschädigte Zellen beinhalten.

Gesamtbewertung der hygienisch-mikrobiologischen Reduktionsleistung

Insgesamt ist damit die mediane Reduktionsleistung des Aktivkohlefilters für die unterschiedlichen Fraktionen des Ablaufs zu Anfang der Versuche für die getesteten Mikroorganismen durchgängig als besser zu bewerten als gegen Versuchsende. In Bezug auf die einzelnen Parameter war die Elimination intestinaler Enterokokken im Durchschnitt um 0,1 Log-Stufen effektiver als von *E. coli*. Es wurde gemittelt über die jeweilige Versuchsreihe eine maximale Reduktion der Enterokokken von 1,0 Log-Stufen erreicht, während die maximale Reduktion von *E. coli* 0,8 Log-Stufen betrug. Insgesamt ist zu vermuten, dass die im Gesamtvolumen (200 L) des artifiziiellen Dränagewassers gemessene, für beide Bakterienspezies gleich hohe Reduktion von rund 0,4 Log-Stufen im Median, am ehesten der Reduktionsleistung des Drainagefilters im Dauerbetrieb entspricht.

Die Reduktion der somatischen Coliphagen fiel insgesamt etwas besser aus als die für Bakterien. Die Mischprobe aus der Ablauf-Tonne aus 200 L gefiltertem Dränagewasser am Ende des Versuches weist noch eine mediane Reduktion von rund 0,7 Log-Stufen auf. Dies lässt eine gute Adsorption der Viruspartikel an die Aktivkohle vermuten.

Die Reduktion der einzelligen Parasiten scheint, wenn auch nur auf wenigen auswertbaren Messreihen beruhend, mit rund 1 bis 1,7 Log-Stufen am höchsten auszufallen. Die bessere Reduktion kann zum Teil mit einer stärkeren mechanischen Filterwirkung des Dränagefilters aufgrund der größeren Zellgröße der Organismen begründet werden und fällt entsprechend für *Giardia*-Zysten höher aus als für *Cryptosporidium*-Oozysten.

Der Schwankungsbereich aller Messwerte eines Parameters und Probensets fällt für die meisten Ablaufproben trotz der eingesetzten hohen Mikroorganismenkonzentrationen von mindestens 100.000 Zellen/100 mL mit Werten unterhalb von 0,8 Log-Stufen recht schmal aus und spiegelt damit eine beständige und offenbar zuverlässige Funktionsweise des Drainagefilters wider. Im Hinblick auf die wesentlich geringeren Konzentrationen im Drainagewasser aus der Feldstudie ist für die Praxisanwendung des Drainagefilters im Dauerbetrieb vermutlich auch nicht mit einem raschen Durchbruch an Mikroorganismen wegen Überladung der Filtermatrix zu rechnen. Insgesamt gesehen ist damit die Reduktion der Mikroorganismen im neu entwickelten Drainagefilter als erfolgversprechend zu bewerten. Eine Gewässerbelastung des Vorfluters durch dränierte Flächen könnte mit Hilfe des neu entwickelten Drainagesystems verringert werden. Fraglich bleibt, ob sich die im Laborversuch ermittelten Reduktionsraten nach Einbau in Dränagen in der Praxis bestätigen und ob eine Biofilmbildung um die Aktivkohlepartikel im Sinne einer Patina die Reduktionsleistung von Mikroorganismen beeinflusst. Hier können zukünftig Langzeittests über die Dauer einer gesamten Vegetationsperiode Aufschluss geben.

5 Ausblick

Insgesamt konnten für die Einträge aus Trennkanal- und Dränagesystemen die Ergebnisse der Vorgängerprojekte bestätigt werden. Somit können die Konzentrationen der Mikroorganismen, der chemischen Parameter und Spurenstoffe als repräsentative Durchschnittswerte für zukünftige Berechnungen verwendet werden.

Das Monitoring an einem weiteren RBF im Mischkanalsystem (RBF Kaster) ergab im Vergleich zur vorherigen Untersuchung (RBF Altendorf) durchweg geringere Rückhalteraten. Deshalb ist gezielt zu prüfen, ob es sich im Falle des RBFs Altendorf um ein singuläres Phänomen handelt, oder ob, wie zu vermuten ist, die bessere Reduktion einer Vielzahl der Schadstoffe bzw. Mikroorganismen auf den geringeren maximalen Drosselabfluss zurückzuführen ist. Im letzteren Fall wäre für den künftigen Bau von RBF abzuwägen, ob – abhängig vom aufnehmenden Fließgewässer und dessen Nutzung – die Reduktionsleistung oder der Flächenbedarf des jeweiligen RBFs höhere Priorität genießt. Einen weiteren Einfluss auf die Reduktionsleistung von RBF bzw. deren Unterschiede könnten die Beschickungsdauern sowie Beschickungsintervalle bzw. dazwischenliegende Trockenzeiten haben. Dieser Frage wurde parallel zum vorliegenden Projekt in einer Studie der RWTH Aachen und Universität Bonn mithilfe einer halbtechnischen Versuchsanlage im Projekt „ReB-Op“ nachgegangen. Vorläufige Ergebnisse ließen eine bessere mikrobielle Reduktion nach sechs Tagen Trockenzeit vermuten (SCHREIBER et al. 2017).

Ein weiteres künftig interessantes Einsatzgebiet für RBFs ergibt sich aus den bestätigten Kontaminationshöhen des abgeschlagenen Regenwassers aus Trennkanalsystemen. Eine weitergehende Reinigung aufgrund der Belastung mit Mikroschadstoffen und Mikroorganismen scheint hier sinnvoll, wird aber nur selten realisiert. Auch hier stellen RBF eine Möglichkeit zur weitergehenden Reinigung des Regenwassers dar, jedoch sind belastbare Erkenntnisse über die Wirksamkeit kaum vorhanden. Eine Übertragbarkeit der Ergebnisse aus der Reinigung von Mischwasser ist wegen der unterschiedlichen Zusammensetzung und Ausgangsbelastung nur begrenzt möglich. Gerade wegen der steigenden Flächenanteile versiegelter Gebiete, die im Trennsystem entwässern, sind Erkenntnisse zum Rückhalt jedoch dringend erforderlich.

Interessant ist die noch ungeklärte Frage nach dem Verbleib der langlebigen Parasitendauerstadien im Boden (Dränagen, Bodenwasserabfluss) bzw. beim RBF und Dränagefilter im Filterkörper. Nicht geklärt wurde bisher, ob es zu einer Akkumulation der Zysten und Oozysten und ggf. zu einem späteren Zeitpunkt zu einer Auswaschung bzw. einer Art „Filterdurchbruch“ kommt, wie es für chemische Stoffe bekannt ist (ZAHOR 2013). Alternativ wäre denkbar, dass diese zwar langsam, aber vor Erreichen einer Kapazitätsgrenze der Boden- oder Filtermatrix absterben und abgebaut werden.

Ebenso unklar ist zum jetzigen Zeitpunkt die Frage, ob mit Mischwasser beaufschlagte RBFs als Quelle oder Senke für multiresistente Bakterien fungieren. Eine Reduktion einfacher Bakterienkonzentrationen bedeutet nicht automatisch auch eine Reduktion resistenter Organismen, da unterschiedliche Widerstandsfähigkeit gegen Umweltbedingungen oder auch Gentransfer zwischen verschiedenen Spezies sowie Kreuzselektion verschiedener Resistenzgene möglich ist. Horizontaler Gentransfer tritt dabei bevorzugt in Biofilmmatrizes auf und wurde auch zwischen humanpathogenen Bakterien und Umweltbakterien bereits beobachtet (DE GELDER et al. 2008, GULLBERG E. et al. 2014, RIZZO et al. , SCHREIBER 2011). Ein derzeit laufendes, vom BMBF gefördertes Projekt (HyReKA, FKZ 02WRS1377, 2016-2019) als Teil der BMBF-Fördermaßnahme „Risikomanagement von neuen Schadstoffen und Krankheitserregern im Wasserkreislauf (RiSKWa)“ im Förderschwerpunkt „Nachhaltiges Wassermanagement (NaWaM), geht dabei der Frage nach, welche Abwasser-Eintragspfade Quellen der Antibiotikaresistenzen (Gene und Bakterien) darstellen. Neben Krankenhausabwässern sind diese nach jetzigem Kenntnisstand besonders in Mischwasserabschlägen zu vermuten. Unklar, aber nicht Teil der Fragestellung des BMBF-Projektes HyReKA, ist dabei das Verhalten der Resistenzen im RBF. Hier ergeben sich offene Fragen und Ansätze für eine weitere Optimierung hinsichtlich Bau und Betrieb von RBFs sowie anderer wasserwirtschaftlicher Maßnahmen.

Die Untersuchungen des Drainagefilterprototyps zeigen vielversprechende Reduktionsleistungen sowohl im Bereich der Mikroorganismen als auch der Nähr- und Spurenstoffe. Fraglich bleibt aber, ob sich die im Laborversuch ermittelten Reduktionsraten in der Praxis nach Einbau in Dränagen bestätigen und ob sich durch Biofilmbildung um die Aktivkohlepartikel im Sinne einer Patina die Reduktionsraten insgesamt verschlechtern oder erhöhen. Hier können zukünftig Praxistests über die Dauer einer gesamten Vegetationsperiode Aufschluss geben. Das vom Land NRW finanzierte FuE-Vorhaben „AgroDiffus“ soll unter anderem dieser Fragestellung nachgehen.

6 Zusammenfassung

Das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV) beauftragte den Erftverband und das Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn (IHPH) mit dem FuE-Vorhaben „Überprüfung innovativer Maßnahmen zur Reduzierung von Spurenstoffen und Mikroorganismen in Fließgewässern“ (ReSMo). Im Rahmen dieses Projektes wurden verschiedene Einleitungen als Emissionsquellen für Mikroschadstoffe (Spurenstoffe und Mikroorganismen) in Fließgewässer weiter verifiziert bzw. erstmalig systematisch untersucht. Aufbauend auf den Erkenntnissen der Emissionsquellen wurden Maßnahmen zur Reduzierung der Belastung der aufnehmenden Fließgewässer entwickelt und auf ihre Wirksamkeit bewertet bzw. weitergehend analysiert.

Zur Verifizierung der Ergebnisse der Belastung von eingeleitetem Regenwasser aus Trennkansystemen als Teil der Gesamtemissionsbilanz wurden die Einleitungen bei Meckenheimerl über den Zeitraum von einem Jahr intensiv beprobt. Die Ergebnisse bestätigten die Erkenntnisse aus Vorgängerprojekten: Die Einleitungen waren deutlich mit Mikroorganismen und Spurenstoffen belastet. Die Konzentration des hygienisch-mikrobiologischen Leitparameters *E. coli* lag im Median bei 110.000 MPN/100 mL und damit noch fast eine Log-Stufe oberhalb vorangegangener Untersuchungen. Von den 152 untersuchten Spurenstoffen konnten vier Stoffe in jeder Probe und 17 Stoffe in über 50 % aller Proben nachgewiesen werden. Die gefundenen Spurenstoffe können sechs unterschiedlichen Anwendungsbereichen zugeordnet werden. Dazu zählen neben Arznei- und Pflanzenschutzmitteln auch Spurenstoffe aus dem Alltagsgebrauch (z.B. Zusätze für Kunststoffe oder Waschmittel) und Industriechemikalien.

Als weitere Immissionsquelle wurden die Einleitungen aus landwirtschaftlichen Dränagen intensiv sowohl qualitativ als auch quantitativ untersucht. Die mikrobielle Belastung des eingeleiteten Drainagewassers war eher gering. So lag die mediane Konzentration von *E. coli* bei 42 MPN/100 mL. Bei intensiverer Nutzung von organischem Dünger ist allerdings eine Erhöhung der mikrobiellen Belastung wahrscheinlich. Von den 152 untersuchten Spurenstoffen wurden 23 regelmäßig (mehr als 3 Befunde) im Ablauf der Dränage gefunden. Neben Pflanzenschutzmitteln zählten dazu auch Arzneimittel, Zusätze für Kunststoffe oder Waschmittel, Coffein und Industriechemikalien. Die medianen Konzentrationen der Spurenstoffe waren gering ($< 0,1 \mu\text{g/L}$). Auffällig war das hohe und dauerhafte Auftreten der Abbauprodukte des Herbizids Chloridazon, obwohl dies während des Beprobungszeitraumes nicht auf der dränierten Fläche angewendet wurde. Der hochgerechnete Anteil der Dränageeinleitungen am Gesamtabfluss der Swist beträgt lediglich 3 %, sodass der Anteil der Dränageeinleitungen an der Jahresfracht der Mikroschadstoffe gering ist. Wegen der sehr langen Nachlaufzeiten nach Niederschlägen könnten die Einleitungen temporär dennoch deutlich zur Belastung der Fließgewässer mit Mikroschadstoffen beitragen.

Als schon bewährte Maßnahme zur Reduzierung der Belastung aus Mischwasserabschlägen wurde die Effektivität von RBF für den Rückhalt von Mikroschadstoffen weitergehend verifiziert. Die Ergebnisse am RBF Kaster bestätigten, dass sowohl Mikroorganismen als auch Spurenstoffe durch die weitergehende Behandlung des Mischwassers durch den RBF effektiv zurückgehalten werden können. Die Reduktionsraten der hygienisch-mikrobiologischen Parameter erreichten in den Untersuchungen des hier vorgestellten Projektes (RBF Kaster) die in der Literatur genannten Werte, waren damit aber durchweg schlechter als die Werte der Untersuchung des RBFs Altendorf im Rahmen des Vorgängerprojektes SWIST IV (Reduktionsraten *E. coli* [Log-Stufen]: 1,24 zu 2,66). Gleiche Beobachtungen konnten im Bereich der chemischen Parameter gemacht werden. Da der Aufbau der beiden Filter identisch ist, wird in der unterschiedlichen Filtergeschwindigkeit (0,03 L/s/m² RBF Kaster vs. 0,015 L/s/m² RBF Altendorf) die Erklärung für diese Unterschiede gesehen.

Zusätzlich zu den großtechnischen Anlagen wurde im Rahmen des Projektes eine Retentionsbodenfilterversuchsanlage, die zur weitergehenden Reinigung von Kläranlagenablauf dient, hygienisch-mikrobiologisch untersucht. Für die meisten hygienisch-mikrobiologischen Parameter konnte eine zusätzliche Reduktion von rund 1 bis 2 Log-Stufen beobachtet werden. Damit erreicht das Verfahren ähnliche bzw. höhere Reduktionsraten wie Verfahren, die als vierte Reinigungsstufe im Kläranlagenprozess diskutiert werden (z. B. UV-Bestrahlung, (PETROSKI und GROBE 2010)). Da Maßnahmen zum Rückhalt von Mikroschadstoffen aus Einleitungen von landwirtschaftlichen Dränagen noch wenig erforscht sind, wurde im Rahmen des Projektes ein Dränagefilter entwickelt, der speziell für den dezentralen Einsatz der vielen kleinen Dränagesysteme im Projektgebiet geeignet sein soll. Das System lässt sich ohne große bauliche Veränderungen in bestehende Systeme einbauen. In Laborversuchen mit verschiedenen Filtermaterialien wurde die Effektivität des Rückhaltes für Mikroorganismen und Spurenstoffe getestet. Für die getesteten Mikroorganismen konnte durchschnittlich eine deutliche Reduktion festgestellt werden, wobei die Schwankungsbreite zwischen 0,0 und 1,8 Log-Stufen lag. Die Spurenstoffe Sufadiazin und MCPA konnten durch den Filter zu über 99 % zurück gehalten werden. Somit bietet der neu entwickelte Dränagefilter großes Potential, die Belastung der Fließgewässer durch Mikroschadstoffe aus Dränageeinleitungen deutlich zu reduzieren.

7 Din-Normen

DIN 38404-5 (2009): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Physikalische und physikalisch-chemische Kenngrößen (Gruppe C) - Teil 5: Bestimmung des pH-Werts (C 5)

DIN 38406 - 5 (1993): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Kationen (Gruppe E); Bestimmung des Ammonium-Stickstoffs (E 5)

DIN 38407-36 (2014): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Gemeinsam erfassbare Stoffgruppen (Gruppe F) - Teil 36: Bestimmung ausgewählter Pflanzenschutzmittelwirkstoffe und anderer organischer Stoffe in Wasser - Verfahren mittels Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie und massenspektrometrischer Detektion (HPLC-MS/MS bzw. -HRMS) nach Direktinjektion (F 36)

DIN 38409-1 (1987): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H); Bestimmung des Gesamttrockenrückstandes, des Filtratrockenrückstandes und des Glührückstandes (H 1)

DIN 38409-2 (1987): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H); Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe und des Glührückstandes (H 2)

DIN 38409-7 (2005): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H) - Teil 7: Bestimmung der Säure- und Basekapazität (H 7)

DIN EN 1484 (1997): Wasseranalytik - Anleitungen zur Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC)

DIN EN 25663 (1993): Wasserbeschaffenheit; Bestimmung des Kjeldahl-Stickstoffs; Verfahren nach Aufschluß mit Selen

DIN EN 26461-2 (1993): Wasserbeschaffenheit; Nachweis und Zählung der Sporen sulfitreduzierender Anaerobier (Clostridien) - Teil 2: Membranfiltrationsverfahren (ISO 6461-2:1986), Deutsche Fassung

DIN EN 27888 (1993): Wasserbeschaffenheit; Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit

DIN EN ISO 10304 – 4 (2009): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von gelösten Anionen mittels Flüssigkeits-Ionenchromatographie - Teil 1: Bestimmung von Bromid, Chlorid, Fluorid, Nitrat, Nitrit, Phosphat und Sulfat

DIN EN ISO 10705-2 (2002): Wasserbeschaffenheit - Nachweis und Zählung von Bakteriophagen - Teil 2: Zählung von somatischen Coliphagen (ISO 10705-2:2000), Deutsche Fassung

DIN EN ISO 11885 (2009): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von ausgewählten Elementen durch induktiv gekoppelte Plasma-Atom-Emissionsspektrometrie (ICP-OES)

DIN EN ISO 14911 (1999): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung der gelösten Kationen Li⁺, Na⁺, NH₄⁺, K⁺, Mn²⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Sr²⁺ und Ba²⁺ mittels Ionenchromatographie - Verfahren für Wasser und Abwasser.

DIN EN ISO 15681-1 (2005): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von ortho-Phosphat und Gesamtphosphor mittels Fließanalytik (FIA und CFA) - Teil 1: Verfahren mittels Fließinjektionsanalyse (FIA)

DIN EN ISO 15913 (2003): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von ausgewählten Phenoxalkancarbonsäure-Herbiziden, einschließlich Bentazon und Hydroxynitrilen mittels Gaschromatographie und massenspektrometrischer Detektion nach Fest-Flüssig-Extraktion und Derivatisierung

DIN EN ISO 7899-1 (1998): Wasserbeschaffenheit - Nachweis und Zählung von intestinalen Enterokokken in Oberflächenwasser und Abwasser - Teil 1: Miniaturisiertes Verfahren durch Animpfen in Flüssigmedium (MPN-Verfahren) (ISO 7899-1:1998)

DIN EN ISO 7899-2 (2000): Wasserbeschaffenheit - Nachweis und Zählung von intestinalen Enterokokken - Teil 2: Verfahren durch Membranfiltration (ISO 7899-2:2000), Deutsche Fassung

DIN EN ISO 9308-1 (2012): Wasserbeschaffenheit - Zählung von *Escherichia coli* und coliformen Bakterien - Teil 1: Membranfiltrationsverfahren für Wässer mit niedriger Begleitflora

DIN ISO 14189 (2013): Wasserbeschaffenheit - Zählung von *Clostridium perfringens* - Verfahren mittels Membranfiltration (ISO 14189:2013)

DIN ISO 6579 (1993): Mikrobiologie von Lebensmitteln und Futtermitteln - Horizontales Verfahren zum Nachweis von *Salmonella* spp.

DIN ISO 9308-1 (1998): Wasserbeschaffenheit - Nachweis und Zählung von *Escherichia coli* und coliformen Bakterien in Oberflächenwasser und Abwasser - Teil 3: Miniaturisiertes Verfahren durch Animpfen in Flüssigmedium (MPN-Verfahren) (ISO 9308-3:1998)

EPA Mtehod 1623: Cryptosporidium and Giardia in Water by Filtration/IMS/FA

ISO 15553 (2006): Water Quality – Isolation and identification of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts from water.

8 Literatur

- ABWV (1997): Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer.
- AGA (1991): Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer.
- AHMED, W., HUYGENS, F., GOONETILLEKE, A. und GARDNER, T. (2008): Real-time PCR detection of pathogenic microorganisms in roof-harvested rainwater in Southeast Queensland, Australia. *Applied and environmental microbiology* 74(17), 5490-5496.
- ALTMANN, J., REHFELD, D., TRÄDER, K., SPERLICH, A. und JEKEL, M. (2016): Combination of granular activated carbon adsorption and deep-bed filtration as a single advanced wastewater treatment step for organic micropollutant and phosphorus removal. *Water research* 92, 131-139.
- ARGE_RETENTIONSBODENFILTER (2013): Betriebsoptimierung von Retentionsbodenfiltern im Mischsystem. 105 Seiten, Aachen.
- ARVANITIDOU, M., STATHOPOULOS, G., CONSTANTINIDIS, T. und KATSOUYANNOPOULOS, V. (1995): The occurrence of Salmonella, Campylobacter and Yersinia spp. in river and lake waters. *Microbiological research* 150(2), 153-158.
- BADEGEWVO (2007): Verordnung über die Qualität und die Bewirtschaftung der Badegewässer (Badegewässerverordnung) vom 11. Dezember 2007.
- BERNEY, M., HAMMES, F., BOSSHARD, F., WEILENMANN, H.-U. und EGLI, T. (2007): Assessment and interpretation of bacterial viability by using the LIVE/DEAD BacLight Kit in combination with flow cytometry. *Applied and environmental microbiology* 73(10), 3283-3290.
- BISCHOFF und FEUERPFIL, I. (2001): Belastungen von Trinkwassertalsperren und ihrem Einzugsgebiet mit Parasiten und ausgewählten potentiell pathogenen Bakterien als hygienischen Risiko bei der Trinkwasseraufbereitung. *Umweltmedizinischer Informationsdienst* 1(3 -11).
- BLANN, K.L., ANDERSON, J.L., SANDS, G.R. und VONDRACEK, B. (2009): Effects of agricultural drainage on aquatic ecosystems: a review. *Critical reviews in environmental science and technology* 39(11), 909-1001.
- BUNDESUMWELTAMT (2017): Umweltprobenbank des Bundes Abgerufen unter: <https://www.umweltprobenbank.de> (15. 01. 2017).
- CHAN, K.F., LE TRAN, H., KANENAKA, R.Y. und KATHARIOU, S. (2001): Survival of Clinical and Poultry-Derived Isolates of Campylobacter jejuni at a Low Temperature (4°C). *Applied and environmental microbiology* 67(9), 4186-4191
- CHHETRI, R.K., FLAGSTAD, R., MUNCH, E.S., HØRNING, C., BERNER, J., A., K.-O., THORNBERG, D. und ANDERSEN, H.R. (2015): Full scale evaluation of combined sewerover-flows disinfection using performic acid in a sea-outfall pipe. *Chemical Engineering Journal* 270, 133-139.
- CHRISTOFFELS, E. (2008): Monitoring und Modellanwendung – Entwicklung eines Immissionsinventars am Beispiel der Erft. *Erftverband*, Bergheim 239 S.
- CREMER, N. (2015): Chloridazon-Metaboliten im Grundwasser am Niederrhein - Konzentrationsniveau, Ursachen und Anwendungsbeschränkungen. *energie wasser praxis* 9, 10 - 18.

- DE GELDER, L., WILLIAMS, J.J., PONCIANO, J.M., SOTA, M. und TOP, E.M. (2008): Adaptive plasmid evolution results in host-range expansion of a broad-host-range plasmid. *Genetics* 178, 2179-2190.
- DE RIDDER, D.J. (2012): Adsorption of organic micropollutants onto activated carbon and zeolites. *Water management academic press*.
- DOUDNEY, C.O. (1976): Mutation in Ultraviolet Light —Damaged Microorganisms in: Shih-Yi, W. *Photochemistry and Photobiology of Nucleic Acids. Volume II*. pp. 309-374, Academic press, London.
- ECDC, (EUROPEAN CENTRE FOR DISEASE PREVENTION AND CONTROL) (2007): Annual epidemiological report on communicable diseases in Europe: Report on the status of communicable diseases in the EU and EEA/EFTA countries. Seiten, Stockholm.
- ERFTVERBAND (2012): Masterplan Abwasser 2025: Strategie für nachhaltige Abwasserreinigung. *Erftverband*, Bergheim.
- ERFVERBAND (2016): Untersuchung des Filtermaterials von Retentionsbodenfiltern (RBF) zur Überprüfung der Langzeitbelastung *unveröffentlicht*, Bergheim.
- EU-BADEGEWRL (2006): RICHTLINIE 2006/7/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG.
- EVANS, C., COOMBES, P. und DUNSTAN, R. (2006): Wind, rain and bacteria: The effect of weather on the microbial composition of roof-harvested rainwater. *Water research* 40(1), 37-44.
- EXNER, M. und GORNIK, V. (2004): Durch Trinkwasser übertragene parasitäre Zoonosen. *Bundesgesundheitsblatt-Gesundheitsforschung-Gesundheitsschutz* 47(7), 698-704.
- EYLES, R., NIYOGI, D., TOWNSEND, C., BENWELL, G. und WEINSTEIN, P. (2003): Spatial and temporal patterns of contamination underlying public health risk in the Taieri River, New Zealand. *Journal of Environmental Quality* 32(5), 1820-1828.
- FAHLENKAMP, H., NÖTHE, T., NOWOTNY, N., RIES, T., HANNICH, C., PEULEN, C., KUHNJOERESSEN, S. und VON SONNTAG, C. (2006): Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen, Teil 2. *Universität Dortmund, für das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen*.
- FEUERPFIL, I., LOPEZ-PILA, J., SCHMIDT, R., SCHNEIDER, E. und SZEZYK, R. (1999): Antibiotikaresistente Bakterien und Antibiotika in der Umwelt. *Bundesgesundheitsblatt-Gesundheitsforschung-Gesundheitsschutz* 42(1), 37-50.
- FRECHEN, F.-B. (2010): Retentionsbodenfilter in Hessen. *Wasser • Abwasser • Umwelt* 29, 245 S.
- GIMBEL (1998): Neue Erkenntnisse zur weitergehenden Partikelentfernung. *gwf Wasser Abwasser* 139, 43 - 50.
- GRABOW, W., HOLTZHAUSEN, C.S. und DE VILLIERS, J.C. (1993): Research on Bacteriophages as Indicators of Water Quality, 1 January 1990 to 31 December 1992: Final Report. *Water Research Commission*.

- GREENAN, C.M., MOORMAN, T.B., KASPAR, T.C., PARKIN, T.B. und JAYNES, D.B. (2006): Comparing carbon substrates for denitrification of subsurface drainage water. *Journal of Environmental Quality* 35(3), 824-829.
- GULLBERG E., ALBRECHT, L.M., KARLSSON, C., SANDEGREN, L. und ANDERSSON, D.I. (2014): Selection of a multidrug resistance plasmid by sublethal levels of antibiotics and heavy metals. *mBio* 5(5), 1914-1918.
- HAGENDORF, U., DIEHL, K., FEUERPFEL, I., HUMMEL, A., SZEZYK, R. und LOPÉZ-PILA, J. (2002): Ergebnisse mikrobiologischer Untersuchungen bei der Abwasserbehandlung. Bewachsene Bodenfilter und ihre seuchenhygienische Bewertung. *Umweltbundesamt, Dessau* 126 S.
- HARWOOD, V.J., LEVINE, A.D., SCOTT, T.M., CHIVUKULA, V., LUKASIK, J., FARRAH, S.R. und ROSE, J.B. (2005): Validity of the indicator organism paradigm for pathogen reduction in reclaimed water and public health protection. *Applied and environmental microbiology* 71(6), 3163-3170.
- HOLSTEN, B., BEDNAREK, A., FIER, A., FOHRER, N., HECKRATH, G., HÖPER, H., HUGENSCHMIDT, C., KJÆRGAARD, C., KRAUSE, B. und LITZ, N. (2012b): Potentiale für den Einsatz von Nährstoff-Filterssystemen in Deutschland zur Verringerung der Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 56(1), 4-15.
- HUNTER, P. (2003): Climate change and waterborne and vector-borne disease. *Journal of Applied Microbiology* 94(s1), 37-46.
- JAMIESON, R., GORDON, R., SHARPLES, K., STRATTON, G. und MADANI, A. (2002): Movement and persistence of fecal bacteria in agricultural soils and subsurface drainage water: A review. *Canadian Biosystems Engineering* 44(1), 1-9.
- JAYNES, D., COLVIN, T., KARLEN, D., CAMBARDELLA, C. und MEEK, D. (2001): Nitrate loss in subsurface drainage as affected by nitrogen fertilizer rate. *Journal of Environmental Quality* 30(4), 1305-1314.
- JONES, K. (2001): Campylobacters in water, sewage and the environment. *Journal of Applied Microbiology* 90(6), 68-79.
- JUSOH, A., HARTINI, W. und ENDUT, A. (2011): Study on the removal of pesticide in agricultural run off by granular activated carbon. *Bioresource Technology* 102(9), 5312-5318.
- KAHLE, P. und MEHL, D. (2014): Nitratausträge über Dränung landwirtschaftlich genutzter Böden in Mecklenburg-Vorpommern - Fallstudien. *Korrespondenz Abwasser, Abfall* 7(4), 198 - 205.
- KELSEY, R.H., SCOTT, G.I., PORTER, D.E., THOMPSON, B. und WEBSTER, L. (2003): Using multiple antibiotic resistance and land use characteristics to determine sources of fecal coliform bacterial pollution. *Environmental Monitoring and Assessment* 81, 337-348.
- KISTEMANN, T., DANGENDORF, F., KOCH, C., FISCHER, R. und EXNER, M. (1998): Mikrobielle Belastung von Trinkwasser talsperren-Zuläufen in Abhängigkeit vom Einzugsgebiet. *gwf Wasser Abwasser* 139, 17 - 22.
- KISTEMANN, T., KOCH, C., CLAßEN, T., RECHENBURG, A., KRAMER, F., HERBST, F., FRANKE, C., RIND, E., HÖSER, C., EXNER, M., CHRISTOFFELS, E., KRUMP, R., WILLKOMM, M., THORMANN, D., HILLER, A. und LINDNER, W. (2009): Mikrobielle Fließgewässerbelastungen durch abwassertechnische Anlagen und diffuse Einträge. *Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW*.

- KÖNIG, R. (2002): Abwasserdesinfektion mittels UV-Licht - „Renaturierung“ der Oberen Isar als Badegewässer. *Kurzfassung*.
- LANUV NRW, (LANDESAMT FÜR NATUR-, UMWELT- UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN) (2007): Eintrag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt - Literaturstudie. , *Fachbericht 2*. 269 Seiten, Recklinghausen.
- MCDOWELL, R., SHARPLEY, A. und BOURKE, W. (2008): Treatment of drainage water with industrial by-products to prevent phosphorus loss from tile-drained land. *Journal of Environmental Quality* 37(4), 1575-1582.
- MERTENS, F.M., BRUNSCH, A.F., WUNDERLICH-PFEIFFER, J., CHRISTOFFELS, E., KISTEMANN, T. und SCHREIBER, C. (2017): Mikroschadstoffe im eingeleiteten Wasser aus einem Regenwasserkanal im Einzugsgebiet der Swist. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 10(3), 145 - 150.
- MERTENS, F.M., CHRISTOFFELS, E., SCHREIBER, C. und KISTEMANN, T. (2012): Rückhalt von Arzneimitteln und Mikroorganismen am Beispiel des Retentionsbodenfilters Altendorf. *Korrespondenz Abwasser Abfall* 59(12), 1137 - 1143.
- MKULNV, (MINISTERIUM FÜR KLIMASCHUTZ, UMWELT, LANDWIRTSCHAFT, NATUR- UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN) (2015a): Retentionsbodenfilter. Handbuch für Planung, Bau und Betrieb. Düsseldorf, Germany 86 S.
- MKULNV, (MINISTERIUM FÜR KLIMASCHUTZ, UMWELT, LANDWIRTSCHAFT, NATUR- UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN) (2015b): Vom Programm „Reine Ruhr“ zur Strategie einer nachhaltigen Verbesserung der Gewässer- und Trinkwasserqualität in Nordrhein-Westfalen
- MOORE, R., TAYLOR, D., REDDY, M. und STURMAN, L. (1982): Adsorption of reovirus by minerals and soils. *Applied and environmental microbiology* 44(4), 852-859.
- MURL, (MINISTERIUM FÜR UMWELT RAUMORDNUNG UND LANDWIRTSCHAFT (1998): Niederschlagswasserbeseitigung gemäß § 51a des Landeswassergesetzes RdErl. d. Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft IV B 5 - 673/2-29010 / IV B 6 - 031 002 0901 v. 18.5.1998.
- OBIRI-DANSO, K. und JONES, K. (1999): Distribution and seasonality of microbial indicators and thermophilic campylobacters in two freshwater bathing sites on the River Lune in northwest England. *Journal of Applied Microbiology* 87(6), 822-832.
- OGewV (2016): Oberflächengewässerverordnung vom 18. März 2016 (BGBl. I S. 1429).
- ORB, R. (2012): Rückhalt hygienerelevanter Bakterien in mischwasserbeschickten Retentionsbodenfiltern – Konstruktive Hinweise., KIT Karlsruher Institut für Technologie, Karlsruhe
- PAYMENT, P. und FRANCO, E. (1993): Clostridium perfringens and somatic coliphages as indicators of the efficiency of drinking water treatment for viruses and protozoan cysts. *Applied and environmental microbiology* 59(8), 2418-2424.
- PETROSKI, K. und GROBE, S. (2010): Bewertung der Leistungsfähigkeit von vier Retentionsbodenfiltern hinsichtlich der Rückhaltung hygienisch relevanter Mikroorganismen. , *IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser*. 91 Seiten, Mülheim an der Ruhr.

- QURESHI, A. und DUTKA, B. (1979): Microbiological studies on the quality of urban stormwater runoff in southern Ontario, Canada. *Water research* 13(10), 977-985.
- RECHENBURG, A. und KISTEMANN, T. (2009): Sewage effluent as a source of *Campylobacter* sp. in a surface water catchment. *International journal of environmental health research* 19(4), 239-249.
- RECHENBURG, A., KOCH, C., CLAßEN, T. und KISTEMANN, T. (2006): Impact of sewage treatment plants and combined sewer overflow basins on the microbiological quality of surface water. *Water Science and Technology* 54(3), 95-99.
- RIZZO, L., MANAIA, C., MERLIN, C., SCHWARTZ, T., DAGOT, C., PLOY, M., MICHAEL, I. und FATTA-KASSINOS, D. Urban wastewater treatment plants as hotspots for antibiotic resistant bacteria and genes spread into the environment: a review. *Science of the Total Environment* 477, 345-360.
- ROSE, J.B. und BOTZENHART, K. (1990): Cryptosporidium und Giardia im Wasser – Nachweisverfahren, Häufigkeit und Bedeutung als Krankheitserreger. *gwf Wasser Abwasser* 131(10), 563 - 572.
- RUDOLPH, K.-U., OBERG, C. und T., N. (1993): Stand der Technik bei der Desinfektion von Abwasser und Schwerpunkte der Forschung. *Wasser • Abwasser • Umwelt* 134(1), 1 - 9.
- SAVILL, M., HUDSON, J., BALL, A., KLENA, J., SCHOLES, P., WHYTE, R., MCCORMICK, R. und JANKOVIC, D. (2001): Enumeration of *Campylobacter* in New Zealand recreational and drinking waters. *Journal of Applied Microbiology* 91(1), 38-46.
- SCHEURER, M., HEß, S., LÜDDEKE, F., SACHER, F., GÜDE, H., LÖFFLER, H. und GALLERT, C. (2015): Removal of micropollutants, facultative pathogenic and antibiotic resistant bacteria in a full-scale retention soil filter receiving combined sewer overflow. *Environmental Sciences: Processes and Impacts* 17(1), 186-196.
- SCHLUEP, M., THORMANN, M., HÄNER, A., GÄLLI, R. und STUCKI, G. (2006): Organische Mikroverunreinigungen und Nährstoffe -Eine Standortbestimmung für die Siedlungswasserwirtschaft. Seiten, Bern.
- SCHREIBER, C. (2011): Einträge, Vorkommen, Verbreitung und gesundheitliche Bedeutung antibiotikaresistenter Bakterien in Abwasser und Gewässern - Ein sozial-ökologischer Beitrag zur Geographischen Gesundheitsforschung. *Dissertation, Universität Bonn*.
- SCHREIBER, C. und KISTEMANN, T. (2010): Die Berücksichtigung von Aspekten des Gesundheitsschutzes und der Gesundheitsförderung im modernen Gewässermanagement. *Hygiene und Medizin* 35(10), 352 - 360.
- SCHREIBER, C., KISTEMANN, T., RUPPELT, J. und TONDERA, K. (2017): Reduction of micro-organisms in combined sewer overflow by passage through vertical-flow constructed wetlands (retention soil filters). *Conference Poster: MICROBIOLOGY AND INFECTION, 5-8 .03.2017, Würzburg*.
- SCHREIBER, C., RECHENBURG, A., KOCH, C., CHRISTOFFELS, E., CLAßEN, T., WILLKOMM, M., MERTENS, F.M., BRUNSCH, A., HERBST, S., RIND, E. und KISTEMANN, T. (2016): Two decades of system-based hygienic-microbiological research in Swist river catchment (Germany). *Environmental Earth Sciences* 75(21), 1393.
- SCHREIBER, C., VÖLKER, S., WIENAND, I. und KISTEMANN, T. (2011): Chancen für die Gesundheit im neuen Gewässermanagement. *Das Gesundheitswesen* 73(6), 344 - 345.

- SCHULZE, E. (1996): Hygienisch-mikrobiologische Wasseruntersuchungen. Methoden der biologischen Wasseruntersuchung 1. Jena.
- SELINKA, H.-C., BOTZENHART, K., FEUERPFEL, I., PUCHERT, W., SCHMOLL, O., SZEWZYK, R. und WILLMITZER, H. (2011): Nachweis von viren im rohwasser als grundlage einer risikoabschätzung. *Bundesgesundheitsblatt-Gesundheitsforschung-Gesundheitsschutz* 54(4), 496-504.
- STRINGER, S.C., CARTER, A.T., WEBB, M.D., WACHNICKA, E., CROSSMAN, L.C., SEBAIHIA, M. und PECK, M.W. (2013): Genomic and physiological variability within Group II (non-proteolytic) *Clostridium botulinum*. *BMC Genomics* 14(1), 333.
- SWIST I (2001): Untersuchungen zur mikrobiellen Fließgewässerbelastung durch Kläranlagen. *Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn*. Seiten, Bonn.
- SWIST II (2004): Untersuchungen zur mikrobiellen Fließgewässerbelastung durch Regenentlastungen der Mischkanalisation am Beispiel der Swist. *Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn / Erftverband*. 197 Seiten, Bonn / Bergheim.
- SWIST III (2007): Mikrobielle Belastung der Fließgewässer aus diffusen Eintragspfaden am Beispiel der Swist. *Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn / Erftverband*. 124 Seiten, Bonn / Bergheim.
- SWIST IV (2012): Überprüfung und Bewertung von Maßnahmen zur Reduzierung der chemisch-physikalischen und hygienisch-mikrobiologischen Belastungen von Fließgewässern am Beispiel der Swist. *Erftverband, and Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn im Auftrag des MKULNV NRW*. 113 Seiten, Bergheim / Bonn.
- TAPES (2016): Transnational Action Program On Emerging Sunstances - Final Project Report. Seiten,
- TRINKWV (2001): Verordnung zur Novellierung der Trinkwasserverordnung vom Mai 2001; Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch. In, Bundesgesetzblatt Teil 1 Nr 24. Bonn.
- UHL, M., MANG, J., MAUS, C. und GROTEHUSMANN, D. (2008): Untersuchungen zur Reinigungsleistung von Retentionsbodenfiltern. *11. Regenwassertage (DWA)*, 1/24 - 23/24.
- ULRICH, U., SCHULZ, F., HUGENSCHMIDT, C. und FOHRER, N. (2012): Vergleichende Messungen zu Herbizidausträgen auf drei unterschiedlichen Größenskalen. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 4_6, 215 - 228.
- WALDHOFF, A. (2008): Hygienisierung von Mischwasser in Retentionsbodenfiltern (RBF), Kassel.
- ZACHARIAS, N., KISTEMANN, T. und SCHREIBER, C. (2015): Application of flow cytometry and PMA-qPCR to distinguish between membrane intact and membrane compromised bacteria cells in an aquatic milieu. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 218(8), 714-722.
- ZAHOOR, M. (2013): Removal of Pesticides from Water Using Granular Activated Carbon and Ultrafiltration Membrane—A Pilot Plant Study. *Journal of Encapsulation and Adsorption Sciences* 2013.
- ZHUANG, J. und JIN, Y. (2003): Virus Retention and Transport as Influenced by Different Forms of Soil Organic Matter. *Journal of Environmental Quality* 32(3), 816-823.

9 Anhang

Tabelle A1: Konzentrationen der untersuchten hygienisch-mikrobiologischen Parameter im eingeleitet Niederschlagswasser des Trennkansystems am RRB Merl (Meckenheim)

Trennkanaal	Einheit	Minimum	Median	Maximum	Gültige N
<i>C. perfringens</i>	KBE/100 mL	10	1.319	13.000	14
<i>Campylobacter</i> spp.	Zellen/100mL	10.000	≥ 100.000	≥ 100.000	12
Coliforme Bakterien	KBE/100 mL	873.874	10.090.909	42.220.000	14
<i>E. coli</i> (Direktansatz)	KBE/100 mL	10.000	85.909	1.100.000	14
<i>E. coli</i> (MPN)	MPN/100 mL	22.500	111.350	536.800	14
Somatische Coliphagen	PBE/100 mL	100	1.825	8.530	14
Enterokokken	MPN/100 mL	311	16.880	72.310	14
Koloniezahl 20 °C	KBE/1 mL	12.973	245.451	869.280	14
Koloniezahl 36 °C	KBE/1 mL	12.342	235.856	763.240	14
sulfitreduzierende Sporenbild. Anaerobier (<i>Clostridium</i> spp.)	KBE/100 mL	11	1.455	18.000	14
<i>Cryptosporidium</i> spp.	Oozyszen/100L	<2,2	n.a.	<100	12
<i>Giardia lamblia</i>	Zysten/100L	2,3	37,5	880	7 (12)
<i>Salmonella</i> spp.	Nachweis in 100mL	12 negativ in 100ml, 2 positiv in 100 ml			14

Tabelle A2: Konzentrationen der untersuchten hygienisch-mikrobiologischen Parameter im Dränagewasser

Dränage	Einheit	Minimum	Median	Maximum	Gültige N
<i>C. perfringens</i>	KBE/100 mL	0	27 (n=5)	2.500	10
<i>Campylobacter</i> spp.	Zellen/100mL	0	10	≥ 100	8
Coliforme Bakterien	KBE/100 mL	118	19.547	108.020	10
<i>E. coli</i> (Direktansatz)	KBE/100 mL	2	104	15.909	10
<i>E. coli</i> (MPN)	MPN/100 mL	< 15	42	18.563	10
Somatische Coliphagen	PBE/100 mL	0	1	160	10
Enterokokken	MPN/100 mL	0	19	179	10
Koloniezahl 20 °C	KBE/1 mL	2.182	14.839	448.182	10
Koloniezahl 36 °C	KBE/1 mL	100	8.424	100.631	10
sulfitreduzierende sporenbild. Anaerobier (<i>Clostridium</i> spp.)	KBE/100 mL	<10	33	2.800	10
<i>Cryptosporidium</i> spp.	Oocysten/100L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
<i>Giardia lamblia</i>	Zysten/100L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
<i>Salmonella</i> spp.	Nachweis in 100mL	8 negativ in 100ml, 0 positiv in 100 ml			8

n.b. = nicht bestimmt

Tabelle A3: Konzentrationen der untersuchten hygienisch-mikrobiologischen Parameter im Zulauf und Ablauf des Retentionsbodenfilters in Bedburg -Kaster

RBF-Zulauf	Einheit	Minimum	Median	Maximum	Gültige N
<i>C. perfringens</i>	KBE/100 mL	100	12.000	145.454	24
<i>Campylobacter</i> spp.	Zellen/100mL	≥ 10.000	≥ 100.000	≥ 10.000.000	23
Coliforme Bakterien	KBE/100 mL	1.333.300	4.181.000	12.000.000	24
<i>E. coli</i> (Direktansatz)	KBE/100 mL	216.220	620.000	6.360.000	24
<i>E. coli</i> (MPN)	MPN/100 mL	180.000	783.050	4.261.000	24
Somatische Coliphagen	PBE/100 mL	8.000	51.550	269.000	24
Enterokokken	MPN/100 mL	46.690	185.900	980.000	24
Koloniezahl 20 °C	KBE/1 mL	38.739	622.437	2.124.330	24
Koloniezahl 36 °C	KBE/1 mL	43.243	423.465	1.698.200	24
sulfitreduzierende sporenbild. Anaerobier (<i>Clostridium</i> spp.)	KBE/100 mL	100	13.000	43.640	24
<i>Cryptosporidium</i> spp.	Oozyszen/100L	< 2,3	n.a.	< 100	24
<i>Giardia lamblia</i>	Zysten/100L	61	1.200	28.000	24
<i>Salmonella</i> spp.	Nachweis in 100mL	0 negativ in 100ml, 23 positiv in 100 ml			23

n.a. = nicht auswertbar

Tabelle A3: Fortsetzung

RBF-Ablauf	Einheit	Minimum	Median	Maximum	Gültige N
<i>C. perfringens</i>	KBE/100 mL	46	309	3.180	24
<i>Campylobacter</i> spp.	Zellen/100mL	< 10	≥ 10.000	≥ 10.000	23
Coliforme Bakterien	KBE/100 mL	10	149.091	2.288.288	25
<i>E. coli</i> (Direktansatz)	KBE/100 mL	10	43.000	390.000	25
<i>E. coli</i> (MPN)	MPN/100 mL	< 15	50.025	820.670	25
Somatische Coliphagen	PBE/100 mL	500	3.050	22.800	25
Enterokokken	MPN/100 mL	< 15	7.416	306.000	25
Koloniezahl 20 °C	KBE/1 mL	100	8752	1.300.000	25
Koloniezahl 36 °C	KBE/1 mL	100	6.171	170.000	25
sulfitreduzierende sporenbild. Anaerobier (<i>Clostridium</i> spp.)	KBE/100 mL	73	436	4.270	25
<i>Cryptosporidium</i> spp.	Oozyszen/100L	0	n.a.	<40	25
<i>Giardia lamblia</i>	Zysten/100L	<2,2	48	1.920	25
<i>Salmonella</i> spp.	Nachweis in 100mL	4 negativ in 100ml, 19 positiv in 100 ml			23

n.a. = nicht auswertbar

Tabelle A4: Konzentrationen der untersuchten hygienisch-mikrobiologischer Parameter im Zulauf zur RBF-Versuchsanlage, welcher dem Ablauf der Kläranlage Rheinbach entspricht.

Versuchsanlage Zulauf	Einheit	Minimum	Median	Maximum	Gültige N
<i>C. perfringens</i>	KBE/100 mL	5	45	320	13
<i>Campylobacter</i> spp.	Zellen/100mL	100	> 1.000	> 1.000	14
Coliforme Bakterien	KBE/100 mL	2.181	9.178	518.000	14
<i>E. coli</i> (Direktansatz)	KBE/100 mL	455	1.850	52.730	14
<i>E. coli</i> (MPN)	MPN/100 mL	599	2.040	248.000	14
Somatische Coliphagen	PBE/100 mL	12	520	1.880	14
Enterokokken	MPN/100 mL	119	402	5.368	14
Koloniezahl 20 °C	KBE/1 mL	191	622	11.617	14
Koloniezahl 36 °C	KBE/1 mL	170	614	7.192	14
sulfitreduzierende sporenbild. Anaerobier (<i>Clostridium</i> spp.)	KBE/100 mL	5	46	430	14
<i>Cryptosporidium</i> spp.	Oozysten/100L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
<i>Giardia lamblia</i>	Zysten/100L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
<i>Salmonella</i> spp.	Nachweis in 100mL	11 negativ in 100ml, 2 positiv in 100 ml			14

n.b. = nicht bestimmt

Tabelle A5: Konzentration en der untersuchten hygienisch- mikrobiologischer Parameter im Ablauf von Filtersäule 1 der RBF-Versuchsanlage

Versuchsanlage Filter 1	Einheit	Minimum	Median	Maximum	Gültige N
<i>C. perfringens</i>	KBE/100 mL	0	2	8	14
<i>Campylobacter</i> spp.	Zellen/100mL	1	10	> 100	14
Coliforme Bakterien	KBE/100 mL	12	464	2.000	14
<i>E. coli</i> (Direktansatz)	KBE/100 mL	0	10	378	14
<i>E. coli</i> (MPN)	MPN/100 mL	< 15	< 15	951	14
Somatische Coliphagen	PBE/100 mL	0	0	10	14
Enterokokken	MPN/100 mL	< 15	< 15	117	14
Koloniezahl 20 °C	KBE/1 mL	69	290	4.842	14
Koloniezahl 36 °C	KBE/1 mL	66	220	3.035	14
sulfitreduzierende sporenbild. Anaerobier (<i>Clostridium</i> spp.)	KBE/100 mL	0	13	76	14
<i>Cryptosporidium</i> spp.	Oozysten/100L	n.b.	n.b.	n.b.	0
<i>Giardia lamblia</i>	Zysten/100L	n.b.	n.b.	n.b.	0
<i>Salmonella</i> spp.	Nachweis in 100mL	14 negativ in 100ml, 0 positiv in 100 ml			14

n.b. = nicht bestimmt

Tabelle A6: Konzentrationen der untersuchten hygienisch-mikrobiologischer Parameter im Ablauf von Filtersäule 2 der RBF-Versuchsanlage

Versuchsanlage Filter 2	Einheit	Minimum	Median	Maximum	Gültige N
<i>C. perfringens</i>	KBE/100 mL	1	1	64	14
<i>Campylobacter</i> spp.	Zellen/100mL	1	10	> 100	14
Coliforme Bakterien	KBE/100 mL	10	94	857	14
<i>E. coli</i> (Direktansatz)	KBE/100 mL	0	9	227	14
<i>E. coli</i> (MPN)	MPN/100 mL	< 15	< 38	2.040	14
Somatische Coliphagen	PBE/100 mL	0	1	8	14
Enterokokken	MPN/100 mL	10	27	163	14
Koloniezahl 20 °C	KBE/1 mL	16	125	643	14
Koloniezahl 36 °C	KBE/1 mL	10	146	463	14
sulfitreduzierende sporenbild. Anaerobier (<i>Clostridium</i> spp.)	KBE/100 mL	1	11	115	13
<i>Cryptosporidium</i> spp.	Oozysten/100L	n.b.	n.b.	n.b.	0
<i>Giardia lamblia</i>	Zysten/100L	n.b.	n.b.	n.b.	0
<i>Salmonella</i> spp.	Nachweis in 100mL	13 negativ in 100ml, 0 positiv in 100 ml			13

n.b. = nicht bestimmt

Tabelle A7: Konzentrationen der untersuchten hygienisch-mikrobiologischen Parameter in den in den verschiedenen Filterschicht-Tiefen der Filtersäulen 1 und 2 der RBF-Versuchsanlage.

Pilotanlage Filter 1	Einheit	Minimum	Median	Maximum	Gültige N
<i>Stufe 1.1 – 0,1m</i>					
<i>E. coli</i> (MPN)	MPN/100 mL	58	760	13.864	11
Somatische Coliphagen	PBE/100 mL	10	110	313	11
Enterokokken	MPN/100 mL	1	119	1.576	12
<i>Stufe 1.2 – 0,3m</i>					
<i>E. coli</i> (MPN)	MPN/100 mL	< 38	162	14.171	12
Somatische Coliphagen	PBE/100 mL	3	24	1.253	12
Enterokokken	MPN/100 mL	15	38	1.009	12
<i>Stufe 1.3 – 0,75m</i>					
<i>E. coli</i> (MPN)	MPN/100 mL	15	< 38	6.350	12
Somatische Coliphagen	PBE/100 mL	0	2	13	12
Enterokokken	MPN/100 mL	15	< 38	725	12
Pilotanlage Filter 2	Einheit	Minimum	Median	Maximum	Gültige N
<i>Stufe 2.1 – 0,1m</i>					
<i>E. coli</i> (MPN)	MPN/100 mL	412	1.684	16.740	10
Somatische Coliphagen	PBE/100 mL	30	270	670	10
Enterokokken	MPN/100 mL	58	478	2.290	10
<i>Stufe 2.2 – 0,3m</i>					
<i>E. coli</i> (MPN)	MPN/100 mL	38	253	10.790	12
Somatische Coliphagen	PBE/100 mL	5	20	234	12
Enterokokken	MPN/100 mL	30	98	3.500	12
<i>Stufe 2.3 – 0,75m</i>					
<i>E. coli</i> (MPN)	MPN/100 mL	15	50	8.040	12
Somatische Coliphagen	PBE/100 mL	0	1	24	12
Enterokokken	MPN/100 mL	15	< 38	918	12