

Erftverband, Bergheim
und
Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn

Abschlussbericht zum Forschungsprojekt

Überprüfung und Bewertung von Maßnahmen zur
Reduzierung der chemisch-physikalischen und
hygienisch-mikrobiologischen Belastungen von
Fließgewässern am Beispiel der Swist
(2009-2012)

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.-Geogr. Sophie-Bo Heinkel (IHPH)
Prof. Dr. med. Thomas Kistemann (IHPH)
Dr. rer. nat. Ekkehard Christoffels (Erftverband)

unter Mitarbeit von:

Kristine Arndt, B.Sc. geogr. (IHPH)
Osman Altunay (Erftverband)
Regina Brang-Lambrecht (IHPH)
Dipl.-Geoökol. Andrea Franziska Brunsch (Erftverband)
Dipl.-Biol. Uta Gayer (IHPH)
Dipl. Geogr. Sandra Jivcov (IHPH)
Dr. rer. nat. Christoph Koch (IHPH)
Robert Krump (Erftverband)
Dr. rer. nat. Sebastian Völker (IHPH)
Dipl.-Ing. Jens Wunderlich-Pfeiffer (Erftverband)
Nicole Zacharias, B.Sc. biol. (IHPH)

Inhaltsverzeichnis

I.	Abkürzungsverzeichnis	IV
1	Einleitung.....	1
2	Material und Methoden	6
2.1	Untersuchungsgebiet	6
2.2	Probenahmestellen und Monitoringsysteme	8
2.2.1	Trennkanaalsystem	8
2.2.2	Retentionsbodenfilter	10
2.2.3	Gewässerrandstreifen	12
2.2.4	Swist am Gebietsauslass	14
2.3	Probenahme und Analysemethoden.....	15
2.3.1	Vor-Ort Parameter.....	15
2.3.2	Chemisch-physikalische Parameter und Spurenstoffe.....	16
2.3.3	Mikrobiologische Parameter	17
2.4	Verwendete Datenquellen und Software	19
2.5	Statistik, Niederschlagsszenarien und Frachtberechnungen	21
2.5.1	Statistische Berechnungen.....	21
2.5.2	Niederschlagsszenarien	22
2.5.3	Frachtberechnungen	23
3	Ergebnisse.....	24
3.1	Untersuchungsparameter	24
3.2	Hydrologische Situation im Untersuchungszeitraum	25
3.3	Untersuchung Trennkanaalsystem	26
3.3.1	Vor-Ort Parameter.....	26
3.3.2	Chemisch-physikalische Parameter.....	27
3.3.3	Spurenstoffe.....	28
3.3.4	Mikrobiologie	29
3.4	Untersuchung Retentionsbodenfilter.....	31

3.4.1	Vor-Ort Parameter	31
3.4.2	Chemisch-physikalische Parameter.....	32
3.4.3	Spurenstoffe	33
3.4.4	Mikrobiologie	34
3.5	Untersuchung Gewässerrandstreifen	37
3.5.1	Vor-Ort Parameter	37
3.5.2	Chemisch-physikalische Parameter und Spurenstoffe.....	39
3.5.3	Mikrobiologie	41
3.6	Untersuchung Gebietsauslass	45
3.6.1	Vor-Ort Parameter	45
3.6.2	Mikrobiologie	46
3.7	Viehtritte	48
3.8	Gesamtemissionsbilanz.....	48
4	Diskussion.....	54
4.1	Bewertung der Emissionsquellen und des Gebietsauslasses	54
4.2	Wirksamkeit der untersuchten wasserwirtschaftlichen Maßnahmen	57
4.2.1	Retentionsbodenfilter	57
4.2.2	Gewässerrandstreifen	63
4.2.3	Beseitigung von Viehtritten.....	65
4.3	Wirksamkeit anderer Maßnahmen.....	66
4.4	WRRL-Hygienemodul.....	67
4.4.1	Einleitung	67
4.4.2	Hygienische Bewertung von EG-WRRL konformen Maßnahmen (Fact-Sheets).....	71
4.4.3	Internationale Berücksichtigung der Hygiene in der EG-WRRL	72
4.5	Swist-Box	74
4.5.1	Eingangsparameter und Berechnung	74
4.5.2	Beispielberechnungen.....	77
4.5.3	Programmierung der Software.....	80
4.5.4	Anwendung im Einzugsgebiet der Swist.....	80

4.5.5	Plausibilitätsprüfung	86
5	Ausblick.....	88
6	Zusammenfassung	90
7	Din-Normen, Richtlinien und Verordnungen.....	92
8	Literatur	94
9	Anhang	98

I. Abkürzungsverzeichnis

AGA	Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer
ATKIS	Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem
A_{red}	reduzierte Fläche eines Entwässerungsgebietes
BA	Bodenwasserabfluss
BadegewRL	Badegewässerrichtlinie (Richtlinie 2006/7/EG)
BadegewVO NW	Badegewässerverordnung des Landes Nordrhein-Westfalen
BK50	Informationssystem Bodenkarte NRW 1:50.000
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
DIN	Deutsche Industrienorm
DGK 5	Deutsche Grundkarte 1:5.000
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
EG	Europäische Gemeinschaft
EG-WRRL	EG-Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG)
ELAWASIMS	Elektronisches Wasserinformationssystem
EN	Europäische Norm
EZG	Einzugsgebiet
FNU	Formazine Nephelometric Units (Einheit bei der Trübungsmessung)
GRS	Gewässerrandstreifen
Howis Erft	Hochwasserinformationssystem des Erfteinzugsgebietes
HPLC	High Pressure Liquid Chromatography
ICP-MS	Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry
IHPH	Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit
ISO	Internationale Organisation für Normung
KA	Kläranlage
KBE	Koloniebildende Einheiten
MPN	Most Probable Number
MUG	<i>4-Methylumbelliferyl-β-D-glukuronid</i>
MQ	Mittelwasserabfluss
n	Anzahl
MNQ	mittlerer Niedrigwasserabfluss
OA	Oberflächenwasserabfluss
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
PBE	Plauebildende Einheiten
PSM	Pflanzenschutzmittel
R	Korrelationskoeffizient
RBF	Retentionsbodenfilter
RRB	Regenrückhaltebecken

SKU	Stauraumkanal mit untenliegender Entlastung
SPS	Speicherprogrammierbare Steuerung
Spp.	Subspezies
Sig.	Signifikanzniveau
TK	Trennkansystem
TOC	Total Organic Carbon
TrinkwV	Trinkwasserverordnung
TSC-Agar	Tryptose Sulfite Cycloserine Agar
WHO	World Health Organisation
WWJ	Wasserwirtschaftsjahr

1 Einleitung

Im Laufe der letzten Jahrzehnte haben sich einhergehend mit einer verbesserten chemischen Wasserqualität die Ansprüche an Fließgewässer deutlich verändert. Die Flussläufe werden immer mehr als Naherholungsgebiete wahrgenommen und von der 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 Mikroschadstoffen eine zentrale Aufgabe der Gewässerbewirtschaftung. Derartige Mikroverunreinigungen umfassen sowohl anthropogene Spurenstoffe, wie Pflanzenschutzmittel und Arzneiwirkstoffe, als auch hygienisch relevante Mikroorganismen, also mit dem Wasser übertragbare Krankheitserreger (MUNLV 2010). Die Nutzung der Gewässer durch die Bevölkerung beschränkt sich dabei nicht nur auf ausgewiesene Badegewässer, sondern ist an nahezu allen Fließgewässern festzustellen. Das Bewirtschaftungsziel gemäß der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) ist es, zum Schutz und zur Verbesserung der aquatischen Ökosysteme für alle oberirdischen Gewässer den guten ökologischen Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial zu erreichen. Hygienisch-mikrobiologische Kriterien spielen bei den einschlägigen Bewirtschaftungsstrategien eine untergeordnete bzw. gar keine Rolle. Auch die Gefahren durch Spurenstoffe, wie Pflanzenschutz- und Arzneimittel, werden bislang noch zu selten berücksichtigt. Ob der gute ökologische Zustand eines Gewässers gemäß EG-WRRL erreichbar ist, wenn nicht auch ein hygienisch guter und weitgehend spurenstofffreier Zustand verfolgt wird, kann angezweifelt werden.

In der im Juli 2011 in Kraft getretenen Oberflächengewässerverordnung sind erstmals Richtwerte für anthropogene Spurenstoffe in Fließgewässern genannt. Durch die jetzt schon veröffentlichten Vorschläge der ersten Überarbeitung zeichnet sich ab, dass zukünftig für deutlich mehr Spurenstoffe Grenzwerte festgelegt werden. Dies unterstreicht die Aktualität des Themas. 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 KITEMANN 2010, SCHREIBER et al. 2011). Nach den derzeit geltenden Regelungen sind Grenzwerte nur dann festgelegt, wenn das Gewässer für bestimmte Nutzungen ausgewiesen wird, z. B. zur Entnahme von Beregnungswasser für Ackerkulturen (AGA 1991) oder als Badegewässer (BadeGewVO NRW 2007). Allerdings kann man häufig beobachten, dass auch Gewässer, die nicht explizit für eine der oben genannten Nutzungen freigegeben sind, in einer Weise genutzt werden, dass hygienerelevante Merkmale von Bedeutung sind (z. B. Wassersport oder spielende

Kinder). Deshalb ist die Minimierung der mikrobiellen Einträge an allen Fließgewässern sinnvoll.

In den wenigen kohärent durchgeführten Monitoringprogrammen zur Erfassung der Inhaltsstoffe aus Einträgen in die Fließgewässer wurden Spurenstoffe und Mikroorganismen bislang kaum berücksichtigt. Deshalb wurden im Rahmen von mehreren durch das Land Nordrhein-Westfalen geförderten Forschungs- und Entwicklungsvorhaben neben anderen Substanzgruppen Spurenstoffe und mikrobiologische Parameter für viele relevante Eintragspfade in einem Flusseinzugsgebiet untersucht:

- Swist I: Mikrobielle Fließgewässerbelastungen durch Kläranlagen (1999 - 2001)
- Swist II: Mikrobielle Fließgewässerbelastung durch Regenentlastungen der Mischkanalisation (2002 - 2004)
- Swist III: Mikrobielle Fließgewässerbelastung durch diffuse Eintragspfade (2005 - 2007)

Durch die Projekte konnte ein fast lückenloses Emissionsinventar für das komplette Modelleinzugsgebiet der Swist erstellt werden. So konnten Einträge aus Kläranlagenabläufen und Entlastungen von Mischwasserkanalisationen sowie die Einträge aus dem Landschaftswasserhaushalt sowohl qualitativ als auch quantitativ bestimmt werden. Ein in diesen Untersuchungen noch fehlender Eintragspfad stellt das Trennkanalsystem dar. Gerade in der modernen Stadtplanung ist das Trennkanalsystem als Entwässerungsstrategie oftmals das Mittel der Wahl. Im Gegensatz zur Entwässerung über Mischwassersysteme kann so die Einleitung von grobgereinigtem Mischwasser in die Fließgewässer über Entlastungsbauwerke vermieden werden. Außerdem werden die Kläranlagen durch die getrennte Ableitung von Regen- und Schmutzwasser bei Niederschlägen deutlich weniger beansprucht. Allerdings sind Belastungen durch das ungereinigt eingeleitete Regenwasser vor allem hinsichtlich der mikrobiologischen Belastung und der Spurenstoffe noch zu wenig erforscht. Mit der Untersuchung der Einträge aus Einleitungen von Trennkanalsystemen kann die Emissionsbilanz für das untersuchte Einzugsgebiet vervollständigt werden, wodurch auch die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Einzugsgebiete verbessert wird.

Ein Ergebnis der oben genannten Studien ist, dass ein erheblicher Teil der mikrobiellen und chemisch-physikalischen Belastungen von Fließgewässern auf die Einträge aus Mischwassereinleitungen und aus dem Landschaftswasserhaushalt zurückzuführen sind. Im Zuge der Umsetzung der EG-WRRL werden derzeit an vielen Stellen Maßnahmen zur Reduzierung der Belastungen aus diesen Eintragspfaden erwogen (Tabelle A 10, Anhang). Eine in der Fachwelt diskutierte und in den letzten Jahren vermehrt angewendete Maßnahme zur Reduzierung der hydraulischen und stofflichen Belastungen aus Mischwasserentlastungen ist die Behandlung des Abwassers mit Retentionsbodenfiltern. Dabei wird das Mischwasser in einem Becken (meist Regenüberlaufbecken (RÜB)) zunächst

zurückgehalten, wodurch die hydraulische Belastung des aufnehmenden Fließgewässers reduziert wird. Vor der Einleitung in das Fließgewässer wird das Abwasser einem Retentionsbodenfilterbecken zugeführt. Dort sickert das Wasser aus der Mischwasserentlastung durch eine belebte Bodenschicht und wird dadurch sowohl physikalisch gefiltert als auch biochemisch gereinigt (DITTMER 2006). Die Reinigungsleistung von Retentionsbodenfiltern war in der Vergangenheit bereits Gegenstand von Untersuchungen. Veröffentlichungen berichten von Reduktionsleistungen bei Nährstoffen durch Retentionsbodenfilter zwischen 75 % und 98 % (DITTMER 2006, FRECHEN 2010). Bezüglich der Reinigungseffizienz von Spurenstoffen und Mikroorganismen ist die Datenlage in der Literatur bislang jedoch unzureichend.

Anders als bei den Mischwasserentlastungen können die Einleitstellen der diffusen Quellen des Landschaftswasserhaushalts meist nicht klar abgrenzt werden. Maßnahmen zur Reduzierung der Belastung aus diesen Quellen können demnach nicht mit einzelnen, punktuellen und technisch aufwendigen Bauwerken bewerkstelligt werden. Vielmehr müssen dabei viele dezentrale bzw. großflächige Maßnahmen umgesetzt werden. Eine Maßnahme ist die Etablierung von Gewässerrandstreifen. Die Anlage solcher Gewässerrandstreifen wird bereits seit einigen Jahren durch den Vertragsnaturschutz finanziell gefördert. Die Wirksamkeit dieser Maßnahme soll darin bestehen, dass eine räumliche Trennung zwischen den angrenzenden landwirtschaftlich genutzten Flächen und den Gewässern geschaffen wird. Dadurch soll sowohl der direkte Eintrag durch Abdrift verhindert, als auch der Eintrag über Oberflächenwasserabfluss verringert werden. PATTY et al. (1997) zeigten, dass mit Gewässerrandstreifen bis zu 89 % der Phosphor- und bis zu 100 % der Nitrateinträge zurückgehalten werden können. PÄTZOLD et al. (2007) konnten bei Versuchen mit künstlicher Beregnung eine Reduktion der Herbizideinträge durch 3 bis 12 m breite Grasstreifen um 80 bis 99 % feststellen. Eine umfassende Bewertung der Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen für die Reduzierung der Einträge von Mikroorganismen und Spurenstoffe wurde aber bislang nicht vorgenommen.

Neben dem Eintrag durch Abdrift und Oberflächenwasserabfluss sind vor allem in Teileinzugsgebieten mit hohem Grünlandanteil Einträge durch Nutztiere zu erwarten. Weidevieh kann über 50 kg Kot und Harn pro Tag und Tier (laktierende Milchkühe) ausscheiden (JONES 2001a). Deshalb sind direkt am oder sogar im Gewässer liegende Tränkstellen, an denen sich gerade an heißen Tagen die Tiere vermehrt aufhalten, besondere Gefahrenstellen für den Eintrag von Schadstoffen. Weder qualitative noch quantitative Untersuchungen zu diesen Einträgen sind bekannt, sodass ein Erfolg bei der Beseitigung der zahlreich vorhandenen Stellen bisher nicht abgeschätzt werden kann.

Vor dem Hintergrund der oben beschriebenen offenen Fachfragen beauftragte das Land NRW den Erftverband, Bergheim und das Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn mit der Durchführung des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens:

Überprüfung und Bewertung von Maßnahmen zur Reduzierung der chemisch-physikalischen und hygienisch-mikrobiologischen Belastung von Fließgewässern am Beispiel der Swist (Swist IV).

In enger Abstimmung mit der Bezirksregierung Köln und dem Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV) wurde als Modelleinzugsgebiet das Einzugsgebiet der Swist (Flussgebietskennzahl 2742) ausgewählt. So konnte die Kontinuität und die Vergleichbarkeit mit den umfassenden Daten der Vorgängerprojekte sichergestellt werden.

In dem hier vorliegenden Abschlussbericht werden die Ergebnisse dieser Arbeit zusammengefasst. Ziel ist es, einerseits den Daten- und Wissenspool aus den Vorgängerprojekten mit in diesem Projekt gewonnenen Erkenntnissen über Trennkanalisation, Retentionsbodenfilter und Gewässerrandstreifen zu vervollständigen, andererseits sollen mit den Bewertungen von Maßnahmen Behörden und Entscheidungsträgern detaillierte Informationen über die Wirksamkeit unterschiedlicher Maßnahmen zur Reduzierung von Mikroorganismen und Spurenstoffen bereitgestellt werden. Dazu wurden die Kenntnisse aus den Vorgängerprojekten zu den Emissionen bedeutsamer Eintragspfade um die Ergebnisse der Untersuchung zu den Trennkanalsystemen ergänzt und die Aufstellung der Gesamtemissionsbilanz vervollständigt. Weiterhin wurden an einem Retentionsbodenfilter sowie an zwei Gewässerrandstreifen Monitoringsysteme installiert, um deren Wirksamkeit unter realen Bedingungen zu untersuchen. Zusätzlich wurden mit Hilfe der Daten der Vorgängerprojekte weitere wasserwirtschaftliche Maßnahmen überprüft und bewertet. Eine Zusammenstellung der Maßnahmen (Fact-Sheets) soll als Kompendium dienen. Dieses soll die Möglichkeit eröffnen bei der Planung und Umsetzung von Maßnahmen an Fließgewässern neben der Zielerreichung gemäß EG-WRRL auch eine Verbesserung des hygienischen Zustands eines Fließgewässers zu berücksichtigen (WRRL-Hygienemodul).

Aus allen erfassten Daten und Auswertungen soll es dann möglich sein, die potentiellen hygienerelevanten Belastungen des Modellgebiets bzw. die Veränderungen durch einzelne Maßnahmen vorherzusagen. Die genaue Beschreibung der Vorgehensweise soll eine Übertragbarkeit auf andere Einzugsgebiete ermöglichen (Swist-Box).

Mit dem Antrag auf vorzeitigen Projektbeginn wurde am 1. Januar 2009 mit den ersten Vorarbeiten für das Projekt begonnen. Durch die endgültige Bewilligung am 2. Dezember 2009 wurde der Bearbeitungszeitraum bis zum 31. Dezember 2011 festgelegt. Dieser

Zeitraum wurde witterungsbedingt auf den 31. Dezember 2012 verlängert, um die Repräsentativität des Datenkollektivs zu verbessern. Das Projekt kann grob in folgende Arbeitsbereiche eingeteilt werden:

- Zusammenstellung und Überprüfung wasserwirtschaftlicher Maßnahmen zu Umsetzung der EG-WRRL aus mikrobiologischer und chemisch-physikalischer Sicht
- Auswahl der Probenahmestellen; Entwicklung und Installation der Monitoringsysteme; Probenahme und Analyse
- Auswertung der Monitoringergebnisse bzw. des vorhandenen Datenpools zur Bewertung der Wirksamkeit von Maßnahmen
- Aktualisierung der chemisch-physikalischen und mikrobiologischen Gesamtemissionsbilanz
- Zusammenfassen der Ergebnisse der hygienischen Wirksamkeit verschiedener Maßnahmen im WRRL-Hygienemodul
- Entwicklung und Beschreibung der Swist-Box

Alle Arbeitsbereiche werden in dem hier vorliegendem Abschlussbericht vorgestellt.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Einzugsgebiet der Swist (Flussgebietskennzahl 2742) erstreckt sich über 284,5 km² und befindet sich administrativ größtenteils im Rhein-Sieg-Kreis des Landes Nordrhein-Westfalen. Es liegt im Übergangsbereich der Niederrheinischen Bucht zur Eifel. Die geologischen und pedologischen Verhältnisse im Einzugsgebiet, insbesondere das silikatische Grundgebirge am Nordrand der Eifel und der überlagernde Löss ab Vettelhoven, beeinflussen in weiten Teilen die chemischen Wasserinhaltsstoffe der Swist. Die Probenahmestellen befinden sich in dem von Löss geprägten Teil des Swisteinzugsgebiets. Stehen die stark verdichteten Kiese und Sande der Hauptterrasse des Rheins bodennah an, ist häufig eine Stauwasserbeeinflussung festzustellen. Pseudogleye, Braunerden und Parabraunerden sind die vorherrschenden Bodentypen. Geologische Störungen verhindern die Ausbildung eines zusammenhängenden Grundwasserleiters. Die Beeinflussung der Böden durch Grundwasser ist deshalb gering. Klimatisch ist das Swisteinzugsgebiet mit Jahresdurchschnittstemperaturen von 9 - 10 °C von milden Wintern und feuchten, kühlen Sommern geprägt. Einen erheblichen Einfluss auf das gesamte Einzugsgebiet der Swist haben die Niederschläge am Nordrand der Eifel. Eine detailliertere Betrachtung des Swisteinzugsgebiets kann den Abschlussberichten der Vorgängerprojekte (SWIST I 2001, SWIST II 2004, SWIST III 2007) oder der zugehörigen vom Umweltministerium NRW herausgegebenen Broschüre (MUNLV 2010) entnommen werden.

Im Untersuchungsgebiet lebten im Jahr 2012 etwa 91.700 Menschen. Damit liegt die Bevölkerungsdichte mit rund 322 Einwohnern pro km² deutlich unter der Bevölkerungsdichte Nordrhein-Westfalens mit 524 Einwohner/km². Die größeren Städte im Einzugsgebiet der Swist sind Meckenheim und Rheinbach. Nicht alle Ortschaften sind an Kläranlagen im Einzugsgebiet der Swist angeschlossen. Ein Teil des Abwassers wird beispielweise zur Kläranlage Kessenich (Stadt Euskirchen) mit Einleitung in die Erft weitergeleitet. In 2012 waren mit 73.088 der 88.369 Einwohner rund 83 % an die vier (von ehemals sechs) vom Erftverband betriebenen Kläranlagen mit Einleitung in die Swist oder die Nebengewässer angeschlossen. Bei 21.950 Einwohnern (= 23,9 %) des Swist-Einzugsgebietes wird durch getrennte Schmutz- und Niederschlagswasserkanäle (Trennkanaalsystem) nur das Schmutzwasser zur Kläranlage geleitet. Die Charakterisierung der Swist selbst kann dem Gewässersteckbrief Swist (Tabelle 1) entnommen werden. Die wichtigsten Merkmale sind dort tabellarisch aufgeführt.

Tabelle 1: Gewässersteckbrief der Swist.

1	Land*1	Bundesrepublik Deutschland
2	Bundesland (% Anteile an Lauflänge)*1	Nordrhein-Westfalen (69,7 %); Rheinland-Pfalz (30,3 %)
3	Gewässer*1	Swist
4	Gewässerkennzahl*1	2742
5	1. Aggregationsebene*1	Niederrhein
6	Flussgebietseinheit*1	Rhein
7	Geschäftsstelle*1	Staatliches Umweltamt Köln
8	Gewässertyp*1	Unterlauf: Kiesgeprägter Tieflandbach; Oberlauf: Löss-/ lehmgeprägter Tieflandbach
9	Größe des oberirdischen Einzugsgebietes*1	289 km ² , davon 258 km ² in NRW und 31 km ² in Rheinland-Pfalz
10	Lauflänge der Swist*1	43,6 km, davon 30,4 km in NRW
11	Höhenlage*1	330 m ü.NN – 108 m ü.NN
12	Mittleres Gefälle*1	5 ‰ ; Quelle bis Vettelhoven 1,3 ‰; Vettelhoven bis Mündung 3 ‰
13	Mittlere Jahresniederschlagshöhe (Weilerswist 1972 – 2001)*2	659 mm
14	Zuflüsse im EZG mit einer Größe von mehr als 10 km ² *1	Altendorfer Bach, Eulenbach, Morsbach, Schiefelsbach, Schießbach, Steinbach, Wallbach
15	Geologie*1	Die Swist entspringt im Vorland des silikatischen Grundgebirges (Nordrand der Eifel) und verläuft dann durch die Löss- und Niederungsgebiete des Tieflandes.
16	Strömungsenergie*1	Die Abflussverhältnisse sind durch Querbauwerke und Ausbaumaßnahmen verändert.
17	Durchschnittliche Wasserbreite (Ausbauzustand)*1	Oberlauf (Landesgrenze RP): 1 - 2 m; Mittellauf: 2 - 4 m; Unterlauf: 4 - 5 m
18	Durchschnittliche Wassertiefe*1	Oberlauf (Landesgrenze RP): 0,10 m; Mittellauf: 0,1 - 0,3 m; Unterlauf: 0,3 - 0,5 m
19	Form und Gestalt des Hauptflussbettes*1	Oberlauf: gegliedertes Profil (Erosionsprofil / annähernd Naturprofil) Mittel-/Unterlauf: näherungsweise ausgebautes Trapezgerinne
20	Flächennutzung*1	Landwirtschaft: 44 %, Wald: 30 %, Besiedlung/Industrie: 9 %, Grünland: 9 %, Sonderkulturen: 7 %, Sonstige Flächen: 1 %
21	Bevölkerungsdichte*3	322 Einwohner/km ²
22	Bevölkerungszahl gesamt*3	91.700 Einwohner
23	Spezifische Belastungsfaktoren *1	intensive landwirtschaftliche Nutzung, u. a. Obst- und Gemüsebau
24	Gewässerbeschaffenheit*1	Die Swist ist im Hauptlauf überwiegend in die Güteklasse II, zu einem geringen Teil in die Güteklasse III einzustufen. Die Nebengewässer sind weitestgehend in die Güteklasse II eingestuft worden, lediglich der Morsbach, der Schießbach im Unterlauf, der Wallbach im Unterlauf und das Müggenhausener Fließ wurden mit Güteklasse III bewertet. Der Steinbach erreicht mit einer Einstufung in Güteklasse II die besten Ergebnisse für die biologische Gewässergüte im Swist- und Erft-Einzugsgebiet.
25	Gewässerstrukturgüte*1	Von der Landesgrenze zu Rheinland-Pfalz fließt die Swist als mäßig geschwungener Wiesenbach, der von typischen Bachgehölzen in einem Naturprofil gesäumt wird. Die Sohlenstruktur ist intakt. Bereits einige Kilometer weiter bachabwärts verläuft das Gewässer durch Ausbaumaßnahmen gestreckt bis geradlinig und das Gewässerbett besteht über weite Strecken aus einem Trapezprofil. Sohle und Ufer sind mit Steinen gesichert, ein Gehölzsaum oder Krautvegetation fehlen weitgehend. Die wenigen besser beurteilten Abschnitte zeichnen sich durch ein Gewässerbett mit Natur- oder verfallendem Regelprofil aus, das Krümmungserosionen aufweist. Gelegentlich sind Kiesbänke und Ufersteilwände anzutreffen. Die Strukturgüte wurde im Durchschnitt mit Güteklasse 4 bewertet.
26	Säurebindungsvermögen*1	Die Swist weist ein mittleres Säurebindungsvermögen auf (Ks-Werte von 1,7 – 4,8 mmol/L).
27	Durchschnittliche Zusammensetzung des Substrats*1	Die Swist wird im Unter- und Mittellauf primär durch Sande, sekundär durch Schotter und Kiese geprägt. Im Oberlauf kommen untergeordnet zu den Sanden löss-lehmgeprägte Substrate hinzu. In einigen wenigen Abschnitten ist die Substratzusammensetzung durch Steinschüttungen oder massiven Sohlenverbau nachhaltig gestört.
28	Chlorid*1	Die Chloridgehalte im Fließgewässersystem Swist liegen weit unterhalb von 200 mg/L.
29	Durchschnittliche Wassertemperatur*1	Die durchschnittliche Wassertemperatur der Swist im Messzeitraum 1996-2004 beträgt im Oberlauf: 9,9 °C und im Unterlauf: 11,7 °C.
30	Schwankungsbereich der Wassertemperatur*1	Im Oberlauf: 2 – 17 °C, im Unterlauf: 2 – 22 °C.
31	Schwankungsbereich der Lufttemperatur*1	-28 °C bis 36 °C
32	Durchschnittliche Lufttemperatur*1	ca. 9 °C bis 11 °C
33	Sonstige Besonderheiten	--
34	Mittlerer Wasserabfluss (Pegel Weilerswist, MQ 1970-2011)*4	0,815 m ³ /s
	Mittlerer Wasserabfluss (Pegel Morenhoven, MQ 1970-2011)*4	0,436 m ³ /s
	Niedrigster Wasserabfluss (Pegel Weilerswist, MNQ 1970-2011)*4	0,187 m ³ /s
	Niedrigster Wasserabfluss (Pegel Morenhoven, MNQ 1970-2011)*4	0,076 m ³ /s
35	Anzahl der Kläranlagen*4	4 (ehemals 6), Schließung der KA Loch und KA Hilberath
36	Anzahl der Kläranlagen > 10.000 EW*4	3
37	Behandelte Abwassermenge*4	7.129 Tm ³ /a
38	Kläranlagen, TOC-Fracht*4	ca. 49.300 kg/a
39	Kläranlagen, N _{ges} -Fracht	ca. 63.500 kg/a
40	Kläranlagen, P _{ges} -Fracht	ca. 2.670 kg/a
41	Kläranlagen, AOX-Fracht*4	ca. 188 kg/a
42	Regen- bzw. Mischwassereinleitungen*3	52, davon 26 direkt in die Swist bzw. Sürst- / Jungbach
43	Entlasteter Mischwasserabfluss*4	1468 Tm ³

*1 Quelle: Bewirtschaftungsplan Erft 2004

*2 Quelle: Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch, Rheingebiet, Teil III, 2001

*3 Quelle: Abschlussbericht Mischwasserprojekt NRW (Kistemann et al. 2004)

*4 Quelle: Erftverband

2.2 Probenahmestellen und Monitoringsysteme

2.2.1 Trennkanalsystem

Bei Trennkanalsystemen werden im Gegensatz zur Mischkanalisation Schmutz- und Niederschlagswasser in getrennten Kanalsystemen gesammelt und abgeleitet. Das Schmutzwasser wird zur Kläranlage weitergeleitet, während das Niederschlagswasser meistens unbehandelt in ein nahegelegenes Fließgewässer eingeleitet wird. In einigen Fällen dienen Regenrückhaltebecken zur Vergleichmäßigung der Einleitmengen und damit zu Dämpfung hydraulischen Spitzen im aufnehmenden Fließgewässer.

Das in diesem Projekt untersuchte Trennkanalsystem entwässert das nordöstliche Stadtgebiet der Gemeinde Meckenheim bei Bonn. Die abflusswirksame Fläche beträgt 62,8 ha. Das Einzugsgebiet ist größtenteils durch ländliche Wohnbebauung geprägt. Eingestreut sind einige landwirtschaftliche Betriebe sowie Einzelhandelsgebäude. Nennenswerte Bereiche mit speziellen Abwasservorkommen (Industrie oder Gewerbe) sind nicht vorhanden. Dem Kanalnetz ist zur hydraulischen Entlastung des aufnehmenden Gewässers ein Regenrückhaltebecken nachgeschaltet, von wo bei Regenwetter das Niederschlagswasser gedrosselt in die Swist einleitet wird. Der Mittelwasserabfluss an der Einleitstelle (MQ aus NASIM-Modellrechnung) beträgt 158 L/s. In Tabelle 2 sind weitere technische Details zusammengefasst.

Tabelle 2: Trennkanalsystem Meckenheim, MQ = Mittelwasserabfluss.

Einzugsgebiet	
Lage	Stadt Meckenheim; NRW
Abflusswirksame Fläche (A_{red})	62,8 ha
Bebauung	Größtenteils Wohnbebauung
Angeschlossene Einwohner	6.882
Regenrückhaltebecken	
Funktionweise	Mechanisch
Max. Drosselabfluss	1.100 L/s
Beckenvolumen	3.650 m ³
Gewässer	
Aufnehmendes Fließgewässer	Swist
MQ an der Einleitstelle (NASIM-Modellrechnung)	158 L/s

Um die Einleitungen von Niederschlagswasser aus Trennkanalsystemen repräsentativ erfassen zu können, ist eine manuelle Beprobung durch Personal wegen der nur mäßigen Vorhersagbarkeit der Einleitungseignisse nicht zielführend. Deshalb wurde mit der Erfahrung aus den Vorgängerprojekten für den Ablauf des Regenrückhaltebeckens ein automatisches Überwachungs- und Probenahmesystem entwickelt und installiert (Abbildung 1). Da das Regenrückhaltebecken, wie oft bei solchen Systemen üblich, rein manuell betrieben wird, konnte auf keine technische Infrastruktur zurückgegriffen werden. Am Ablauf des Beckens wurde ein automatischer Probennehmer mit zwölf Einzelflaschen sowie einer Tauchpumpe mit einem 200 L fassenden Probenbehälter installiert. Die große Probenmenge von 200 L wird für die parasitologischen Untersuchungen aufgrund der üblicherweise geringen Konzentrationen bei zugleich hoher Infektiosität der Parasiten benötigt. Zudem wurde ein Ultraschall-Höhenmesser zur Erfassung des Wasserstandes im Becken angebracht, wodurch gleichzeitig eine Abflussmengenmessung ermöglicht wurde. Die Steuerung der Anlage und die Aufzeichnung der Wasserstandsdaten erfolgt über eine speicherprogrammierbare Steuerung (SPS).

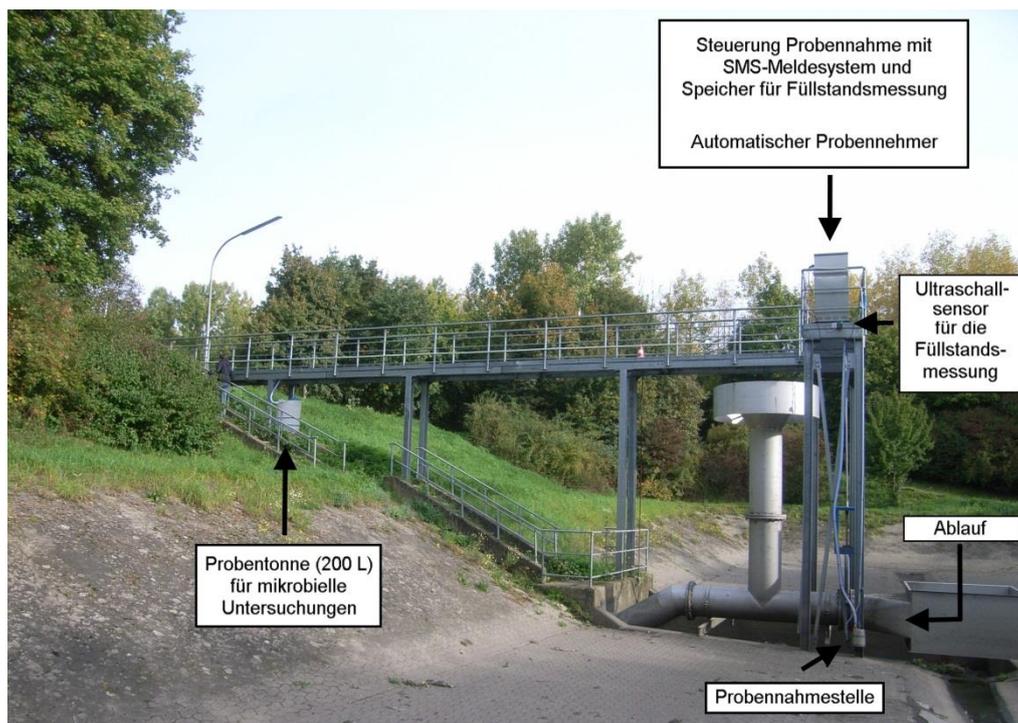


Abbildung 1: Aufbau des Probenahmesystems im Regenrückhaltebecken im Trennkanalsystem Meckenheim.

Über den Wasserstandssensor wurde der Beginn des Ablaufes registriert und die Probenahme aktiviert. Bei jedem Ereignis wurden über den Probennehmer 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 200 Liter fassende Probengefäß gefüllt. Mit einem ebenfalls über die SPS gesteuertem Mobilfunkmodem wurden im Falle einer Probenahme automatisch Benachrichtigungen per E-Mail und SMS versandt. Somit konnte die rasche Abholung und Bearbeitung der Proben sichergestellt werden. Dies ist insbesondere bei instabilen chemischen Verbindungen sowie mikrobiologischen Untersuchungen von Bedeutung.

2.2.2 Retentionsbodenfilter

Eine in der Fachwelt diskutierte und in den letzten Jahren vermehrt angewendete Maßnahme zur Reduzierung der hydraulischen und stofflichen Belastungen von Fließgewässern ist die Behandlung von Mischwasser aus Entlastungen der Mischwasserkanalisationen durch Retentionsbodenfilter. Dabei wird das Mischwasser vor der Einleitung in das Fließgewässer zunächst in einem Becken zurückgehalten. Von dort wird das Abwasser einem Retentionsfilterbecken zugeführt. Hier sickert es durch eine belebte Bodenschicht und wird dadurch sowohl physikalisch gefiltert als auch biochemisch gereinigt (DITTMER 2006)

Der untersuchte Retentionsbodenfilter liegt im Ortsteil Altendorf der Stadt Meckenheim bei Bonn. Das angeschlossene Kanalsystem entwässert die Orte Hilberath und Altendorf mit ca. 1.650 angeschlossenen Einwohnern im Mischwassersystem. Die abflusswirksame Fläche beträgt rund 18,8 ha. Bei dem angeschlossenen Gebiet handelt es sich um ein ländlich geprägtes Wohngebiet mit einigen landwirtschaftlichen Betrieben. Ansonsten sind keine nennenswerten Gewerbe- bzw. Industrieflächen oder Gebäude mit speziellem Abwasseraufkommen, wie Krankenhäuser, vorhanden. Dem einstufigen Retentionsbodenfilter ist ein Stauraumkanal mit unten liegender Entlastung vorgeschaltet. Im Falle der vollständigen Auslastung des Kanalsystems bei Regen und der Überschreitung der Rückhaltekapazität des Kanalstauraums wird das Mischwasser in den Retentionsbodenfilter (Abbildung 2) abgeschlagen. Der 2005 in Betrieb genommene Retentionsbodenfilter dient der weitergehenden Behandlung des Mischwassers. Das Wasser durchsickert eine 0,75 m starke Filtersandschicht. Über Drainageleitungen wird das gereinigte Wasser am Grund des Beckens gesammelt und dem Ablauf zugeführt. Weitere technische Details sind in Tabelle 3 aufgelistet.

Tabelle 3: Technische Daten des Retentionsbodenfilters Altendorf; SKU = Stauraumkanal mit unten liegender Entlastung; RBF = Retentionsbodenfilter.

Retentionsbodenfilter Altendorf		
Volumen SKU	[m ³]	143
Volumen RBF	[m ³]	782
Filterfläche RBF	[m ²]	707
Max. Filterleistung RBF	[L/(s·m ²)]	0,03
Filterleistung RBF (Regelbetrieb)	[L (s·m ²)]	0,015
Max. Drosselabfluss RBF	[L/s]	21
Drosselabfluss RBF (Regelbetrieb)	[L/s]	10,5
Filtersandschicht (0 - 2 mm)	[m]	0,75
Vegetation		Schilf (<i>Phragmites australis</i>)

Nach Passage des Retentionsbodenfilters wird das Mischwasser in den Altendorfer Bach eingeleitet. Der Altendorfer Bach liegt im Einzugsgebiet der Swist im Großraum Bonn. Es handelt es sich um einen feinmaterialreichen, silikatischen Mittelgebirgsbach. Der Mittelwasserabfluss (MQ aus NASIM-Modellrechnung) beträgt 26 L/s. Die Abbildung 2 zeigt den Retentionsbodenfilter sowie den Altendorfer Bach in Höhe der Einleitstelle des Retentionsbodenfilters.



Abbildung 2: Retentionsbodenfilter Altendorf (links) und Altendorfer Bach unterhalb der Einleitstelle des Retentionsbodenfilters (rechts).

Um die Abschlagsereignisse erfassen zu können, wurde am Retentionsbodenfilter ein automatisches Probenahmesystem installiert, das dem am Trennkansystem / RRB Meckenheim ähnlich ist (s. Kapitel 2.2.1). Es wurde jeweils für den Zu- und den Ablauf ein automatischer Probennehmer mit elf Einzelflaschen sowie je eine Tauchpumpe zur Gewinnung von großen Probenmengen installiert. Über einen Wasserstandssensor im Zulauf des Retentionsbodenfilters konnte der Abschlagsbeginn registriert und der Probennehmer des Zulaufs zeitgenau aktiviert werden. Es wurden pro Ereignis maximal elf Proben à 2,9 Liter gezogen. Jede Einzelprobung dauert zwölf Minuten, sodass eine maximale Gesamtbeprobungsdauer von 132 Minuten realisiert werden konnte. Die Auswertung der Betriebsüberwachung ergab, dass etwa 30 bis 40 Minuten nach dem Ereignisbeginn mit einem nennenswerten Abfluss am Ablauf des Retentionsbodenfilters gerechnet werden kann. Die Beprobung des Ablaufs des Retentionsbodenfilters erfolgte deshalb mit einer entsprechenden Verzögerung. So konnte sichergestellt werden, dass nicht das für den Betrieb notwendige Restwasser des letzten Abschlags beprobt wurde. Zeitgleich mit den Probennehmern erfolgte die Aktivierung der Tauchpumpen. Diese füllten in ca. 15 Minuten die 200 Liter fassenden Probenbehälter jeweils für den Zu- und den Ablauf. Die Benachrichtigung des zuständigen Personals über das Ereignis erfolgte per SMS.

2.2.3 Gewässerrandstreifen

Nach der Definition des LUA NRW (heute LANUV NRW) sind Gewässerrandstreifen „naturbelassene Geländestreifen entlang des Gewässers, die uneingeschränkt für die Gewässerentwicklung zur Verfügung stehen und den direkten Stoffeintrag (Dünger, Pflanzenschutzmittel) in das Gewässer verhindern können“ (LUA NRW 1998). Gewässerrandstreifen sind folglich als Saumbiotop zu verstehen, welches durch Wechselwirkungen zwischen oberirdischem Gewässer und seinem Umland geprägt wird und als Bindeglied und Ersatzfläche für ehemalige Auenlandschaften dient. Die Breite von Gewässerrandstreifen liegt meist zwischen 3 bis zu 50 m.

Um die Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen in Bezug auf den Rückhalt von Stoffeinträgen aus dem Landschaftswasserhaushalt zu überprüfen, wurden zwei Gewässerrandstreifen mit unterschiedlichem Bewuchs für das Monitoring ausgewählt. Der erste, mit Gehölz bewachsene Randstreifen in der Nähe des Orts Odendorf der Stadt Rheinbach liegt am Ohrbach. Nach einer Randstreifenbreite von ca. 10 - 50 m schließt sich unmittelbar eine ackerbaulich genutzte Fläche an. Im Gewässerrandstreifen befinden sich mehrere Pfade, die sehr häufig von Spaziergängern und Hundehaltern genutzt werden. Für den zweiten untersuchten Gewässerrandstreifen wurde ein Randstreifen mit Grasbewuchs ausgewählt. Der 15 m breite Randstreifen des Schießbaches liegt in der Nähe der Ortschaft Ollheim der Gemeinde Swisttal. Er wurde im Rahmen des EU-Förderprogramms „Ländlicher Raum –

Gewässerrandstreifen“ im Jahr 2005 auf Ackerflächen angelegt. Dementsprechend schließt sich auch diesem Gewässerrandstreifen unmittelbar eine ackerbaulich genutzte Fläche an. Weitere Details der Probenahmestellen sind in Tabelle 4 aufgelistet.

Tabelle 4: Untersuchte Gewässerrandstreifen im Einzugsgebiet der Swist.

Lage	Odendorf (Stadt Rheinbach)	Ollheim (Gemeine Swistal)
Koordinaten	2563950 5618070	2561817 5611690
		
Gewässer	Ohrbach	Schießbach
Bewuchs	Gehölz: vorwiegend Buchenbestand mit Untergehölz	Geschlossene Grasnarbe: vorwiegend Weidelgras
Breite	10 - 50 m	15 m
Vorherrschende Bodentypen	Pseudogleye; Parabraunerden	Kolluvisole; Braunerden; Parabraunerden
Bodenart Oberboden	Schluffiger Lehm	Schluffiger Lehm
Nutzung der angrenzenden Fläche	Ackerbau	Ackerbau
Anbau	2009 / 2010: Raps 2010 / 2011: Winterweizen 2011 / 2012: Raps	2010 / 2011: Raps 2011 / 2012: Winterweizen

Um die Effizienz der Gewässerrandstreifen zu untersuchen, wurden sowohl der Oberflächenwasserabfluss als auch der Bodenwasserabfluss bis zu einer Tiefe von 80 cm vor (an der Grenze zur Ackerfläche) und nach (zur Gewässer zugewandten Seite) dem Gewässerrandstreifen aufgefangen. Dazu wurden insgesamt vier der im Projekt Swist III entwickelten und bewährten In situ-Passivsammler (Racks) eingebaut. Mit diesen Passivsammlern können der Oberflächenwasserabfluss und der Bodenwasserabfluss unter nahezu unbeeinflussten Bedingungen getrennt aufgefangen werden. Die genaue Konstruktion und Funktionsweise sind in den Veröffentlichungen von CHRISTOFFELS und WILLKOMM (2008) und FRANKE et al. (2009) sowie im Abschlussbericht des Projektes Swist III (SWIST III 2007) und der Broschüre (MUNLV 2010) beschrieben. An jedem Gewässerrandstreifen wurde jeweils ein Sammelsystem unmittelbar zur benachbarten

ackerbaulich genutzten Fläche eingebaut. Die hier gewonnenen Proben und Analyseergebnisse dienen als standortspezifische Referenzwerte. Ein zweites Sammelsystem wurde zehn Meter weit in den Randstreifen installiert. Diese Monitoringeinheit wurde gegenüber dem am Ackerrand eingebauten System seitlich versetzt, damit das Wasser dem zweiten Sammelsystem unbeeinflusst zufließen konnte. Die Filterstrecke von zehn Meter entspricht einer typischen Breite von Gewässerrandstreifen. Die Systeme wurden nach Regenereignissen kontrolliert, ggf. beprobt und regelmäßig gereinigt.

2.2.4 Swist am Gebietsauslass

Die Probenahmestelle am Gebietsauslass liegt in der Nähe des Wasserstands- und Abflusspegels Weilerswist (Tabelle 5). Der durch das LANUV NRW betriebene Pegel befindet sich kurz vor der Mündung der Swist in die Erft. Die Probenahmestelle erfasst somit das gesamte Einzugsgebiet der Swist. An der Probenahmestelle ist die Swist durch Gewässerrandstreifen mit Grasbewuchs gesäumt, die durch Anwohner und Hundehalter sehr stark genutzt werden.

Tabelle 5: Charakterisierung der Probenahmestelle am Gebietsauslass der Swist (Pegel Weilerswist).

Lage	Swist am Wasserstands-/ Abflusspegel Weilerswist
	
Beprobung (Wasserart)	Fließgewässer
Koordinaten	H: 5625965 R: 2559730
Höhe in m über NN	106,55
Entfernung zur Mündung [km]	1,45 km
Größe Teileinzugsgebiet	285 km ³
Wasserabfluss 1972-2011	MQ: 0,815 m ³ /s MNQ: 0,187 m ³ /s

Um Vergleichswerte für eine Validierung der Frachtberechnungsmodelle zu erhalten, wurde die Swist am Gebietsauslass an mehreren Tagen von Hand beprobt. Dabei wurden sowohl Proben bei Trockenwetter als auch im Regenwetterfall genommen. Zu Beurteilung der Abflusssituation wurden die Daten des Hochwasservorhersagesystems für das Erftinzugsgebiet (HOWIS Erft) genutzt (s. Kapitel 2.4.1).

2.3 Probenahme und Analysemethoden

Die Probenahmen wurden von eingewiesenen Mitarbeitern des Hygiene-Institutes bzw. des Erftverbands nach Standardarbeitsanweisungen durchgeführt. Nach der Probenahme erfolgte der Transport der Proben gekühlt zum Hygiene-Institut 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 $5 \pm 3 \text{ °C}$ im Kühlschrank.

2.3.1 Vor-Ort Parameter

Bei der Probenahme wurden routinemäßig einige 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 Bestimmungsmethode.

Tabelle 6: Bestimmungsmethoden der Vor-Ort Parameter.

Parameter	Geräte / Bestimmungsmethode
elektrische Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	MultiLine F/Set-3, Fa. WTW
Lufttemperatur [$^{\circ}\text{C}$]	
pH-Wert	
Wassertemperatur	
Trübung [FNU]	NEPHLA (nach DIN 38 404 und ISO 7027), Fa. Dr. Lange
Geruchsart/Geruchsstärke	Organoleptische Bestimmung
Farbe	Organoleptische Bestimmung

Die aufgenommenen Vor-Ort Parameter wurden auf dem Probenahmeprotokoll dokumentiert. Neben den oben genannten Parametern wurden ebenfalls Datum, Uhrzeit,

Wetterverhältnisse, gefilterte Wassermenge und deren Durchflussgeschwindigkeit festgehalten.

2.3.2 Chemisch-physikalische Parameter und Spurenstoffe

Die chemisch-physikalischen Parameter und die anthropogenen Spurenstoffe 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: Analysenmethoden 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: Analysenmethoden der untersuchten anthropogenen Spurenstoffe

Stoff	Verfahren	Norm
Pflanzenschutzmittel		
Atrazin	Methabenzthiazuron	
Chloridazon	Metobromuron	
Chloroxuron	Metolachlor	
Chlortoluron	Metoxuron	
Cyanazin	Metribuzin	
Desethylatrazin	Monolinuron	
Desethylterbuthylazin	Monuron	HPLC / DAD
Desisopropylatrazin	Prometryn	DIN EN ISO 11369
Diuron	Propazin	
Hexazinon	Sebuthylazin	
Isoproturon	Simazin	
Linuron	Terbuthylazin	
Metamitron	Terbutryn	
Metazachlor		
2,4,5-T	Fenoprop	
2,4-D	MCPA	GC / MS
2,4-DB	MCPB	DIN EN ISO 15913
Dichlorprop	MCPP	
Arzneimittel		
Bezafibrat	Gemfibrozil	
Clofibrinsäure	Ibuprofen	GC / MS
Diclofenac	Iminostilben	DIN EN ISO 15913
Fenoprofen	Naproxen	
Carbamazepin		HPLC / DAD
Pentoxifyllin		DIN EN ISO 11369

2.3.3 Mikrobiologische Parameter

Bei den Monitoringmaßnahmen am Trennkansystem und am Retentionsbodenfilter erfolgte die mikrobiologische Probenahme aus den 200 L-Gefäßen (s. Kapitel 2.2.1 und 2.2.2). 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. Bei den Racks in den Gewässerrandstreifen wurde die Durchmischung des Wanneninhalts durch wiederholtes Schwenken der entnommenen, gefüllten Wannern erreicht. Für die Laboruntersuchungen wurde jeweils eine sterile 0,5 Liter-Glasflasche mit Wasser befüllt.

Um die Konzentration der parasitologischen Parameter *Cryptosporidium spp.* und *Giardia lamblia* im beprobten Wasser zu bestimmen, wurde vor Ort ein möglichst hohes

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 wurde ein Gehäuse und je Probe ein neues Filtermodul verwendet. Die Pumpe wurde auf ein Durchflussvolumen von 2 L/min eingestellt. Es wurde so lange Wasser gefiltert, bis die Durchflussgeschwindigkeit des Wassers aufgrund des Absatzes von Sediment und gefiltertem Material im Filter stark verringert wurde. Fiel die Durchflussrate unter 1 L/min wurde die Pumpe abgeschaltet. Die Filter wurden in ihrem Gehäuse direkt zum Labor transportiert. Nach der Probenahme wurden die Schläuche und Gehäuse des Pump-Filter-Systems ebenso wie die Probegefäße bzw. Auffangwannen der Racks mit Leitungswasser gespült und mit 0,5 %iger Chlorbleichlauge desinfiziert.

Wegen der zu erwartenden hohen Feststofffrachten und Bakterienbelastungen mussten die Untersuchungsvolumina vor der Analytik der bakteriologische 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 mit einer Porenweite 0,2 µm mittels Vakuumpumpe und Membranfiltrationsgerät (Fa. Whatman). Um diese Auswertbarkeit 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 erfolgt nach bzw. in Anlehnung an genormte Standardverfahren. In Tabelle 9 sind die Untersuchungsverfahren der mikrobiologischen Parameter zusammengefasst. Eine genaue Beschreibung der Vorgehensweisen findet sich im Anhang (s. Kapitel 9).

Tabelle 9: Mikrobiologische Untersuchungsverfahren.

Parameter (Verfahren)	Verfahrensgrundlage	Einheit
Allgemeine Koloniezahl bei 20 °C	TrinkwV (2001) , Plattenguss	KBE/ 1 mL
Allgemeine Koloniezahl bei 36 °C		KBE/ 1 mL
<i>C. perfringens</i>	In Anlehnung an DIN EN 26461-2 (1993)	KBE/100 mL
<i>Campylobacter</i> spp.	In Anlehnung an SCHULZE et al. (1996), semiquantitativ	KBE/100 mL
Gesamtcoliforme Bakterien (MPN)	Richtlinie 76/160/EWG, MPN mit Dreifachansatz in Laurylsulfat-MUG-Bouillon	MPN/100 mL
<i>E. coli</i> (MPN)	Richtlinie 76/160/EWG, MPN mit Dreifachansatz in Laurylsulfat-MUG-Bouillon	MPN/100 mL
<i>E. coli</i> (Direktansatz)	Membranfilter-Methode auf ChromoCULT® Coliformen Agar	KBE/100 mL
Somatische Coliphagen	DIN EN ISO 10705- 2 (2002)	PBE/100 mL
Intestinale Enterokokken	DIN EN ISO 7899-2 (2000)	KBE/100mL
<i>Salmonella</i> spp.	In Anlehnung an die ISO 6579 (1993), qualitativ	in 100 mL
sulfitreduzierende sporenbildende Anaerobier (Clostridien)	In Anlehnung an DIN EN 26461-2 (1993)	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

2.4 Verwendete Datenquellen und Software

Durch die langjährige Forschungsarbeit an der Swist standen zu Beginn des aktuellen Projektes bereits umfassende Daten zum untersuchten Einzugsgebiet zur Verfügung. So konnten Auswertungen zum Gewässersystem, zu den geologischen und pedologischen Bedingungen und der Landnutzung im Einzugsgebiet genutzt werden. Außerdem lagen umfangreiche Daten zu Einträgen aus Punktquellen (SWIST I 2001, SWIST II 2004) und zu Belastungen aus dem Landschaftswasserhaushalt und diffusen Quellen (SWIST III 2007) vor.

Hydrologische und meteorologische Daten

Der Erftverband unterhält in seinen Tätigkeitbereich 35 Klimastationen sowie 26 automatische Wasserstand- und Abflusspegel. Zusätzlich dazu stehen dem Erftverband die Daten von Pegeln und Klimastationen des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW zur Verfügung. Die 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 Charakterisierung der hydrologischen Situation im Projektgebiet während des Untersuchungszeitraums wurden insgesamt sechs der oben genannten Klimastationen (Tabelle 10) und der Pegel am Gebietsauslass (Pegel Weilerswist) herangezogen. Somit konnte eine repräsentative Erfassung der Klimadaten und des Abflusses sichergestellt werden. Für die Auswertungen wurden des Weiteren die Daten aus der Betriebsüberwachung der abwassertechnischen Anlagen des Erftverbands (Kläranlagen, Retentionsbodenfilter etc.) sowie Ergebnisse aus Abflusssimulationen (LWA-Flut, NASIM) des Erftverbands verwendet.

Tabelle 10: Genutzte Klimastationen im Untersuchungsgebiet, NN = Normalhöhenull.

Klimastation	Stadt/ Gemeinde	Rechtwert	Hochwert	Höhe (NHN)
Gelsdorf	Grafschaft	2573239	5604770	250
Heimerzheim	Swisttal	2564125	5621245	130
Meckenheim	Meckenheim	2572244	5610927	166
Rheinbach	Rheinbach	2566355	5611490	164
Steinbach	Euskirchen	2559355	5603960	325
Todenfeld	Rheinbach	2567210	5605350	351

Geographische Daten

Zur Auswahl und Charakterisierung der Probenahmestellen und der Einzugsgebiete sowie zur Auswertung der Daten 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
- Laserscandaten (Höhenmodel): © Landesvermessungsamt NRW, Bonn; 1321 / 2008
- BK50: © Landesvermessungsamt NRW, Bonn
- Kartierung der versiegelten Flächen: Erftverband
- Kartierung von Kontaminationsquellen: IHPH

Software

Folgende Software kam zum Einsatz:

- Geographisches Informationssystem: ArcGIS 9 bzw. QGIS 1.8
- Literaturdatenbank EndNote X7
- MS Office 2010
- Statistikprogramm IBM SPSS Statistics 20
- Hochwasserinformationssystem Erft (HOWIS Erft)
- Abflusssimulation LWA Flut
- Niederschlag-Abfluss-Modell NASIM

2.5 Statistik, Niederschlagsszenarien und Frachtberechnungen

2.5.1 Statistische Berechnungen

Die Daten der Untersuchungen wurden mit IBM SPSS Statistics 20 ausgewertet. Dazu wurden die Mediane, Maximalwerte und Minimalwerte ermittelt und Boxplots dargestellt. Die Variablen wurden auf eine Normalverteilung getestet. Für stetige Parameter, die normalverteilt waren, wurde der Korrelationskoeffizient nach Pearson herangezogen. Für stetige Parameter ohne Normalverteilung wurden die Korrelationskoeffizienten nach Spearman berechnet. Werte, die außerhalb der individuellen Bestimmungsgrenzen der Parameter lagen, wurden nicht in die Korrelationsberechnungen einbezogen. Des Weiteren wurde ein paarweiser Fallausschluss vorgenommen. Aus diesem Grunde findet sich in der Korrelationstabelle für die jeweiligen Parameter eine andere Summe der gültigen Werte (N) oder einzelne Parameter mussten wegen zu geringer Stichprobengröße ganz aus den Berechnungen ausgeschlossen werden. Bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $>5\%$ ($p > 0,05$) wurde ein Zusammenhang abgelehnt. Für alle Ergebnisse mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $\leq 5\%$ ($p \leq 0,05$) wurde ein statistischer Zusammenhang zwischen den untersuchten Variablen angenommen. Die Stärke des Zusammenhangs wurde anhand des Korrelationskoeffizienten interpretiert (Tabelle 11).

Tabelle 11: Stärke des statistischen Zusammenhangs in Abhängigkeit vom jeweiligen Korrelationskoeffizienten.

Korrelationskoeffizient	Stärke des Zusammenhangs
$R \leq 0,2$	sehr schwach
$0,2 \leq R < 0,4$	schwach
$0,4 \leq R < 0,6$	mittel
$0,6 \leq R < 0,8$	stark
$0,8 \leq R$	sehr stark

2.5.2 Niederschlagsszenarien

Um neben dem Jahresmittel auch Aussagen über die Belastungen bei unterschiedlichen Wetterbedingungen machen zu können, wurden mithilfe von tagesgenauen Niederschlags- und Pegeldata verschiedene Wetterszenarien definiert:

Trockenwetterproben (Szenario 1) wurden als solche klassifiziert, wenn drei Tage vor dem betrachteten Zeitpunkt kein Niederschlag ($< 0,2$ mm) gemessen wurde und der Pegel Weilerswist maximal dem 1,5-fachen des Niedrigwasserabflusses entsprach. In der Vorüberlegung zur Kategorisierung dieses Szenarios stand die Gefährdung für am Gewässer spielende Kinder sowie die Nutzung von Bewässerungs- und Tränkwasser im Vordergrund. Die Swist ist nicht als Badegewässer zugelassen.

Das **Szenario 2 (Trockenwetter nach Niederschlag)** wurde dann angenommen, wenn am betrachteten Tag kein Niederschlag ($< 0,2$ mm) gemessen wurde und 10 mm oder mehr Niederschlag an den beiden Vortagen gefallen war. Bakterien- und Parasitenkonzentrationen steigen nach einem Niederschlagsereignis signifikant an (MUNLV 2010). Durch eine anschließende Nutzung des Gewässers besteht folglich ein erhöhtes Gefährdungspotenzial.

Als **Regenwetter (Szenario 3)** wurde ein Tag klassifiziert, wenn 10 mm oder mehr Niederschlag am betrachteten Tag oder den zwei Vortagen gefallen war und der Pegelstand mindestens dem Mittelwasserabfluss entsprach. Während Regenwetterperioden kann es ebenfalls zu Entlastungsereignissen von Abwasseranlagen sowie zu vermehrten diffusen Einträgen kommen, sodass das Gewässer stärker belastet ist.

2.5.3 Frachtberechnungen

Die Berechnung von Belastungsfrachten erfordert die genaue Kenntnis über die Menge der Zuflüsse der einzelnen Eintragsarten. Sie erfolgte in Anlehnung an das im Projekt Swist III entwickelte Modell zur Berechnung des Gesamtwasserabflusses (SWIST III 2007). Dieses wurde um die Einleitungen des Trennkanalsystems erweitert und mit neuen Basisdaten aktualisiert. Die Berechnung erfolgte für das Jahresmittel als auch für die oben beschriebenen Niederschlagsszenarien.

Die Frachtberechnungen beruhen, wie in den Vorgängerprojekten, auf dem Produkt der medianen Konzentration eines Parameters und dem Tagesvolumen bzw. Jahresvolumen des betrachteten Eintragspfads. Für ausführliche Erläuterungen hierzu siehe Abschlussbericht Swist III (SWIST III 2007).

3 Ergebnisse

3.1 Untersuchungsparameter

Im Folgenden wird stellvertretend für die zwölf untersuchten hygienisch-mikrobiologischen Parameter auf vier wichtige Spezies eingegangen: *Escherichia coli* ist, ebenso wie intestinale Enterokokken, ein Indikatorbakterium für fäkale Verunreinigung, für welche Grenzwerte bei verschiedenen Wassernutzungen existieren. *C. perfringens* ist ein sporenbildendes Bakterium, das in der Natur als *Clostridium* fäkalen Ursprungs ubiquitär nachgewiesen werden kann. Das pathogene *C. perfringens* kann sowohl Gasbrand also auch intestinale Infektionen auslösen. Der Sporenbildner dient als Indikator für chlorresistente Mikroorganismen und bei Trinkwasseruntersuchungen als Indikator für parasitäre Dauerformen. Die Indikatorfunktion ist jedoch umstritten. Somatische Coliphagen sind Bakteriophagen, die *E. coli* und andere Enterobacteriaceae befallen und diese als Wirtszellen benutzen. Coliphagen werden in dieser Studie stellvertretend für virale Erreger betrachtet. Diese sind häufiger im Abwasser vorhanden, nicht pathogen und leichter nachweisbar als enterale humanpathogene Viren. *Giardia lamblia* ist ein pathogener desinfektionsmittelresistenter Darmparasit. Sowohl der 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 10 Zysten Darminfektionen aus (EXNER und GORNIK 2004). Giardien werden von ihrem Wirt in Form von Zysten als Dauerstadium in hohen Konzentrationen ausgeschieden und gelangen so ins Abwasser. Anders als Cryptosporidien, die auch häufig von Rindern ausgeschieden werden, ist der Nachweis von Giardien in Deutschland statistisch höchst signifikant mit einer Abwasserkontamination korreliert.

Um die chemisch-physikalische Belastung der untersuchten Proben zu beschreiben, wurde von den 30 bestimmten Parametern eine Auswahl von neun Parametern getroffen. Dargestellt werden im Folgenden die Stickstoffverbindungen Ammonium und Nitrat, der Gesamtphosphorgehalt sowie der Gehalt an Orthophosphat, 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 nur die Arznei- bzw. Pflanzenschutzmittel dargestellt, die regelmäßig an diesen Probenahmestellen nachgewiesen werden konnten.

3.2 Hydrologische Situation im Untersuchungszeitraum

Der Untersuchungszeitraum erstreckt sich über die Wasserwirtschaftsjahre (1. November bis 31. Oktober) 2010, 2011 und 2012. Tabelle 12 zeigt die Jahressumme der Niederschläge und die Jahresmittel der Abflüsse sowie die Werte der Winter- (1. November bis 30. April) und der Sommerhalbjahre (1. Mai bis 31. Oktober). Verglichen werden die Daten mit den langjährigen Mittel der Niederschlagsdaten (1961 - 2011) und der Abflussdaten (1972 - 2011) (Daten Ertfverband und Deutscher Wetterdienst). Während der Jahresniederschlag des Wasserwirtschaftsjahres 2010 mit 654 L/m² etwas oberhalb des langjährigen Mittels von 630 L/m² liegt, ist das Wasserwirtschaftsjahr 2011 mit nur 87% des langjährigen Mittels deutlich zu trocken. Im Wasserwirtschaftsjahr 2012 stimmt der Jahresniederschlag mit 626 L/m² fast genau mit den langjährigen Beobachtungen überein. In allen drei Jahren fielen in den Winterhalbjahren weniger Niederschläge als im Sommer, was den langjährigen Beobachtungen entspricht. Trotzdem erwiesen sich aber alle Winterhalbjahre gegenüber dem langjährigen Mittel als deutlich zu trocken (Tabelle 12).

Tabelle 12: Niederschlag und Abfluss im Einzugsgebiet (EZG) der Swist während der Projektphase, MQ = Mittelwasserabfluss.

Datum von	Datum bis	Niederschlag EZG Swist		Abfluss Swist (Pegel Weilerswist)	
		Summe [L/m ²]	relativ zum Langzeitmittel (1961 - 2011)	MQ [L/s]	relativ zum Langzeitmittel (1972 - 2011)
01.11.09	30.04.10	253	84 %	785	75 %
01.05.10	30.10.10	401	123 %	524	88 %
WWJ 2010		654	104 %	654	80 %
01.11.10	30.04.11	255	84 %	1350	129 %
01.05.11	30.10.11	290	89 %	327	55 %
WWJ 2011		545	87 %	833	102 %
01.11.11	30.04.12	265	87 %	700	67 %
01.05.12	30.10.12	362	111 %	380	64 %
WWJ 2012		626	99 %	540	66 %

Die klimatische Situation während des Untersuchungszeitraumes spiegelt sich auch in den Abflussdaten des Einzugsgebietes wieder (Tabelle 12). Im Wasserwirtschaftsjahr 2010 lag der Mittelwasserabfluss (MQ) am Gebietsauslass (Pegel Weilerswist) bei 654 L/s und damit deutlich unter dem mehrjährigen Mittel (815 L/s). Im Jahr 2011 erreichte trotz der

unterdurchschnittlichen Niederschläge der mittlere Jahresabfluss mit 833 L/s 102% des langjährigen Mittels. Bereinigt man allerdings die Werte von den extrem hohen Abflüssen während des Januarhochwassers, so liegt der mittlere Abfluss mit nur 524 L/s weit unter dem mehrjährigen Mittel. Im Wasserwirtschaftsjahr 2012 wurde am Pegel Weilerswist ein MQ von 540 L/s registriert. Damit lag der Jahresabfluss trotz durchschnittlicher Niederschläge mit einer Abweichung von minus 34% wieder deutlich unter dem langjährigen Mittel. Offensichtlich konnten die Niederschläge des zweiten Halbjahres 2012 die fehlenden Niederschläge des vorangegangenen Halbjahres bis zum Ende der Untersuchungsdauer nicht ausgleichen.

3.3 Untersuchung Trennkanalsystem

3.3.1 Vor-Ort Parameter

Die durchschnittlich gemessene Temperatur des eingeleiteten Wassers aus dem Trennkanalsystem betrug 18 °C im Median bei der Probenahme. Temperaturminima im Februar 2011 lagen bei 2 °C während die maximalen Werte aus den Monaten Mai, Juni und August 2011 bei 23 °C stammen. Die gemessenen pH-Werte der Proben lagen mit wenigen Ausnahmen im neutralen Bereich zwischen 6,7 und 8,5 (Median 7,2). Die elektrische Leitfähigkeit betrug minimal 44 µS/cm im August 2011, während im Februar des gleichen Jahres ein Spitzenwert von 885 µS/m erreicht wurde (Median 104 µS/cm). Das Wasser war zwischen 5 FNU im September 2010 und 212 FNU im Juni 2011 getrübt. Der Median der gemessenen Werte lag bei 40 FNU.

Tabelle 13: Auswertung der Vor-Ort Untersuchungen am Auslass des Regenrückhaltebeckens im Trennkanalsystem Meckenheim.

Parameter [Einheit]	Min	Median	Max	n
Wassertemperatur [°C]	2	18	23	23
pH-Wert	6,7	7,2	8,5	21
elektrische Leitfähigkeit [µS/cm]	44	104	885	23
Trübung [FNU]	5	40	212	24

Auffallend erschien jedoch in der organoleptischen Bestimmung der Proben die Häufigkeit des Geruchs nach Fäkalien (13 von 28). Weitere Geruchszuordnungen traten weitaus

seltener auf (geruchlos 4x; abgestanden/muffig 3x; modrig 3x; brackig 2x; Abwasser 1x; nicht bestimmbar 2x).

3.3.2 Chemisch-physikalische Parameter

Um die chemisch-physikalische Belastung bzw. die Belastungen mit Spurenstoffen der Einleitungen von Trennkanalisationen zu überprüfen, wurden die Einleitungen des Trennkanalsystem Meckenheim bei 55 Regenereignissen zeitlich aufgelöst (12 Minuten-Mischproben) beprobt. Insgesamt wurden 367 Einzelproben gewonnen und analysiert. Die Abbildung 3 gibt einen Überblick über die Ergebnisse der chemisch-physikalischen Analysen als Box-Plot.

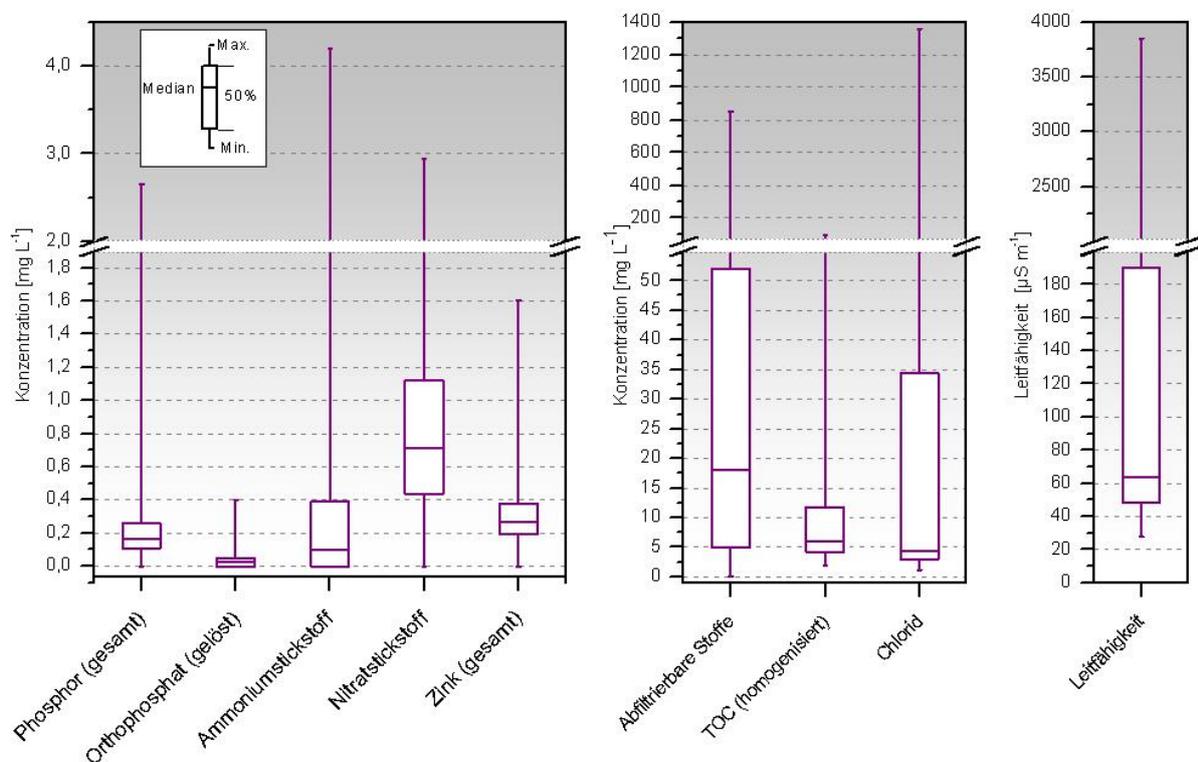


Abbildung 3: Ergebnisse der chemisch-physikalischen Untersuchungen der Niederschlagswassereinleitungen aus dem Trennkanalsystem Meckenheim.

Gesamtposphor bzw. Orthophosphat wurden im Median mit Konzentrationen von 0,16 bzw. 0,03 mg/L nachgewiesen. Ammoniumstickstoff und Nitratstickstoff traten im Median in Konzentrationen von 0,10 mg/L und 0,71 mg/L auf. Die medianen Konzentrationen aller Proben von Zink und Chlorid waren 0,27 mg/L und 4,42 mg/L. Der TOC-Gehalt bzw. die Menge der abfiltrierbaren Stoffe lagen im Median in den Abläufen des Trennkanal bei 5,93 bzw. 18,00 mg/L. Die Streuung der Werte unterschied sich bei den einzelnen Parametern deutlich, wie man an den unterschiedlichen Interquartilen (Box) erkennen kann (Abbildung

3). Die medianen Werte lagen alle in der Größenordnung, die man für Abläufe von Trennkanalsystemen erwarten kann (CHRISTOFFELS 2008). Allerdings liegen die Maximalkonzentrationen meist um ein Vielfaches über den medianen Werten (Abbildung 3).

3.3.3 Spurenstoffe

In den Proben aus dem Ablauf des Trennkanalsystems Meckenheim konnten einige Spurenstoffe regelmäßig nachgewiesen werden (Abbildung 4). So waren die Pflanzenschutzmittewirkstoffe Desisopropylatrazin in 4 % aller Proben, Diacamba in 5 %, Diuron in 6 %, Desethylatrazin in 8 %, MCPA in 19 % und Mecoprop in 21 % aller Proben nachweisbar. Die Maximalkonzentrationen dieser Stoffe lagen zwischen 0,31 µg/L (Diacamba) und 5,23 µg/L (MCPA). Auch die Arzneimittelwirkstoffe Ibuprofen und Diclofenac wurden in 19 % bzw. 11 % aller Proben gefunden. Die Maximalwerte lagen hier bei 1,71 µg/L für Ibuprofen und 0,88 µg/L für Diclofenac. Die Mediane aller gefundenen Spurenstoffe lagen unterhalb den Bestimmungsgrenzen.

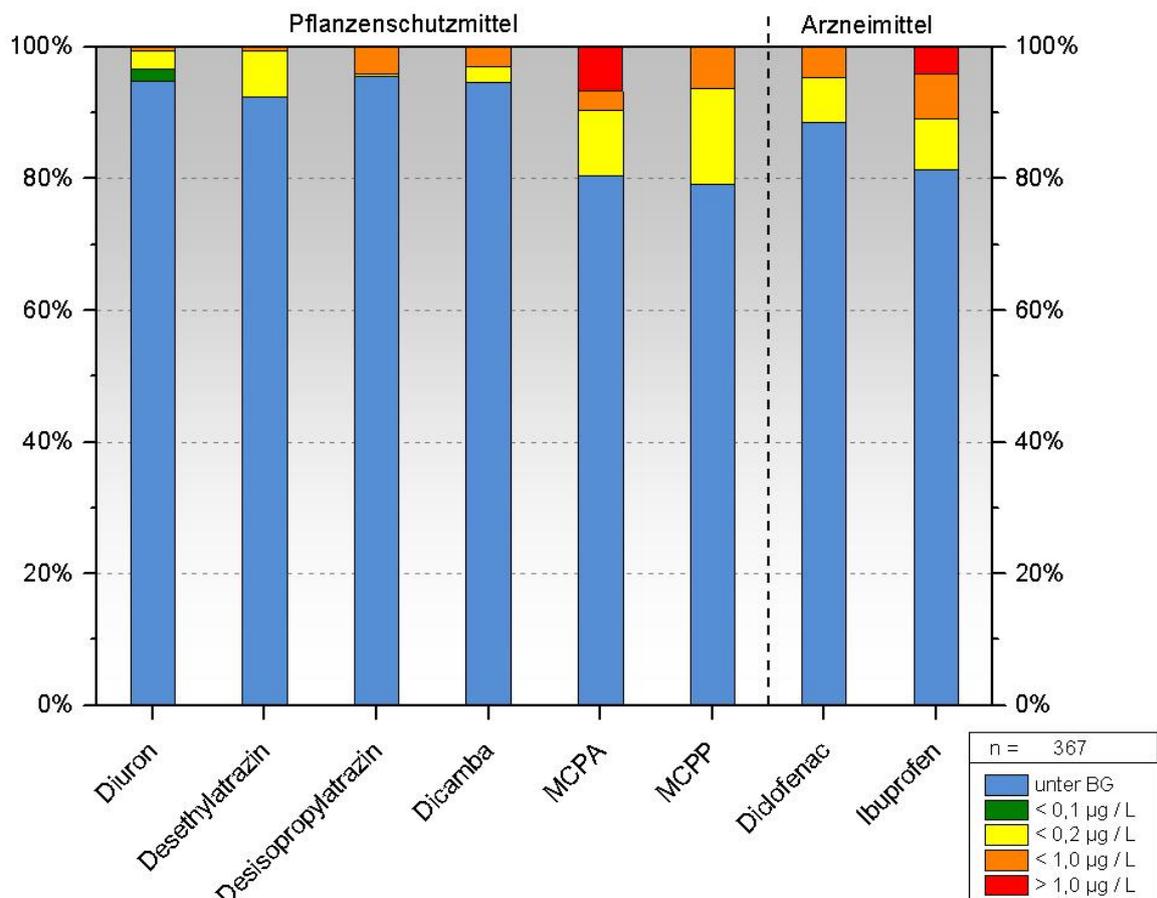


Abbildung 4: Positivbefunde der Untersuchung der Spurenstoffe im Niederschlagswasser am Trennkanalsystem Meckenheim unterteilt in Konzentrationsklassen, BG = Bestimmungsgrenze.

3.3.4 Mikrobiologie

Tabelle 14 zeigt die Auswertung der Daten der mikrobiologischen Untersuchungen am Trennkanalsystem Meckenheim. Die Konzentrationen der *E. coli* betragen im Median 24.000 MPN/100 mL. Der Maximalwert von 1.100.000 MPN/100 mL wurde im Mai 2011 gemessen, während der Minimalwert von 400 MPN/100 mL im Februar des gleichen Jahres gemessen wurde. *Clostridium perfringens* konnte im Median mit 910 KBE/100 mL ermittelt werden. Die maximale Anzahl an KBE wurde im Juni 2011 mit 8.000 KBE/100 mL festgestellt, während das absolute Minimum von 20 KBE/100 mL im September 2010 gemessen wurde. Der Medianwert für die Anzahl von Enterokokken lag im Trennkanal bei 33.725 KBE/100 mL. Das gemessene Maximum lag bei 1.200.000 KBE/100 mL und wurde im Mai 2011 gemessen. Der Minimalwert von 20 KBE/100 mL wurde Anfang Juli 2011 ermittelt. Coliphagen befanden sich in einer medianen Konzentration von 1.510 PBE/100 mL in den Proben. Im Juni 2011 wurde das Maximum von > 20.000 bestimmt und im darauffolgenden August eine minimale Anzahl von 2 PBE/100 mL. Für *Giardia lamblia* konnte ein Median von < 17,29 Zysten/100 L festgestellt werden. Im Juni 2011 wurden 3.666 Zysten/100 L gezählt, während im August weniger als 2,1 Zysten/100 L in dem Proben enthalten waren.

Tabelle 14: Konzentrationen mikrobiologischer Parameter in den Niederschlagswassereinleitungen des Trennkanalsystems Meckenheim

Parameter [Einheit]	Min	Median	Max	n
<i>C. perfringens</i> [KBE/100 mL]	20	910	8.000	23
<i>Campylobacter</i> spp. [KBE/100 mL]	0	≥ 1.000	≥ 1.000	23
Coliforme Bakterien [MPN/100 mL]	15.000	460.000	> 1.100.000	23
<i>E. coli</i> [Direktansatz]	1.100	37.265	527.300	22
<i>E. coli</i> [MPN/100 mL]	400	24.000	1.100.000	23
Coliphagen [PBE/100 mL]	2	1.510	> 20.000	23
Enterokokken [KBE/100 mL]	20	33.725	1.200.000	23
Koloniezahl 20 °C [KBE/1 mL]	3.793	106.700	1.956.000	23
Koloniezahl 36 °C [KBE/1 mL]	782	44.400	1.844.000	23
sulfitred. sporenbild. Anaerobier (Clostridien) [KBE/100 mL]	50	1.182	27.270	23
<i>Cryptosporidium</i> spp. [Oozysten/100 L]	< 2,1	< 17,29	< 333	26
<i>Giardia lamblia</i> [Zysten/100 L]	< 2,1	< 17,29	3.666	26
<i>Salmonella</i> spp. [KBE/100 mL]	19x negativ in 100 mL; 4x positiv in 100 mL			23

Es liegen nicht für alle mikrobiologischen Parameter normalverteilte Stichproben vor. Aus diesem Grund wurde in der weiteren statistischen Auswertung ausschließlich auf nicht-parametrische Tests zurückgegriffen, die keine Normalverteilung voraussetzen. Für die Korrelationsanalysen wurde für metrische Daten der Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman herangezogen.

Der untersuchte Parameter *C. perfringens* wies einen sehr starken Zusammenhang mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $< 1\%$ mit den Clostridien ($R = 0,87$) und einen starken Zusammenhang mit der Trübung ($R = 0,78$) auf. Mittlere Zusammenhänge mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $\leq 5\%$ konnten mit dem Auftreten von Coliphagen ($R = 0,56$), Enterokokken ($R = 0,46$) und den Koloniezahlen bei 20 °C ($R = 0,48$) nachgewiesen werden. Statistisch ähnlich verhielt sich die gesamte Gruppe der Clostridien. Kein mittlerer Zusammenhang konnte jedoch zwischen Clostridien und Enterokokken hergestellt werden. Ein starker negativer Zusammenhang mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $< 1\%$ konnte zwischen coliformen Bakterien und dem pH-Wert der Proben ($R = -0,72$) festgestellt werden. Starke Korrelationen fanden sich zwischen coliformen Bakterien und Coliphagen ($R = 0,65$) und Enterokokken ($R = 0,62$), außerdem zwischen coliformen Bakterien und den Koloniezahlen bei 20 °C ($R = 0,67$) sowie bei 36 °C ($R = 0,66$). Die *E. coli* als Teilgruppe der Coliformen Bakterien verhielten sich geringfügig anders. Für *E. coli* zeigten die Werte starke Korrelationen mit Irrtumswahrscheinlichkeiten von $< 1\%$ zwischen *E. coli* und Coliphagen ($R = 0,75$) sowie zwischen *E. coli* und den Koloniezahlen bei 36 °C ($R = 0,74$). Mit ebenfalls noch starker Korrelation von $R = 0,68$ hängt der Parameter *E. coli* mit den Konzentrationen der Koloniezahlen bei 20 °C zusammen. Ein starker negativer Zusammenhang mit einer höheren Irrtumswahrscheinlichkeit von $\geq 1\%$ stellte sich zwischen *E. coli* und dem pH-Wert ($R = -0,60$) heraus. Außerdem zeigte sich mit einem Signifikanzwert von $\leq 0,05$ eine mittlere Korrelation zwischen *E. coli* und Enterokokken ($R = 0,44$). Das Direktnachweisverfahren erbrachte differenziertere Ergebnisse als die statistische Hochrechnung mittels des MPN-Verfahrens. Die Coliphagen korrelierten mit $R = 0,83$ sehr stark und $R = 0,71$ stark mit der Anzahl der Kolonien bei 20 °C sowie bei 36 °C . Eine starke negative Korrelation bestand zwischen Coliphagen und pH-Wert ($R = -0,75$). Ein weiterer starker Zusammenhang mit Irrtumswahrscheinlichkeiten von $\leq 5\%$ zeigte sich zwischen Coliphagen und Enterokokken ($R = 0,61$). Mittlere Zusammenhänge waren zwischen Coliphagen und Clostridien ($R = 0,53$) sowie Coliphagen und Trübung ($R = 0,56$) ersichtlich. Die Enterokokken-Konzentrationen zeigten einen starken Zusammenhang mit der Trübung ($R = 0,74$) sowie einen starken Zusammenhang mit den Koloniezahlen bei 20 °C ($R = 0,60$). Ähnlich wie bei fast allen anderen Bakterien war auch hier ein negativer Zusammenhang zum pH-Wert ersichtlich ($R = -0,51$). Ein mittlerer Zusammenhang mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $\leq 5\%$ zeigte sich zwischen Enterokokken und den Koloniezahlen bei 36 °C ($R = 0,47$). Neben den

bereits erwähnten Zusammenhängen korrelierten die Koloniezahlen bei 20 °C außerdem sehr stark mit den Koloniezahlen bei 36 °C ($R = 0,84$) und im starken Maße mit der Trübung ($R = 0,62$) sowie im mittleren Maße mit der elektrischen Leitfähigkeit ($R = 0,58$). Außerdem korrelierte der Parameter ebenso wie die Koloniezahlen bei 36 °C negativ mit dem pH-Wert ($R = -0,58$ bzw. $R = -0,55$). Eine Korrelationsmatrix ist in Tabelle A 1 im Anhang dargestellt.

Im Falle der Parasiten ließ sich keine Korrelation errechnen, da zu viele Proben unterhalb der jeweiligen Nachweisgrenze des Untersuchungsvolumens lagen. Bei der Berechnung der Zusammenhangsmaße für die nominalen Parameter konnten keine signifikanten Korrelationen ermittelt werden.

3.4 Untersuchung Retentionsbodenfilter

3.4.1 Vor-Ort Parameter

Die Wassertemperatur bei der Probenahme lag im Median im Zulauf bei 18 °C und im Ablauf bei 17 °C. Die elektrische Leitfähigkeit schwankte im Zulauf zwischen 89 und 342 $\mu\text{S}/\text{cm}$, im Median lag sie bei 192 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Im Ablauf zeigte sich hingegen eine mediane Leitfähigkeit von 283 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Insgesamt war die Spannweite mit 48 $\mu\text{S}/\text{cm}$ im Minimum und 577 $\mu\text{S}/\text{cm}$ im Maximum größer als die Spannweite des Zulaufs. Der pH-Wert schwankte im Zulauf zwischen pH 5,0 und pH 7,3 (Median pH 7,0), der Ablauf wies mit einer Spannweite von pH 4,9 bis pH 7,9 eine etwas höhere Spannweite mit dem Median von pH 7,3 auf. Das häufig nach Fäkalien/Abwasser riechende Zulaufwasser zeigt Trübungswerte von 1 bis 215 FNU. Im Median lag die Trübung bei 91 FNU. Das weitgehend geruchlose Wasser des Ablaufs erschien mit Trübungswerten von 0 bis 9 FNU meist farblos.

Tabelle 15: Auswertung der Vor-Ort Untersuchungen am Retentionsbodenfilter Altendorf.

Parameter [Einheit]	Abflussart	Min	Median	Max	n
Wassertemperatur [°C]	Zulauf	5	18	26	26
	Ablauf	5	17	23	25
pH-Wert	Zulauf	5,0	7,0	7,3	23
	Ablauf	4,9	7,3	7,9	22
elektrische Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	Zulauf	89	192	342	25
	Ablauf	48	283	577	24
Trübung [FNU]	Zulauf	1	91	215	28
	Ablauf	0	1	9	28

3.4.2 Chemisch-physikalische Parameter

Bei der Untersuchung des Retentionsbodenfilters wurde sowohl der Zulauf als auch der Ablauf des Retentionsbodenfilters beprobt. Insgesamt wurden für die chemisch-physikalischen Analysen sowie für die Untersuchung der Spurenstoffe bei 35 Beschickungen Proben genommen. Dabei wurden für den Ablauf und Zulauf jeweils 354 Einzelproben gezogen und analysiert.

Die Abbildung 5 zeigt für eine Auswahl von wasserwirtschaftlich bedeutsamen Parametern die Untersuchungsergebnisse für den Zulauf (rot) und für den Ablauf (grün) als Boxplot.

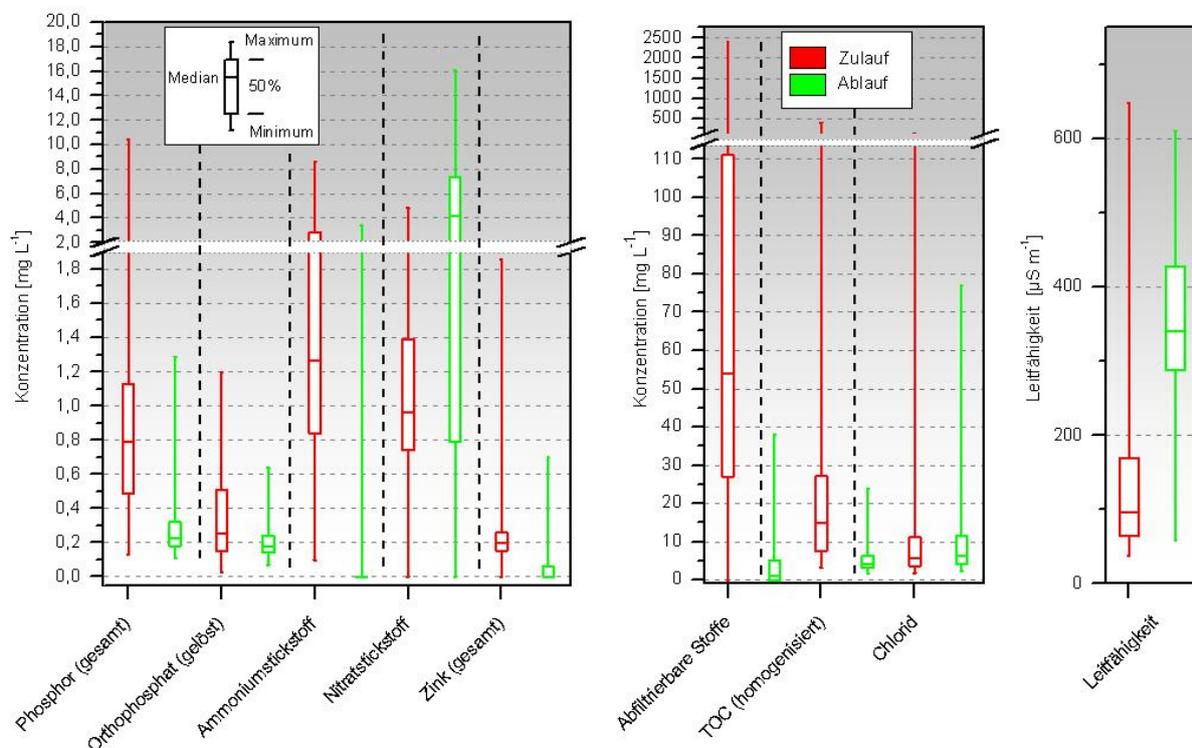


Abbildung 5: Ergebnisse der chemisch-physikalischen Untersuchungen des Zu- und Ablaufs des Retentionsbodenfilters Altendorf.

Der Zulauf des Retentionsbodenfilters entspricht dem Ablauf der Mischwasserentlastung Altendorf, sodass als Vergleichswerte die Ergebnisse der Untersuchungen von Mischwasserentlastungen herangezogen werden können. Die Konzentrationen der untersuchten Parameter lagen alle in den Größenordnungen, die für Mischwasserentlastungen zu erwarten sind (CHRISTOFFELS 2008, SWIST II 2004). Im Ablauf reduzierten sich die Konzentrationen der Parameter im Median um 28 % bis 99 % (Abbildung 5). Ausnahmen waren die mediane Ablaufkonzentration von Nitratstickstoff sowie die

Leitfähigkeit. Die beiden Parameter wiesen erwartungsgemäß im Ablauf höhere mediane Werte als im Zulauf auf.

3.4.3 Spurenstoffe

Bei der Untersuchung der Spurenstoffe wurden die Pflanzenschutzmittel Dichlorprop, Diuron, Isoproturon, MCPA sowie MCPP sowohl im Zulauf als auch im Ablauf nachgewiesen. Außerdem traten Positivbefunde für die Arzneimittel Carbamazepin, Diclofenac, Ibuprofen und Naproxen auf. Abbildung 6 zeigt die Häufigkeit der Befunde, unterteilt nach Konzentrationsklassen für den Zu- und den Ablauf des Retentionsbodenfilters.

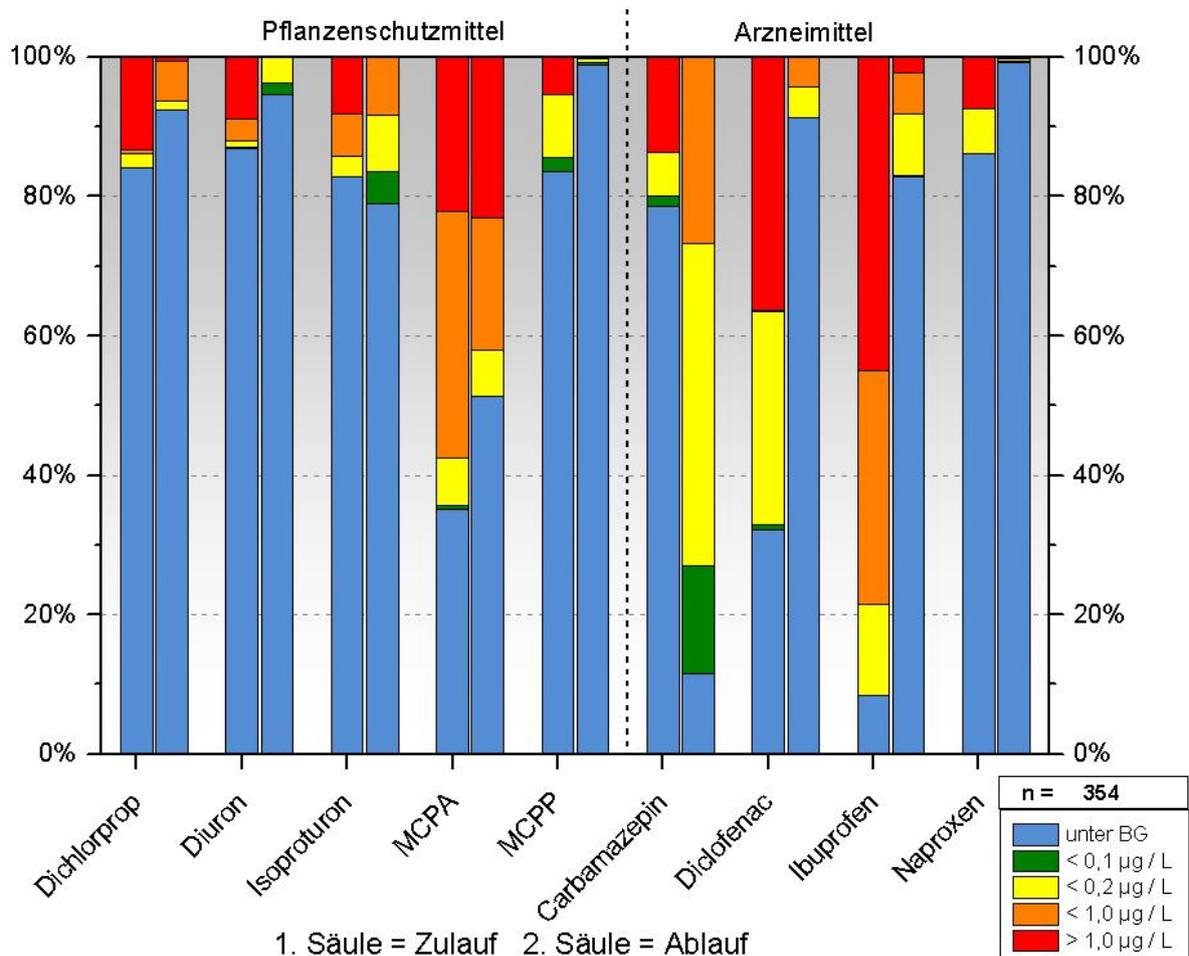


Abbildung 6: Positivbefunde der Untersuchungen der Spurenstoffe am Retentionsbodenfilter Altendorf (Zu- und Ablauf) unterteilt in Konzentrationsklassen, BG = Bestimmungsgrenze.

Im Zulauf wurden je nach Spurenstoff in 5 bis zu 45 % aller Proben hohe Konzentrationen (> 1 µg/L) nachgewiesen. Die medianen Konzentration lagen aber mit Ausnahme von MCPA (0,42 µg/L), Diclofenac (0,14 µg/L) und Ibuprofen (0,50 µg/L) unterhalb der

Bestimmungsgrenze. Bei fast allen Spurenstoffen ist eine deutliche Abnahme der Befunde zu beobachten. Befunde über 1 µg/L konnten im Ablauf nur noch bei MCPA (23 %), Ibuprofen (2 %) und Dichlorprop (0,5 %) nachgewiesen werden. Bei Isoproturon und Carbamazepin steigt die Anzahl der Gesamtbefunde zwar an, allerdings reduzieren sich die Konzentrationen der Substanzen deutlich.

3.4.4 Mikrobiologie

Tabelle 16 zeigt die Auswertung der Daten der mikrobiologischen Untersuchungen am Retentionsbodenfilter Altendorf. Die *E. coli*-Konzentrationen im Zulauf des Retentionsbodenfilters schwankten zwischen < 3.000 MPN/100 mL und > 11.000.000 MPN/100 mL. Im Median konnte eine Konzentration von 1.100.000 MPN/100 mL festgestellt werden. Im Ablauf des RBF waren *E. coli* im Median mit 930 MPN/100 mL vorhanden. Die Konzentration schwankte hier zwischen dem Maximum von 43.000 MPN/100 mL und dem Minimum von weniger als 30 MPN/100 mL. *C. perfringens* konnte im Zulauf mit einem Median von 23.600 KBE/100 mL nachgewiesen werden. Die Konzentrationen lagen insgesamt zwischen 100 und 370.000 KBE/100 mL. Im Ablauf hingegen schwankten die Werte zwischen 0 und 200 KBE/100 mL. Im Median waren weniger als 10 KBE/100 mL im Wasser vorhanden. Es konnten in 24 von 29 Proben Coliphagen nachgewiesen werden. Ihre Konzentrationen lagen zwischen < 100 und 242.100 PBE/100 mL im Zulauf und zwischen 0 und 2.410 PBE/100 mL im Ablauf. Der Median im Zulauf lag bei 37.050 PBE/100 mL, während der Median im Ablauf des Retentionsbodenfilters 19 PBE/100 mL betrug. Enterokokken waren mit einem Median von 200.000 KBE/100 mL im Zulauf vorhanden (Spannweite < 1.000 bis 1.560.000 KBE/100 mL). Im Ablauf konnte die Konzentration auf im Median 217 KBE/100 mL reduziert werden (Spannweite 0 bis 5.700 KBE/100 mL). *Giardia lamblia* wurde im Zulauf in allen Proben nachgewiesen, mit 400 Zysten/100 L im Median. Die Anzahl der Zysten pro 100 L schwankte hier zwischen 38 und 10.303. Im Ablauf lag der Median der Giardien bei weniger als 2,6 Zysten/100 L. Insgesamt lagen die gemessenen Konzentrationen zwischen 1 bis 29,5 Zysten/100 L.

Tabelle 16: Konzentrationen der mikrobiologischen Parameter des Zu- und Ablaufs am Retentionsbodenfilter Altendorf.

Parameter [Einheit]	Abflussart	Min	Median	Max	n
<i>C. perfringens</i> [KBE / 100 mL]	Zulauf	100	23.600	370.000	25
	Ablauf	0	< 10	200	25
<i>Campylobacter</i> spp. [KBE / 100 mL]	Zulauf	≥ 10	≥ 100.000	10.000.000	26
	Ablauf	1	≤ 10	≥ 1.000	26
Coliforme Bakterien [MPN / 100 mL]	Zulauf	< 3.000	2.350.000	110.000.000	26
	Ablauf	< 30	3.350	460.000	26
<i>E. coli</i> [Direktansatz]	Zulauf	< 1.000	1.325.000	5.450.000	26
	Ablauf	< 10	557	24.000	26
<i>E. coli</i> [MPN / 100 mL]	Zulauf	< 3.000	1.100.000	> 110.000.000	26
	Ablauf	< 30	930	43.000	26
Coliphagen [PBE / 100 mL]	Zulauf	< 100	41.800	242.100	25
	Ablauf	0	25	2.410	26
Enterokokken [KBE / 100 mL]	Zulauf	< 1.000	200.000	1.560.000	26
	Ablauf	0	217	5.700	26
Koloniezahl 20 °C [KBE / 1 mL]	Zulauf	100	1.175.000	8.605.000	26
	Ablauf	0	1.474	197.000	26
Koloniezahl 36 °C [KBE / 1 mL]	Zulauf	6.036	926.000	6.123.000	26
	Ablauf	11	1.270	153.000	25
sulfitred. sporenbild. Anaerobier (Clostridien) [KBE / 100 mL]	Zulauf	100	31.400	370.000	25
	Ablauf	0	10	218	25
<i>Cryptosporidium</i> spp. [Oozysten / 100 L]	Zulauf	< 5,95	< 40	< 500	29
	Ablauf	< 0,95	< 1,84	< 10,9	29
<i>Giardia lamblia</i> [Zysten / 100 L]	Zulauf	38	400	10.303	29
	Ablauf	1	< 2,7	30	29
<i>Salmonella</i> spp. [KBE / 100 mL]	Zulauf	10 negativ in 100 mL, 16 positiv in 100 mL			26
	Ablauf	25 negativ in 100 mL, 1 positiv in 100 mL			26

Für die Korrelationsberechnungen der mikrobiologischen Parameter des Retentionsbodenfilters gelten gleiche Bedingungen wie für die Berechnungen am Trennsystem. Wenige der geprüften Parameter folgten der Normalverteilung, deshalb wurde ausschließlich auf den Spearman Korrelationskoeffizienten zurückgegriffen.

Die Konzentrationen der im **Zulauf** des Retentionsbodenfilters untersuchten Parameter zeigten folgende Zusammenhänge. *C. perfringens* korrelieren sehr stark mit Clostridien ($R = 0,92$). Mittlere Korrelationen mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $\leq 5\%$ wurden für die Parameter *C. perfringens* und coliformen Bakterien berechnet ($R = 0,48$), ebenso mit den Koloniezahlen bei 36 °C ($R = 0,40$) und der elektrischen Leitfähigkeit ($R = 0,48$). Coliforme Bakterien standen in sehr starkem Zusammenhang mit *E. coli* ($R = 0,87$). Eine starke

Korrelation wiesen die coliformen Bakterien mit Koloniezahlen bei 36 °C ($R = 0,60$) auf. Mittlere Korrelationen wurden zwischen coliformen Bakterien und Koloniezahlen bei 20 °C ($R = 0,55$) sowie mit Enterokokken ($R = 0,53$) ermittelt. Ein weiterer mittlerer Zusammenhang mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $\leq 5\%$ bestand zwischen coliformen Bakterien und der Trübung ($R = 0,47$). *E. coli* im Direktnachweisverfahren korrelierten sehr stark mit Enterokokken ($R = 0,83$) und stark mit *E. coli* im MPN-Nachweisverfahren ($R = 0,70$) sowie den allgemeinen Koloniezahlen bei 36 °C ($R = 0,73$). Mittlere Zusammenhänge wurden für *E. coli* mit Coliphagen ($R = 0,64$) sowie mit den allgemeinen Koloniezahlen bei 20 °C ($R = 0,62$) berechnet, sowie mit der elektrischen Leitfähigkeit ($R = 0,57$). Mit Ausnahme der bereits erwähnten sehr starken Zusammenhänge konnten für den Parameter *E. coli* im MPN-Nachweisverfahren ausschließlich starke Zusammenhänge mit Enterokokken ($R = 0,60$), Trübung ($R = 0,63$) sowie den Koloniezahlen bei 20 °C ($R = 0,63$) und bei 36 °C ($R = 0,67$) ermittelt werden. Die Konzentrationen der Coliphagen korrelierten stark mit den Koloniezahlen bei 20 °C ($R = 0,63$) und mittelstark mit der allgemeinen Koloniezahl bei 36 °C ($R = 0,46$). Die Enterokokken-Konzentrationen wiesen neben den bereits beschriebenen Korrelationen ebenso Zusammenhänge mit den Koloniezahlen bei 20 °C ($R = 0,67$) und noch stärker mit den Koloniezahlen bei 36 °C ($R = 0,85$) auf. Ein mittlerer Zusammenhang mit einer verhältnismäßig hohen Irrtumswahrscheinlichkeit von etwa 5 % ergab sich zwischen Enterokokken und der elektrischen Leitfähigkeit ($R = 0,45$). Die Koloniezahlen bei 20 °C korrelierten sehr stark mit den Koloniezahlen bei 36 °C ($R = 0,84$). Beide Parameter standen in einem mittlerem Zusammenhang mit der elektrischen Leitfähigkeit ($R = 0,47$ und $R = 0,43$). Die Koloniezahlen bei 36 °C standen des Weiteren im mittleren Zusammenhang mit Clostridien ($R = 0,43$). *Giardia lamblia* korrelierten im mittleren Maß in der untersuchten Stichprobe negativ mit dem pH-Wert ($R = -0,48$).

Für die am **Ablauf** gewonnenen Proben ergaben sich sehr starke Korrelationen mit dem Spearman Korrelationskoeffizienten zwischen *C. perfringens* und *E. coli* im Direktnachweis ($R = 0,81$) sowie zwischen *C. perfringens* und Clostridien ($R = 0,96$). Starke Zusammenhänge wurden zwischen *C. perfringens* und Coliphagen ($R = 0,78$) bzw. der Trübung ($R = 0,71$) sowie zwischen *C. perfringens* und Koloniezahlen bei 20 °C ($R = 0,66$) und bei 36 °C ($R = 0,60$) ermittelt. Coliforme Bakterien zeigten ausschließlich starke Zusammenhänge unter anderem mit *E. coli* ($R = 0,66$ und $0,75$), Coliphagen ($R = 0,77$) sowie mit Enterokokken ($R = 0,79$). Außerdem korrelierten coliforme Bakterien mit den Koloniezahlen bei 20 °C und bei 36 °C ($R = 0,75$ und $0,72$). Die *E. coli* im Direktnachweis zeigten ähnliche Korrelationen wie die coliformen Bakterien. Unterschiede in der Korrelationsstärke zeigten sich bei dem Parameter der Koloniezahlen bei 36 °C. Dieser korrelierte mit *E. coli* (Direktnachweis) nur mittelmäßig ($R = 0,54$). *E. coli* korrelierte außerdem stark mit Clostridien ($R = 0,67$) und mittel mit der Trübung des Wassers

($R = 0,42$). Die Korrelationen der *E. coli* im MPN-Nachweis unterschieden sich von den Korrelationen der coliformen Bakterien lediglich in ihrer Stärke. So korrelierten *E. coli* (MPN) mit Coliphagen ($R = 0,56$) und Koloniezahlen bei 20 °C ($R = 0,59$) und 36 °C ($R = 0,46$) nur mittelmäßig, während ein sehr starker Zusammenhang zu Enterokokken ($R = 0,84$) festgestellt werden konnte. Auch Coliphagen korrelierten sehr stark mit Enterokokken ($R = 0,85$) sowie mit Koloniezahlen bei 20 °C ($R = 0,80$). Starke Zusammenhänge ergaben sich zwischen Coliphagen und Koloniezahlen bei 36 °C ($R = 0,79$), sowie mit Clostridien ($R = 0,67$). Mit $R = 0,48$ bestand ein mittlerer Zusammenhang zwischen Coliphagen und der Wassertemperatur und ebenso hingen Coliphagen und Trübung im mittleren Maße zusammen. Eine mittlere Korrelation konnte zwischen Enterokokken und Clostridien ($R = -0,57$) ermittelt werden. Auch dieser Parameter zeigte starke bis sehr starke Zusammenhänge zu Koloniezahlen bei 20 °C ($R = 0,80$) und 36 °C ($R = 0,73$). Untereinander korrelierten die Koloniezahlen bei 20 °C und bei 36 °C sehr stark ($R = 0,90$). Außerdem ergaben sich Korrelationen mit Clostridien ($R = 0,60$ und $0,56$) sowie mit der Trübung ($R = 0,46$ und $0,50$). Clostridien und Trübung zeigten mit $R = 0,64$ einen starken Zusammenhang. Außerdem konnte innerhalb dieser Stichprobe eine mittlere Korrelation ($R = 0,49$) zwischen Wassertemperatur und Trübung, sowie eine negative Korrelation ($R = -0,56$) zwischen elektrischer Leitfähigkeit und pH-Wert ermittelt werden. Die zusammenfassenden Korrelationsmatrizen befinden sich im Anhang (s. Tabelle A 2 und Tabelle A 3)

3.5 Untersuchung Gewässerrandstreifen

Es wurden zwei unterschiedliche Gewässerrandstreifen untersucht, um die Wirkung verschiedener Bewuchsformen (Gehölz, Gras) in der Rückhaltewirkung für Spurenstoffe und Mikroorganismen zu ermitteln. Die Probenahme erfolgte mithilfe zwei In-situ Passivsammlern (Racks) oberhalb und unterhalb des jeweiligen Gewässerrandstreifens.

3.5.1 Vor-Ort Parameter

Gewässerrandstreifen mit Gehölz

Das Probenwasser im Rack vor dem Gewässerrandstreifen war durch folgende Vor-Ort Parameter charakterisiert (Tabelle 17). Im Oberflächenwasserabfluss (16 Proben) betrug die Wassertemperatur bei Probenahme zwischen 2 bis 22 °C (Median 15 °C), der pH-Wert zwischen pH 5,6 und 7,8 (Median pH 7,1) sowie die elektrische Leitfähigkeit zwischen 41 und 1262 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Median 133 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Die Trübung des Oberflächenwasserabflusses schwankte zwischen 115 und 1095 FNU (Median 366 FNU). Im Bodenwasserabfluss (13 Proben) lag die Wassertemperatur zwischen 1 und 28 °C (Median 15 °C). Der pH-Wert

schwankte zwischen pH 6,0 und 7,9 (Median pH 7,1), die elektrische Leitfähigkeit zwischen 54 und 852 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Median 141 $\mu\text{S}/\text{cm}$) und die Trübung zwischen 118 und 984 FNU (Median 269 FNU).

Tabelle 17: Auswertung der Vor-Ort Untersuchungen am Gewässerrandstreifen (Gehölz).

Parameter [Einheit]	Abfluss- art	vor Gewässerrandstreifen				nach Gewässerrandstreifen			
		Min	Median	Max	n	Min	Median	Max	n
Wassertemperatur [°C]	OA	2	15	22	12	4	16	19	9
	BA	1	15	28	12	14	16	19	3
pH-Wert	OA	5,6	7,1	7,8	12	6,8	7,4	7,8	10
	BA	6,0	7,1	7,9	12	7,0	7,6	7,7	3
elektrische Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	OA	41	133	1262	12	125	343	1183	10
	BA	54	141	852	12	2	276	566	3
Trübung [FNU]	OA	115	366	1095	16	23	82	968	11
	BA	118	269	984	13	159	761	1000	3

Die Proben im Rack nach dem Gewässerrandstreifen (ca. 15 m vom Feld entfernt) zeigten im Oberflächenwasserabfluss (11 Proben) Wassertemperaturen von 4 bis 19 °C (Median 16), einen pH-Wert von 6,8 bis 7,8 (Median 7,4), eine elektrische Leitfähigkeit von 125 bis 1183 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Median 343 $\mu\text{S}/\text{cm}$) und eine Trübung von 23 bis 968 FNU (Median 82 FNU) (Tabelle 17). Die drei Proben des Bodenwasserabflusses wiesen eine Wassertemperatur von 14 °C bis 19 °C auf, einen pH-Wert von 7,0, bis 7,7 und eine elektrische Leitfähigkeit von 2 bis 566 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf. Die Trübung betrug 159 bis 1000 FNU.

Gewässerrandstreifen mit Gras

Vor dem Gewässerrandstreifen mit Grasbewuchs konnten 10 Proben des Oberflächenwasserabflusses gewonnen werden (Tabelle 18). Die Wassertemperatur lag hier zwischen 5 und 28 °C, im Median bei 18 °C. Der pH-Wert schwankte im neutralen Bereich zwischen 6,8 und 7,7 (Median pH 7,3) und die elektrische Leitfähigkeit zwischen 75 bis 815 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Median 342 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Die Trübung lag im Median bei 283 FNU, mit einer Schwankungsbreite von 23 bis 938 FNU. Vom Bodenwasserabfluss konnte nur eine Probe mit ausreichend Probengut zur Bestimmung der Vor-Ort Parameter genommen werden. Hier betrug die Wassertemperatur 16 °C, der pH-Wert 7,9, die elektrische Leitfähigkeit 1.070 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und die Trübung 193 FNU.

Tabelle 18: Auswertung der Vor-Ort Untersuchungen am Gewässerrandstreifen (Gras), OA = Oberflächenwasserabfluss, BA = Bodenwasserabfluss.

Parameter [Einheit]	Abflussart	vor Gewässerrandstreifen				nach Gewässerrandstreifen			
		Min	Median	Max	n	Min	Median	Max	n
Wassertemperatur [°C]	OA	5	18	28	9	2	18	28	10
	BA	-	-	16	1	6	-	18	2
pH-Wert	OA	6,8	7,3	7,7	10	6,3	7,3	8,2	11
	BA	-	-	7,9	1	8,1	-	8,5	2
elektrische Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	OA	75	342	815	10	83	242	918	11
	BA	-	-	1071	1	-	-	1067	1
Trübung [FNU]	OA	23	283	937	10	13	197	921	11
	BA	-	-	193	1	300	-	763	2

Im nach dem Gewässerrandstreifen gelegenen Rack wies der Oberflächenwasserabfluss in elf Proben eine Wassertemperatur von 2 bis 28 °C auf (Median 18 °C), einen pH-Wert zwischen 6,3 und 8,2 (Median pH 7,3) und eine elektrische Leitfähigkeit von im Median 242 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (83 bis 918 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (Tabelle 18). Die Trübung lag zwischen 13 und 921 FNU (Median 197 FNU). Die Proben des Bodenwasserabflusses ($n=2$) hatten eine Wassertemperatur von 6 und 18 °C. Der pH-Wert betrug 8,1 und 8,5 und die Trübung 300 und 763 FNU. Die elektrische Leitfähigkeit konnte nur in einer Probe bestimmt werden und betrug dort 1.067 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

3.5.2 Chemisch-physikalische Parameter und Spurenstoffe

Aufgrund der sehr trockenen Witterung während des gesamten Untersuchungszeitraumes (s. Kapitel 3.2) konnten an den Probenahmestellen der Gewässerrandstreifen nur sehr wenige Proben gewonnen werden. Diese wurden in erster Linie für die mikrobiologischen Untersuchungen verwendet, sodass sich die Probenanzahl für die chemisch-physikalischen Parameter und die Spurenstoffe nochmals reduzierte. So standen bei den vier mal zwei Probenstellen nur zwischen einem und maximal acht Analyseergebnisse zur Verfügung. Eine aussagekräftige Auswertung auf Grundlage der Daten war damit leider nicht möglich. Aus diesem Grund wurde seitens des Erftverbands beschlossen, die Beprobung auch nach dem Ende des geförderten Projektes weiter zu führen. Die bisherigen Ergebnisse werden im Folgenden trotzdem dargestellt. Tabelle 19 zeigt die Auswertung der Untersuchung ausgewählter chemisch-physikalischen Parameter.

Tabelle 19: Ergebnisse der chemisch-physikalischen Untersuchungen der Gewässerrandstreifen mit Gehölzbewuchs (a) und mit Grasbewuchs (b), OA = Oberflächenwasserabfluss, BA = Bodenwasserabfluss.

a) Gewässerrandstreifen mit Gehölz

Parameter [Einheit]	Abflussart	vor Gewässerrandstreifen				nach Gewässerrandstreifen			
		Min	Mittel	Max	n	Min	Mittel	Max	n
Abfiltrierbare Stoffe [mg/L]	OA	6	1.015	3.690	8	13	121	301	3
	BA	11	913	2.730	5	-	-	-	0
Chlorid [mg/L]	OA	33,60	17,69	51,60	8	6,11	51,38	112,00	4
	BA	5,64	24,47	52,70	5	-	-	-	0
Leitfähigkeit [µg/cm]	OA	43	151	435	8	128	496	1.007	4
	BA	98	212	306	5	-	-	-	0
Phosphor gesamt [mg/L]	OA	0,27	2,44	4,64	8	1,22	2,50	3,74	4
	BA	1,08	2,92	5,48	5	-	-	-	0
Orthophosphat gelöst [mg/L]	OA	0,06	0,47	1,80	8	0,06	1,43	2,80	4
	BA	0,07	0,78	2,60	5	-	-	-	0
Ammonium-Stickstoff [mg/L]	OA	n.B.	0,56	2,20	8	0,34	2,46	3,08	4
	BA	n.B.	0,46	0,90	5	-	-	-	0
Nitrat-Stickstoff [mg/L]	OA	0,72	2,11	7,23	8	1,25	5,79	15,20	4
	BA	1,17	3,04	9,64	5	-	-	-	0
TOC homogenisiert [mg/L]	OA	18,06	51,15	89,45	8	87,91	148,34	222,34	4
	BA	25,05	61,67	118,65	5	-	-	-	0
Zink gesamt [mg/L]	OA	0,074	0,234	0,656	8	0,131	0,204	0,327	4
	BA	0,115	0,317	0,890	5	-	-	-	0

b) Gewässerrandstreifen mit Gras

Parameter [Einheit]	Abflussart	vor Gewässerrandstreifen				nach Gewässerrandstreifen			
		Min	Mittel	Max	n	Min	Mittel	Max	n
Abfiltrierbare Stoffe [mg/L]	OA	121	121	121	1	2	88	299	2
	BA	-	-	-	0	-	-	-	0
Chlorid [mg/L]	OA	75,20	77,15	79,10	2	40,40	40,70	41,00	2
	BA	-	-	-	0	-	-	-	0
Leitfähigkeit [µg/cm]	OA	400	447	494	2	242	248	253	2
	BA	-	-	-	0	-	-	-	0
Phosphor gesamt [mg/L]	OA	0,62	1,16	1,71	2	1,55	1,61	1,67	2
	BA	-	-	-	0	-	-	-	0
Orthophosphat gelöst [mg/L]	OA	0,28	0,64	0,99	2	0,21	0,45	0,63	2
	BA	-	-	-	0	-	-	-	0
Ammonium-Stickstoff [mg/L]	OA	2,00	2,33	2,66	2	2,35	3,08	3,70	2
	BA	-	-	-	0	-	-	-	0
Nitrat-Stickstoff [mg/L]	OA	0,44	0,82	0,86	2	0,79	0,89	0,98	2
	BA	-	-	-	0	-	-	-	0
TOC homogenisiert [mg/L]	OA	20,77	22,71	24,65	2	12,71	15,79	18,86	2
	BA	-	-	-	0	-	-	-	0
Zink gesamt [mg/L]	OA	0,073	0,088	0,102	2	0,077	0,111	0,145	2
	BA	-	-	-	0	-	-	-	0

Die Werte der einzelnen Parameter weisen teilweise große Streuungen auf. Die Konzentrationen in den Proben vor dem Gewässerrandstreifen lagen größtenteils in der gleichen Größenordnung wie sie bei die Untersuchung der diffusen Einträge im

Einzugsgebiet (SWIST III 2007) gemessen worden sind. Eine Verminderung der Konzentrationen durch den Gewässerrandstreifen konnte nicht festgestellt werden. Bei einigen Parameter (u. a. Ammonium- und Nitratstickstoff) wurden nach den Gewässerrandstreifen sogar höhere Konzentrationen beobachtet. Spurenstoffe konnten bei den bisherigen Untersuchungen weder vor noch nach dem Gewässerrandstreifen gefunden werden.

3.5.3 Mikrobiologie

Gewässerrandstreifen mit Gehölz

Die Konzentrationen der Mikroorganismen vor und nach dem Gewässerrandstreifen mit Gehölzbewuchs sind in Tabelle 20 zusammengefasst. Im Rack vor dem Gewässerrandstreifen wurden insgesamt 19 Wasserproben vom Oberflächenwasserabfluss genommen. *E. coli* (MPN) war zwischen < 30 MPN/100 mL und 1.100.000 MPN/100 mL enthalten (Median 150 MPN/100 mL). Coliphagen waren in 100 mL häufig nicht nachweisbar. Maximal konnten 22 PBE/100mL analysiert werden. *C. perfringens* wurde im Median mit 187 KBE/100 mL nachgewiesen (Spannweite < 10 KBE/100 mL bis 2000 KBE/100 mL). *Giardia*-Zysten konnten in vier Fällen mit ausreichend Probenmaterial analysiert aber im verfügbaren Untersuchungsvolumen nicht nachgewiesen werden (< 6 bis < 333 Zysten/100 L). Vom Bodenwasserabfluss des dem Gewässerrandstreifen vorgelagerten Racks konnten insgesamt 15 mikrobiologische Proben genommen werden. *E. coli* (MPN) wurde im Median mit 2.100 MPN/100 mL nachgewiesen. Die Konzentrationen schwankten zwischen < 30 MPN/100 mL und 1.100.000 MPN/100 mL. Auch im Bodenwasserabfluss war der Nachweis von Coliphagen in 100 mL meist negativ. Maximal wurden 10 PBE/100 mL gefunden. Die Konzentration von *C. perfringens* schwankte zwischen < 10 und 2.000 KBE/100 mL, bei einem Median-Wert von 273 KBE/100 mL. *Giardia*-Zysten konnten nur in einer Probe analysiert werden. Der Nachweis war mit < 125 Zysten/100 L negativ.

Tabelle 20: Konzentrationen der mikrobiologischen Parameter am Gewässerrandstreifen mit Gehölzbewuchs. OA = Oberflächenwasserabfluss, BA= Bodenwasserabfluss.

Parameter [Einheit]	Abflussart	vor Gewässerrandstreifen				nach Gewässerrandstreifen			
		Min	Median	Max	n	Min	Median	Max	n
<i>C. perfringens</i> [KBE/100 mL]	OA	10	187	2.000	18	10	200	3.000	14
	BA	< 10	273	2.000	15	< 100	1.100	2.090	3
<i>Campylobacter</i> spp. [KBE/100 mL]	OA	0	< 10	< 100	19	0	< 10	100	15
	BA	0	< 10	≥ 1.000	15	< 10	< 10	100	3
Coliforme Bakterien [MPN/100 mL]	OA	430	28.000	1.100.000	19	2.000	93.000	1.100.000	15
	BA	750	150.000	1.100.000	13	110.000	460.000	930.000	3
<i>E. coli</i> [Direktansatz]	OA	< 10	155	22.300	19	50	1.980	190.900	14
	BA	< 100	3.091	122.700	13	4.230	-	10.000	2
<i>E. coli</i> [MPN/100 mL]	OA	< 30	150	1.100.000	19	< 30	1.500	460.000	15
	BA	< 30	2.100	1.100.000	13	700	4.300	430.000	3
Coliphagen [PBE/100 mL]	OA	0	0	22	18	0	1	285	15
	BA	0	0	< 10	14	5	-	6	2
Enterokokken [KBE/100 mL]	OA	10	255	28.000	18	36	736	336.400	15
	BA	10	1.200	22.460	15	918	3.910	12.636	3
Koloniezahl 20 °C [KBE/1 mL]	OA	10.540	137.700	11.000.000	19	60.180	1.050.000	21.050.000	15
	BA	28.200	880.000	8.077.000	15	212.000	7.172.000	14.620.000	3
Koloniezahl 36 °C [KBE/1 mL]	OA	7.426	71.220	1.040.000	18	9.099	310.500	8.905.000	15
	BA	14.960	166.550	1.650.000	14	124.000	1.461.000	5.636.000	3
sulfired. sporenbild. Anaerobier (Clostridien) [KBE/100 mL]	OA	< 10	267	2.360	18	30	300	3.636	13
	BA	0	500	2.910	15	818	1.450	2.270	3
<i>Cryptosporidium</i> spp. [Oozysten/100 L]	OA	< 6	< 142	< 333	4	-	-	-	0
	BA	-	-	< 125	1	-	-	-	0
<i>Giardia lamblia</i> [Zysten/100 L]	OA	< 6	< 142	< 333	4	-	-	-	0
	BA	-	-	< 125	1	-	-	-	0
<i>Salmonella</i> spp. [KBE/100 mL]	OA	17x negativ in 100 mL ;1 x <2; 1x <100			19	11x negativ in 100 mL; 4x <2;			15
	BA	13x negativ; 1x <2; 1x <10			15	2x negativ; 1x <2			3

Mit dem nach dem Gewässerrandstreifen eingebauten Rack konnten insgesamt 15 Proben vom Oberflächenwasserabfluss und drei Proben vom Bodenwasserabfluss gewonnen und analysiert werden. Für die Bestimmung von Parasiten konnte in beiden Fällen nicht genügend Probenmaterial gewonnen werden. Tabelle 20 zeigt die in den Abflusskomponenten gefundenen Mikroorganismenkonzentrationen. Im Oberflächenwasserabfluss war *E. coli* (MPN) im Median mit 1.500 MPN/100 mL zu finden. Das Minimum lag bei < 30 MPN/100 mL, das Maximum bei 460.000 MPN/100 mL. Coliphagen wurden zwischen 0 und 285 PBE/100 mL nachgewiesen. Der Median betrug 1 PBE/100 mL. *C. perfringens* war im Median mit 200 KBE/100 mL vertreten (10 bis 3.000 KBE/100 mL). Im Bodenwasserabfluss war *E. coli* (MPN) in Konzentrationen von 700 bis 430.000 MPN/100 mL zu finden. Coliphagen konnten mit 5 und 6 PBE/100 mL sowie *C. perfringens* in Konzentrationen von < 100 bis 2090 KBE/100 mL nachgewiesen werden.

Gewässerrandstreifen mit Gras

Die Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchung am mit Gras bewachsenen Gewässerrandstreifen sind in Tabelle 21 zusammengefasst. Im vor dem Gewässerrandstreifen gelegenen Rack konnte im Oberflächenwasserabfluss (n = 10) zwischen < 30 und 9.300 MPN/100 mL *E. coli* (MPN) nachgewiesen werden (Median 1215 MPN/100 mL). Der Coliphagen Nachweis war meist negativ. Nur eine Probe wies 4 PBE/100 mL auf. *C. perfringens* war im Median mit 100 KBE/100 mL vertreten. Die Konzentrationen schwankten zwischen 27 und 220 KBE/100 mL. Vom Bodenwasserabfluss ließen sich nur zwei Proben gewinnen. Die Konzentration von *E. coli* (MPN) betrug hier 43.000 und 46.000 MPN/100 mL. Die Analyse auf Coliphagen war in beiden Fällen negativ. *C. perfringens* wurde mit Konzentrationen von 30 und < 100 KBE/100 mL gefunden. Parasitenproben (*Giardia lamblia* und *Cryptosporidium* spp.) konnten an beiden Probenahmestellen wegen zu geringer Probenvolumina nicht genommen werden.

Tabelle 21: Konzentrationen der mikrobiologischen Parameter am Gewässerrandstreifen mit Grasbewuchs. OA = Oberflächenwasserabfluss, BA = Bodenwasserabfluss.

Parameter [Einheit]	Abflussart	vor Gewässerrandstreifen				nach Gewässerrandstreifen			
		Min	Median	Max	n	Min	Median	Max	n
<i>C. perfringens</i> [KBE/100 mL]	OA	27	100	220	9	< 10	100	5.455	11
	BA	30	-	< 100	2	< 100	500	2.180	3
<i>Campylobacter</i> spp. [KBE/100 mL]	OA	0	0	< 1000		0	0	≥ 1000	12
	BA	30	-	< 100	2	0	0	< 10	3
Coliforme Bakterien [MPN/100 mL]	OA	90	7.500	1.100.000	10	230	4.450	150.000	12
	BA	30	-	< 100	2	4.300	110.000	210.000	3
<i>E. coli</i> [Direktansatz]	OA	10	< 100	13.730	9	< 10	100	69.090	10
	BA	-	-	23.400	1	< 100	1.000	> 110000	3
<i>E. coli</i> [MPN/100 mL]	OA	< 30	1.215	9.300	10	< 30	265	43.000	12
	BA	43.000	-	46.000	2	30	1.500	110.000	3
Coliphagen [PBE/100 mL]	OA	0	0	4	10	0	0	3	12
	BA	0	-	0	2	0	0	251	3
Enterokokken [KBE/100 mL]	OA	< 10	1.095	99.000	10	10	1.596	69.000	12
	BA	1.640	-	≥ 110.000	2	< 100	73.000	> 110000	3
Koloniezahl 20 °C [KBE/1 mL]	OA	23.510	655.500	3.164.000	10	30.000	289.900	18.000.000	12
	BA	1.260.000	-	12.250.000	2	1.820.000	10.950.000	19.873.000	3
Koloniezahl 36 °C [KBE/1 mL]	OA	7.000	337.350	2.516.000	10	4.595	237.850	15.550.000	12
	BA	1.610.000	-	12.250.000	2	1.260.000	3.146.000	16.770.000	3
sulfitred. sporenbild. Anaerobier (Clostridien) [KBE/100 mL]	OA	55	100	464	9	< 10	< 100	6.818	11
	BA	30	-	500	2	155	600	909	3
<i>Cryptosporidium</i> spp. [Oozysten/100 L]	OA	-	-	-	0	-	-	< 71	1
	BA	-	-	-	0	-	-	-	0
<i>Giardia lamblia</i> [Zysten/100 L]	OA	-	-	-	0	-	-	< 71	1
	BA	-	-	-	0	-	-	-	0
<i>Salmonella</i> spp. [KBE/100 mL]	OA	10x negativ in 100 mL			10	12x negativ in 100 mL			12
	BA	2x negativ			2	2x negativ in 100mL; 1x <10			3

Mit dem nach dem Gewässerrandstreifen eingebauten Rack konnten zwölf mikrobiologische Proben von Oberflächenwasserabfluss und drei Proben von Bodenwasserabfluss gewonnen und untersucht werden (Tabelle 21). Im Oberflächenwasserabfluss wurde *E. coli* (MPN) im Median mit 265 MPN/100 mL nachgewiesen (Spannbreite < 30 bis 43.000 MPN/100 mL). Bei den Coliphagen waren nur drei Proben mit Konzentrationen von maximal 3 PBE/100 mL positiv. *C. perfringens* konnte in Konzentrationen zwischen < 10 und 5.455 KBE/100 mL detektiert werden (Median 100 KBE/100 mL). Auf *Giardia lamblia* konnte eine Probe untersucht werden. Diese enthielt < 71 Giardia-Zysten/100 L. Die Menge der Bodenwasserproben reichte nicht für eine Untersuchung auf Parasiten aus. Die Konzentration von *E. coli* (MPN) betrug hier 30 bis 110.000 MPN/100 mL. Die Konzentration von *C. perfringens* reichte von < 100 bis 2.180 KBE/100 mL. Coliphagen waren in zwei Proben negativ und ließen sich einmal mit 251 PBE/100 mL finden.

Alle Wasserproben der beiden Gewässerrandstreifen zusammengenommen zeigten nur wenige, starke Korrelationen. Hervorzuheben ist neben den Zusammenhängen zwischen der Allgemeinen Koloniezahl bei 20 °C und 36 °C ($r = 0,850$, $p = 0,000$, $n = 77$), zwischen Clostridien im Allgemeinen und *C. perfringens* im Speziellen ($r = 0,906$; $p = 0,000$; $n = 57$) sowie den *E. coli*-Konzentrationen im Direktansatz und MPN-Verfahren ($r = 0,723$; $p = 0,000$; $n = 46$) die starke hochsignifikante Korrelation zwischen der Allgemeinen Koloniezahl bei 36 °C und Enterokokken ($r = 0,667$; $p = 0,000$; $n = 67$). Darüber hinaus existieren eine Reihe hochsignifikanter Zusammenhänge mittlerer Stärke (vgl. Tabelle A 4, Anhang).

Betrachtet man die Wasserproben der Racks nach beiden Standorten getrennt, so fällt auf, dass sich die Korrelationen zwischen den mikrobiologischen Parametern sowohl hinsichtlich ihrer Stärke als auch in ihrer Qualität deutlich unterscheiden. Insgesamt gesehen erscheinen viele Mikroorganismen aus den Proben des mit Gras bewachsenen Gewässerrandstreifens stärker zu korrelieren als dies unter Gehölzbewuchs der Fall ist. Vor allem der Zusammenhang zwischen *Campylobacter spp.* und Clostridien ($r = 0,650$; $p = 0,022$; $n = 12$) bzw. *C. perfringens* ($r = 0,680$; $p = 0,021$; $n = 11$) fällt hier auf. Ebenso kann eine gute Übereinstimmung zwischen den typischen Indikatororganismen (*E. coli*, Coliforme, Allgemeine Koloniezahl) und Clostridien / *C. perfringens* sowie der elektrischen Leitfähigkeit beobachtet werden, die am Gehölzstreifen fehlen. Im Gehölzstreifen hingegen korreliert stattdessen die Temperatur der Wasserproben gut mit den meisten Indikatorbakterien, während kein Zusammenhang der Indikatororganismen mit der Trübung besteht. Im Grasgewässerrandstreifen ist eine Korrelation mit der Trübung einzig für *E. coli* (MPN) gegeben ($r = 0,630$; $p = 0,028$; $n = 12$), obwohl diese oft als Indikatorparameter genutzt wird. Weitere Zusammenhänge können der Korrelationsmatrizen im Anhang (Tabelle A 5 und Tabelle A 6) entnommen werden.

Eine auf den Oberflächenwasserabfluss der einzelnen Standorte beschränkte Betrachtung zeigt, wie stark die Korrelationen an den Standorten von der Qualität und Zusammensetzung des Oberflächenwasserabflusses beeinflusst werden. Am Gehölzstreifen ist das Muster vorhandener Korrelationen bis auf eine Ausnahme (Coliforme und Wassertemperatur, $r = 0,489$; $p = 0,004$; $n = 33$) vom Oberflächenwasserabfluss bestimmt, aus dem auch rund zweidrittel der gewonnen Proben des Gehölzstreifens stammen. Auch der Zusammenhang zwischen Coliformen Bakterien und der Allgemeinen Koloniezahl bei 36 °C scheint von der Abflussart abhängig zu sein ($r = 0,400$; $p = 0,021$; $n = 33$ bzw. $r = 0,732$; $p = 0,000$; $n = 22$). Im Falle des Grasstreifens jedoch scheinen einige Korrelationen von Indikatorbakterien mit z. B. Sporenbildnern oder physikalischen-chemischen Merkmalen stark von der Qualität des Bodenwasserabflusses beeinflusst zu sein. Eine gesonderte Betrachtung ausschließlich des Bodenwasserabflusses einzelner Standorte indes ist wegen der geringen Stichprobengröße aus statistischen Gründen an dieser Stelle nicht sinnvoll. Die Korrelationsmatrizen der Oberflächenwasserabflüsse befinden sich im Anhang (Tabelle A 7 und Tabelle A 8).

3.6 Untersuchung Gebietsauslass

Insgesamt wurden am Gebietsauslass des Einzugsgebiets der Swist (Pegel Weilerswist) zwischen Juli 2011 und Mai 2012 zwölf Wasserproben für mikrobiologische Untersuchungen genommen, um die vorliegenden Daten der Vorgängerprojekte bezüglich der Belastung des Gewässers am Gebietsauslass zu aktualisieren. Dies war notwendig, da sich die Struktur der Siedlungsentwässerung in den letzten Jahren z. B. durch Stilllegung kleinerer Klärwerke oder dem Bau eines Retentionsbodenfilters an der Mischwasserentlastung Altendorf verändert hat. Von den zwölf Proben wurden jeweils sechs als Trockenwetterproben und sechs nach stärkeren Niederschlägen gezogen.

3.6.1 Vor-Ort Parameter

Bei den sechs Trockenwetterproben mit Pegelständen unter 40 cm lag die Wassertemperatur zwischen 6 bis 16 °C (Median 10 °C), der pH-Wert zwischen pH 7,9 und 8,6 (Median pH 8,1) sowie die elektrische Leitfähigkeit zwischen 645 und 961 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Median 874 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Die Trübung betrug im Median 3 FNU, mit Schwankungen zwischen 2 und 5 FNU. Die Regenwetterproben nach vorangegangenen Gebietsniederschlägen und daraus resultierenden Pegelständen von über 40 cm bis mehr als 75 cm zeigten eine Wassertemperatur von im Median 13 °C (10 bis 17 °C), pH-Werte zwischen 7,2 und 8,1 (Median pH 8,0) und eine elektrische Leitfähigkeit zwischen 476 bis 851 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Median 643 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Die Trübung war mit 5 FNU im Median (Spannweite 2 - 28 FNU) weit höher als

in den Trockenwetterproben. Die Auswertung der Vor-Ort Messungen sind in Tabelle 22 zusammengefasst.

Tabelle 22: Auswertung der Vor-Ort Messungen der Swist am Gebietsauslass.

Parameter [Einheit]	Trockenwetter				Regenwetter			
	Min	Median	Max	n	Min	Median	Max	n
Wassertemperatur [°C]	6	10	16	6	10	13	17	4
pH-Wert	7,9	8,1	8,6	6	7,2	8,0	8,1	5
elektrische Leitfähigkeit [µS/cm]	645	874	961	5	476	643	851	5
Trübung [FNU]	2	3	5	6	2	5	28	6

3.6.2 Mikrobiologie

Die Trockenwetterproben enthielten *E. coli* (MPN) in Konzentrationen zwischen 90 und 4.300 MPN/100 mL (Median 930 MPN/100 mL). Die Untersuchung der Coliphagen ergaben Konzentrationen von 191 - 1.220 PBE/100 mL (Median 679 PBE/100 mL) und bei *C. perfringens* 42 KBE/100 mL (0 – 109 KBE/100 mL). *Giardia*-Zysten wurden hier mit 4 bis 220 Zysten/100 L detektiert (Median 89,4 Zysten/100 L). In den Regenwetterproben war die Mikroorganismenzahl insgesamt höher. Hier fanden sich *E. coli* in Konzentrationen von 930 bis 43.000 MPN/100 mL (Median 3.100 MPN/100 mL), Coliphagen mit 19 bis 1220 PBE/100 mL (Median 620 PBE/100 mL) und *C. perfringens* mit < 10 bis 500 KBE/100 mL (Median 54 KBE/100 mL). Der Parasit *Giardia lamblia* konnte in Konzentrationen zwischen 4,9 und 780 Zysten/100 L nachgewiesen werden (Median 93,8 Zysten/100 L). Alle Auswertungen der mikrobiologischen Untersuchungen sind in Tabelle 23 zusammengefasst.

Tabelle 23: Auswertungen der mikrobiologischen Untersuchungen am Gebietsauslass des Einzugsgebiets Swist.

Parameter [Einheit]	Trockenwetter				Regenwetter			
	Min	Median	Max	n	Min	Median	Max	n
<i>C. perfringens</i> [KBE/100 mL]	0	42	109	6	< 10	54	500	6
<i>Campylobacter</i> spp. [KBE/100 mL]	< 10	10	≥ 1.000	6	10	100	≥ 1.000	6
Coliforme Bakterien [MPN/100 mL]	930	6.800	43.000	6	9.300	23.000	75.000	6
<i>E. coli</i> [Direktansatz]	200	1.073	3.364	6	1.455	5.955	11.260	6
<i>E. coli</i> [MPN/100 mL]	90	930	4.300	6	750	3.100	43.000	6
Coliphagen [PBE/100 mL]	191	679	1.220	6	345	620	2.010	6
Enterokokken [KBE/100 mL]	46	100	727	6	346	773	2.703	6
Koloniezahl 20 °C [KBE/1 mL]	727	1.784	2.550	6	2.136	9.743	16.750	6
Koloniezahl 36 °C [KBE/1 mL]	588	864	1.982	6	1.384	3.870	65.680	6
sulfitred. sporenbild. Anaerobier (Clostridien) [KBE/100 mL]	0	< 42	109	6	< 10	73	523	6
<i>Cryptosporidium</i> spp. [Oozysten/100 L]	3	7	< 29,8	6	< 2	13	< 36	5
<i>Giardia lamblia</i> [Zysten/100 L]	4	89	220	6	5	112	780	5
<i>Salmonella</i> spp. [KBE/100 mL]	6x negativ in 100 mL			6	3x negativ in 10 mL; 3x positiv in 100 mL			6

Die Konzentrationen der am Gebietsauslass bestimmten Mikroorganismen zeigten über alle Probenergebnisse die folgenden Zusammenhänge (s. auch Anhang Tabelle A 9). Sehr starke Korrelationen bestehen zwischen *C. perfringens* und den sulfitreduzierenden sporenbildenden Anaerobiern ($r = 0,954$; $p = 0,000$; $n = 9$), *Campylobacter* spp. und den Enterokokken ($r = 0,878$; $p = 0,021$; $n = 6$) sowie Coliformen Bakterien und der Allgemeinen Koloniezahl bei 36 °C ($r = 0,871$; $p = 0,000$; $n = 12$). Des Weiteren korrelieren die Allgemeine Koloniezahl bei 20 °C und bei 36 °C ($r = 0,881$; $p = 0,000$; $n = 12$) sowie jeweils die Allgemeine Koloniezahl bei 20 °C bzw. bei 36 °C und dem pH-Wert ($r = 0,881$; $p = 0,000$; $n = 11$ bzw. $r = 0,816$; $p = 0,002$; $n = 11$) sehr stark. Starke Korrelationen mit einem Korrelationskoeffizienten von mindestens 0,6 bestehen für Coliforme Bakterien mit der allgemeinen Koloniezahl bei 20 °C ($r = 0,690$; $p = 0,013$; $n = 12$), der Wassertemperatur ($r = 0,669$; $p = 0,034$; $n = 10$) und dem pH-Wert ($r = 0,738$; $p = 0,010$; $n = 11$). *E. coli* in den beiden Nachweisverfahren korreliert miteinander ($r = 0,615$; $p = 0,033$; $n = 12$) und mit Enterokokken (MPN $r = 0,616$; $p = 0,044$; $n = 11$ bzw. Direktansatz $r = 0,763$; $p = 0,006$; $n = 11$). Die Konzentration an Coliphagen korreliert mit der von *Giardia lamblia* ($r = 0,622$; $p = 0,031$; $n = 12$) und Enterokokken zusätzlich zu *E. coli* mit der Allgemeinen Koloniezahl bei 20 °C und 36 °C ($r = 0,688$, $p = 0,019$, $n = 11$ und $r = 0,683$, $p = 0,020$, $n = 11$). Des Weiteren besteht ein starker Zusammenhang zwischen der Allgemeinen Koloniezahl bei 20 °C und der Trübung ($r = 0,615$; $p = 0,033$; $n = 10$) sowie der Allgemeinen Koloniezahl bei 36 °C und der elektrischen Leitfähigkeit ($r = 0,636$; $p = 0,048$; $n = 10$).

3.7 Viehtritte

Insbesondere für die mikrobielle Belastung können Tränkstellen für Weidevieh unmittelbar am oder sogar im Fließgewässer (Viehtritte) von Bedeutung sein (Abbildung 7). Um die Anzahl der Viehtritte im Einzugsgebiet der Swist abzuschätzen, wurden die Daten der vom IHPH durchgeführten Kartierung von (potenziellen) Kontaminationsquellen einiger Teileinzugsgebiete genutzt. Zusätzlich wurden die flächendeckend vorhandenen Daten der Flächennutzung aus dem amtlichen topographisch-kartographischen Informationssystem (ATKIS) verwendet. Die geostatistische Auswertung der Daten ergab, dass Viehtritte ausschließlich dort zu finden sind, wo sowohl im direkten Anschluss an das Gewässer (0 – 10 m neben dem Gewässer) als auch im Gewässerumfeld (10 – 100 m neben dem Gewässer) eine Grünlandnutzung vorzufinden ist. Die Verknüpfung der Kartierungsdaten mit den Daten der Flächennutzung ergab, dass im Mittel mit 1,3 Viehtritten pro km Uferlänge zu rechnen ist, wenn das Fließgewässerumfeld die oben genannten Bedingungen erfüllt. Da in der Regel die Flächennutzung durch das ATKIS flächendeckend vorhanden ist, kann mit diesen Informationen die Anzahl der Viehtritte für Einzugsgebiete abgeschätzt werden. Für das Swist-Einzugsgebiet ergab die Berechnung insgesamt 93 Viehtritte. Dabei ist zu beachten, dass die Dichte der Viehtritte in Teileinzugsgebieten in Abhängigkeit vom jeweiligen Grünlandanteil stark variiert.



Abbildung 7: Viehtritte und Tränkstellen im Gewässer (Swist-Einzugsgebiet).

3.8 Gesamtemissionsbilanz

Die Gesamtemissionsbilanz einzelner Schadstoffe für das Modelleinzugsgebiet wurde in Anlehnung an die Berechnung des Vorgängerprojektes (SWIST III 2007) durchgeführt. Die Berechnungen basieren auf Jahresdurchschnittswerten der Abflussmessungen des Gesamteinzugsgebiets der Swist (Pegel Weilerswist) und den ermittelten medianen Konzentrationen der Untersuchungen der Eintragspfade (Swist I – Swist IV). Die Aufteilung

des Gesamtabflusses wurde aufbauend auf bestehende Emissionsbilanzen anhand von aktuellen Daten um einige Eintragspfade erweitert und aktualisiert (Datengrundlage: Wasserwirtschaftsjahre 2005 – 2009). Die prozentuale Aufteilung sowie die absoluten Wasserabflüsse sind in Abbildung 8 dargestellt.

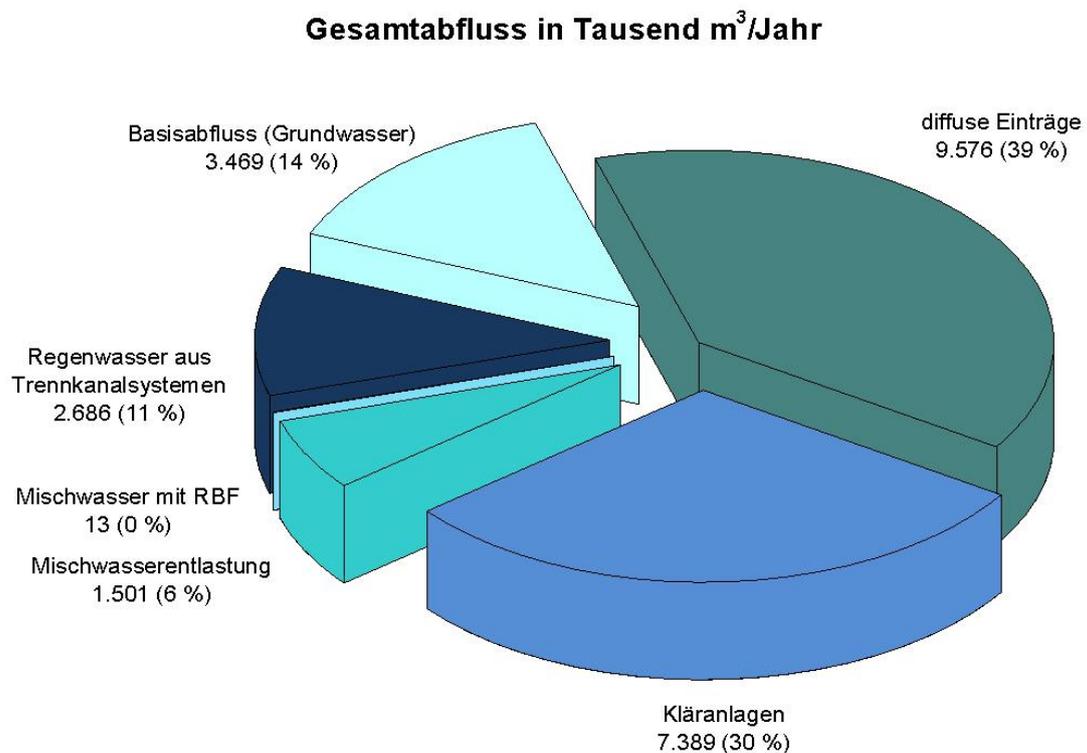


Abbildung 8: Aufteilung des jährlichen Gesamtabflusses der Swist auf die einzelnen Eintragspfade (Daten: 2005 – 2009).

Die diffusen Einträge sowie die Einleitungen der Kläranlagen stellen mit 39 % bzw. 30 % des Gesamtabflusses die Hauptquellen im Einzugsgebiet der Swist dar. Die natürliche Vorflut (Basisabfluss) beträgt im Jahresdurchschnitt 14 % des Gesamtabflusses. Die Einleitungen von Regenwasser aus Trennkansystemen schlagen mit 11 %, die Mischwasserentlastungen mit 6 % zu Buche. Die Aufteilung der Abflüsse ist sehr stark von der Landnutzung des Einzugsgebiets abhängig. Bei einer Übertragung auf andere Einzugsgebiete mit deutlichen Unterschieden in der Landnutzung muss dies berücksichtigt werden. Gleiches gilt für die sich aus den Abflussanteilen errechneten Frachten.

Frachten für chemisch-physikalische Wasserinhaltsstoffe

Für den Bereich der chemisch-physikalischen Parameter wurden die Jahresfrachtberechnungen für die Nährstoffe Gesamtphosphor und Gesamtstickstoff (Summenparameter aller Stickstoffkomponenten) durchgeführt. Die Abbildung 9 zeigt die Jahresfracht der beiden Nährstoffe sowie die prozentuale Aufteilung der einzelnen Eintragspfade für das Einzugsgebiet der Swist.

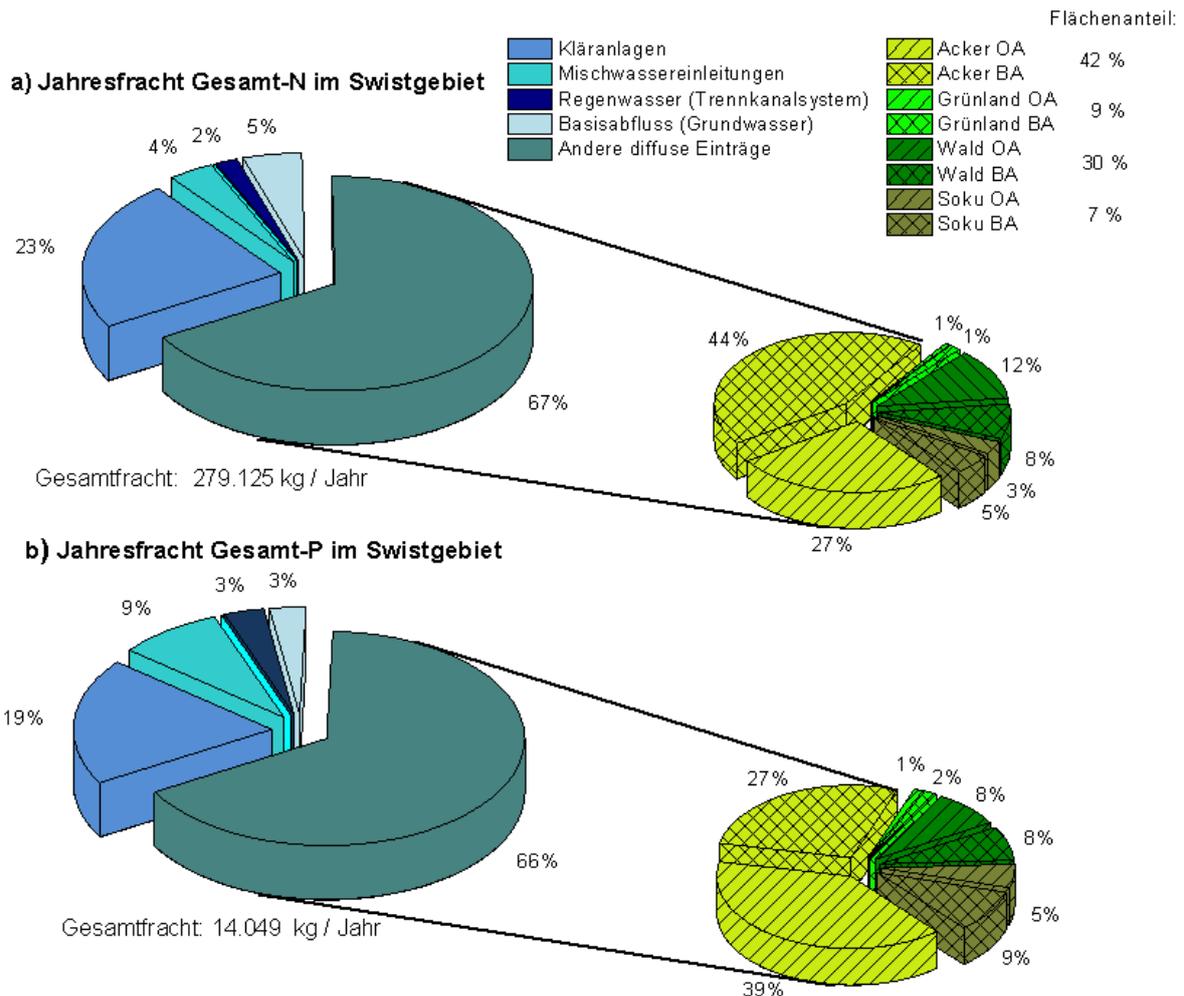


Abbildung 9: Aufteilung der Jahresfracht von Gesamtstickstoff (a) und Gesamtphosphor (b) des Swist-Einzugsgebietes auf die Eintragspfade, Soku = Sonderkultur (Obstbau), OA = Oberflächenwasserabfluss, BA = Bodenwasserabfluss.

Die Gesamtfracht für Stickstoff beträgt 279.125 kg/Jahr. Mit einem Anteil von 67 % sind die diffusen Einträge mit Abstand die Hauptbelastungsquellen. Die Einträge aus ackerbaulich genutzten Flächen spielen im Swisteinzugsgebiet innerhalb der diffusen Einträge die wichtigste Rolle (Abbildung 9). Der zweite wichtige Eintragspfad für Stickstoff ist mit 23 % der

Gesamtfracht die Einleitung aus Kläranlagen. Die Gesamtfracht für Phosphor beträgt 14.049 kg/Jahr für das Einzugsgebiet der Swist. Die Aufteilung in die einzelnen Eintragspfade ist der des Stickstoffs sehr ähnlich (Abbildung 9). Auch bei Phosphor sind die diffusen Einträge mit Abstand die größten Emissionsquellen. Die Einträge aus den ackerbaulichen Kulturen stellen hierbei wiederum dem größten Anteil. Weitere wichtige Eintragspfade sind die Einleitungen aus Kläranlagen mit 19 % und die Entlastungen der Mischwasserkanalisationen mit 9 % der Gesamtfracht.

Frachten von Spurenstoffen

Die Berechnung von Jahresfrachten für Spurenstoffe nach dem oben beschriebenen Verfahren brachte keine brauchbaren Ergebnisse. Spurenstoffe treten vor allem bei den diffusen Einträgen sehr periodisch auf. Bei vielen Untersuchungen zu repräsentativ ausgewählten Probenahmezeitpunkten konnten deshalb keine Spurenstoffe nachgewiesen werden. Die Berechnung der Mediane ergab meist Werte unterhalb der Bestimmungsgrenzen. Auch mit anderen Mittelwertverfahren konnten die Einleitkonzentrationen nicht realistisch zusammengefasst werden. Die Errechnung von Jahresfrachten macht dementsprechend für den Bereich Spurenstoffe keinen Sinn. Für die Abschätzung der Belastung mit Spurenstoffen muss der Beobachtungszeitraum deutlich verkleinert werden (szenarienabhängige Betrachtung, s. Kapitel 4.5 „Swist-Box“).

Frachten hygienisch-relevanter Mikroorganismen

Mit Hilfe der oben dargestellten Abflussverteilung sowie der Median-Konzentrationen der Indikatorparameter erfolgte zunächst die um die Komponenten Retentionsbodenfilter, Trennkanalisation erweiterte Bilanzierung der Jahresfrachten analog zu dem Vorgängerprojekt. Bezüglich der hygienisch-mikrobiologischen Parameter werden im Folgenden die berechneten Jahresfrachten *E. coli*, Clostridien, Coliphagen und *Giardia lamblia* dargestellt. Es wurde angenommen, dass der Basisabfluss keine mikrobiologische Belastung enthält. Der Frachtanteil „Mischwasser“ beinhaltet hier alle Mischwasserentlastungen nach derzeitigem Ausbaustand des Abwassernetzes inklusive des durch den RBF Altendorf gereinigten Mischwassers.

Bezüglich der Jahresfrachten von *E. coli* im Gewässernetz der Swist zeigt sich der Eintragspfad Mischwasser mit 52 % der Jahresfrachten als bedeutendste Emissionsquelle, obwohl der Volumenanteil an den Eintragspfaden mit 6 % an letzter Stelle steht (Abbildung 8, Abbildung 10). Der zweitgrößten Anteil der Jahresfrachten *E. coli* stellen die Einträge aus den diffusen Quellen dar (39 %). Die Trennkanalisation trägt mit 6 % etwa halb so viel zur

Fracht bei wie zum Volumen (11 %), und die Kläranlagen stehen bzgl. Ihres Beitrags zu den Jahresfrachten von *E. coli* an letzter Stelle (3 %), obwohl ihr Volumenanteil 30 % ausmacht. Insgesamt beträgt die Jahresfracht von *E. coli* im Gewässernetz der Swist zum Status quo rund $1,09 \times 10^{16}$ MPN.

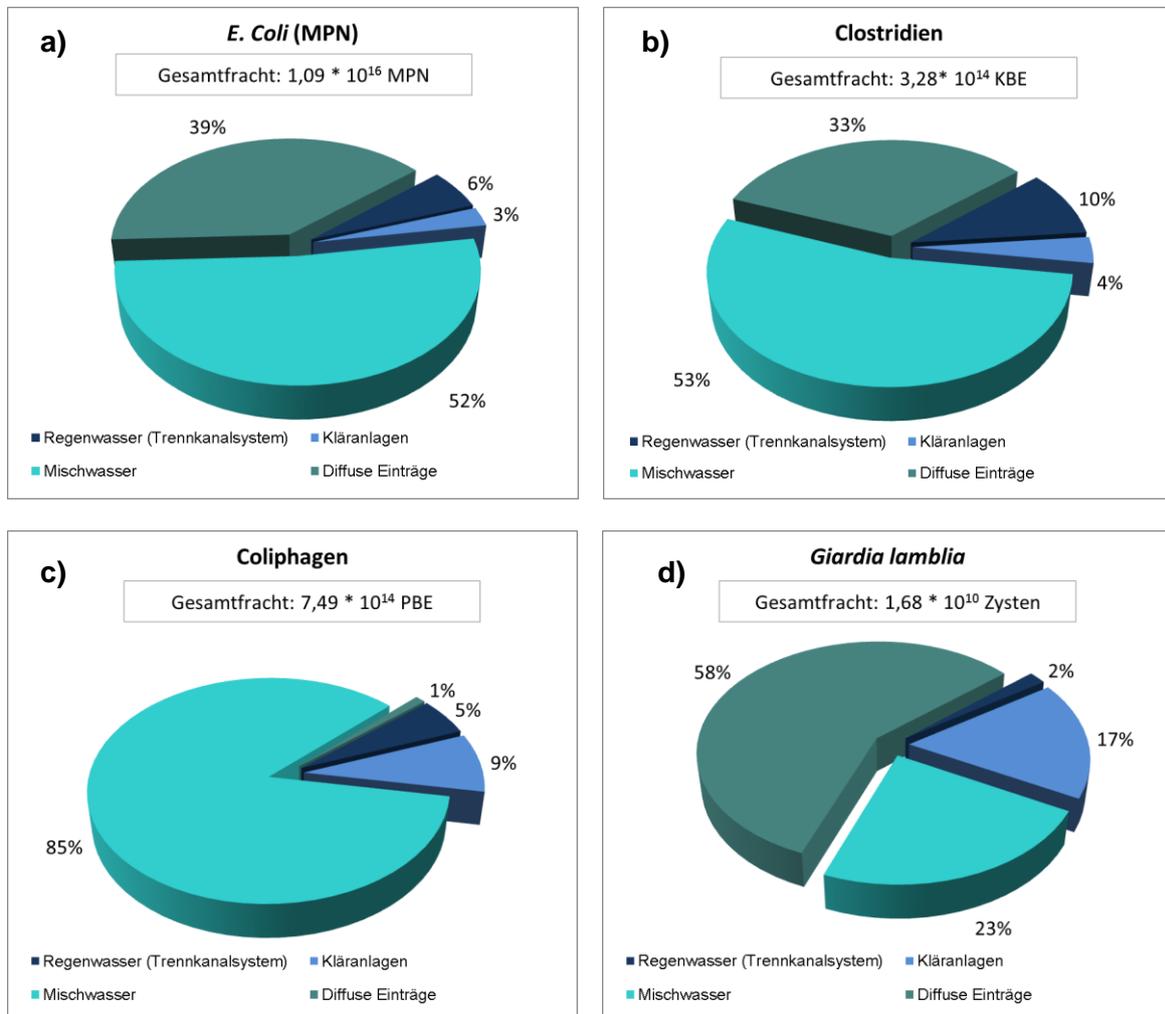


Abbildung 10: Aufteilung der Jahresfrachten von *E. coli* (MPN) (a), Clostridien (b), Coliphagen (c) und *Giardia lamblia* (d) der Swist auf die Eintragspfade. MPN = Most probable number; KBE = Koloniebildende Einheit; PBE = Plauebildende Einheit.

Die Jahresfrachten von **Clostridien** im Gewässernetz der Swist werden mit 53 % ebenfalls hauptsächlich durch den Eintragspfad Mischwasser als bedeutendste Emissionsquelle verursacht, bei einem Volumenanteil an den Eintragspfaden von nur 6 % (Abbildung 8, Abbildung 10). Gut ein Drittel der Clostridien-Jahresfrachten in der Swist (33 %) stammt aus diffusen Quellen (Volumenanteil 39 %). Die Trennkanaalisation trägt mit 10 % zur Gesamtfracht bei. Der Anteil der Kläranlagen an der Jahresfracht von Clostridien ist mit 4 %

nur wenig höher als bei *E. coli*. Insgesamt beträgt die Jahresfracht der Clostridien im Gewässernetz der Swist zum Status quo rund $3,28 \times 10^{14}$ KBE.

Was die **Coliphagen** als Indikatoren für enterale Viren betrifft, so nimmt der Eintragspfad Mischwasser mit 85 % der berechneten Jahresfracht im Gewässernetzes der Swist die bei weitem herausragendste Stellung ein (Abbildung 10). Im Gegensatz dazu treten die diffusen Einträge in ihrer Bedeutung auf den letzten Platz zurück (Frachtanteil 1 %). Auf Rang 2 liegen die Kläranlagen mit einem Frachtanteil der Coliphagen von 9 % im Jahr. Die Trennkanalisation trägt mit 5 % zur Jahresfracht bei. Insgesamt beträgt die Jahresfracht der Coliphagen im Gewässernetz der Swist zum Status quo rund $7,49 \times 10^{14}$ PBE.

Die Berechnung der Jahresfrachten von ***Giardia lamblia*** kann aufgrund der geringen Konzentration der Zysten in den Abflusskomponenten aus dem Landschaftswasserhaushalt, die meist unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen, nur näherungsweise erfolgen. Anstelle von < 100 Zysten/100 L (Daten aus Swist III) wurde, da in den wenigen vorliegenden Ergebnissen des aktuellen Projekts der Abflusskomponenten die Konzentration aus ackerbaulich genutzten Flächen zwischen $< 6,25$ und $< 333,33$ Zysten/100 L betrug, ähnlich den Berechnungen für chemische Parameter mit Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze behelfsweise der Wert 50 Zysten/100 L als Worst-case Fall eingesetzt. Zwar sind Giardien hochgradig Siedlungsabwasser-assoziiert zu finden, jedoch belegen einzelne Studien auch den Eintrag von Giardien in Oberflächengewässer über Fäkalien aus der Viehhaltung (BUDU-AMOAKO et al. 2012) oder die Verbreitung durch Biber (KARANIS et al. 1996). Es muss dennoch bei den Frachtberechnungen berücksichtigt werden, dass die hier gewählte Vorgehensweise wahrscheinlich zu einer Überschätzung des diffusen Eintragspfads führt. Der größte Frachtanteil mit 58 % der Giardien erfolgt den Berechnungen nach über den Eintragspfad der diffusen Quellen (Abbildung 10). Das Mischwasser liegt mit 23 % berechneter Jahresfracht im Gewässernetz der Swist deutlich darunter. Der Eintrag über die Kläranlagen macht über das Jahr gesehen einen Anteil von 17 % aus. Mit nur 2 % trägt die Trennkanalisation nur wenig zur Jahresfracht an *Giardia lamblia* bei. Insgesamt liegt die Jahresfracht der Giardien im Gewässernetz der Swist zum Status quo rund $1,68 \times 10^{10}$ Zysten.

4 Diskussion

4.1 Bewertung der Emissionsquellen und des Gebietsauslasses

Emissionsquellen

Die Ergebnisse der Vorgängerprojekte (Swist I – III) und die Untersuchungen des aktuellen Projektes machen deutlich, dass alle bisher untersuchten Eintragspfade zu den chemisch-physikalischen und mikrobiellen Belastungen von Fließgewässern mehr oder weniger stark beitragen. Die meisten Eintragspfade sind in den Abschlussberichten der Vorgängerprojekte Swist I bis Swist III ausführlich diskutiert worden. Im folgenden Abschnitt wird deshalb nur auf Regenwasser aus Trennkansystemen als bisher noch nicht untersuchten Eintragspfad eingegangen.

Durch die derzeitigen Rahmenbedingungen der Stadtplanung gewinnen Regenwassereinleitungen aus Trennkansystemen immer mehr an Bedeutung. Dabei wird vermeintlich unbelastetes Regenwasser in einem getrennten Kanalsystem gesammelt und meist unbehandelt in Fließgewässer eingeleitet. Die Ergebnisse der Untersuchung des Trennkansystems in Meckenheim zeigen allerdings, dass mit einer deutlichen Belastung des eingeleiteten Wassers zu rechnen ist (s. Kapitel 3.3).

Die hygienisch-mikrobiologischen Analysen ergaben, dass Wasser mit erheblichen mikrobiellen Verunreinigungen eingeleitet wird. Obwohl es sich ausschließlich um von versiegelten Flächen abfließendes Niederschlagswasser handeln soll, liegen die Konzentrationen mit im Median 24.000 MPN/100 mL *E. coli* nur rund zwei Zehnerpotenzen unterhalb der Belastungen des ungereinigtem Mischwassers (Tabelle 24). Die Analysen zeigen, dass die Konzentrationen sowohl der Indikatorbakterien als auch der Krankheitserreger in ihrer Höhe, sofern definiert, nicht den Grenzwerten der Verordnungen für verschiedene Wassernutzungen entsprechen. Lediglich der niedrigste gemessene Wert für *E. coli* (MPN) unterschreitet den geforderten 95-Perzentilwert für die „gute Qualität“ der Badegewässer von 1000 KBE/100 mL. Auch die physikalisch-chemischen Untersuchungen bestätigen die Belastung des Niederschlagswassers aus Trennkansystemen. Die Konzentrationen der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor liegen zwar deutlich unterhalb der zulässigen Einleitkonzentration von Mischwasserentlastungen (Tabelle 24), überschreiten aber die von der Oberflächengewässerverordnung geforderten Mittelwerte für Oberflächenwasser. Die Untersuchungen der Spurenstoffe ergaben, dass das in Gewässer eingeleitete Wasser aus dem Regenwasserkanal im Trennkansystem mit Spurenstoffen belastet ist. Dabei wurden sowohl Wirkstoffe von Pflanzenschutzmitteln als auch von Arzneimitteln gefunden.

Tabelle 24: Vergleich der Medianwerte von Niederschlagswasser aus Trennkansystemen und Mischwasser aus Mischwasserentlastungen mit ausgewählten Grenzwerten. TK = Trennkansystem, RBF = Retentionsbodenfilter.

		Medianwerte		Grenzwert	
		Niederschlagswasser (TK)	Mischwasser (Zulauf RBF)		
<i>E. coli</i>	[MPN/100 mL]	2,4 x 10 ⁴	1,1 x 10 ⁶	1 x 10 ^{3*}	BadegewVO NW 2007
Ammoniumstickstoff	[mg N/L]	0,10	1,27	0,04	OGewV
Phosphor _{Gesamt}	[mg P/L]	0,16	0,79	0,05	OGewV
Orthophosphat _{gelöst}	[mg P/L]	0,03	0,25	0,02	OGewV

BadegewVO NW 2007 = Badegewässerverordnung Nordrhein-Westfalen 2007

OGewV = Oberflächengewässerverordnung

* auf Grundlage einer 95-Perzentil-Bewertung

Als Ursache der Kontaminationen des Niederschlagswassers kommen neben Verunreinigungen durch Abschwemmung von Ablagerungen auf den versiegelten Flächen (z. B. Laub, Boden, Hundekot etc.) vor allem Fehlanlüsse der Kanalisation in Betracht. Hierfür spricht auch ein selbst bei Trockenwetter zu beobachtender stetiger, wenn auch sehr geringer Zufluss in das Regenrückhaltebecken aus dem Trennkanal. Damit lassen sich insbesondere die mikrobiellen Belastungen sowie die Verunreinigungen mit Arzneimitteln erklären. Die Belastung des Wassers des Regenwasserkanals mit Pflanzenschutzmitteln stammt sehr wahrscheinlich von Hofabläufen landwirtschaftlicher Betriebe oder resultieren aus (unsachgemäßer), privater Anwendung der Pflanzenschutzmittel auf befestigten, abflusswirksamen Flächen. Die in den Untersuchungen am häufigsten auftretenden Pflanzenschutzmittel (MCPA, MCPP) finden neben dem Einsatz in der Landwirtschaft auch in privaten Haushalten als Unkrautvernichter Verwendung. Eine weitere Schadstoffquelle für MCPP sind Bitumen-Dachbahnen. In diesem Baumaterial wird das Herbizid als Durchwurzelungsschutzmittel verwendet (WITTNER 2009). Das Herbizid Diuron, das seit 2007 keine landwirtschaftliche Zulassung mehr hat, wird ebenfalls Baumaterialien zugesetzt, um z. B. in Fassadenanstrichen den Bewuchs von Moosen zu verhindern. Die in den Baumaterialien verwendeten Biozide werden bei Regenereignissen ausgewaschen und gelangen so in die Regenwasserkanäle (BURKHARDT et al. 2007).

Bei der Berechnung der Gesamtemissionsbilanz des Swisteinzugsgebiets ergaben sich für einzelne Parameter mit 2 % bis max. 10 % eher geringe Anteile der Belastung aus dem

Niederschlagswasser der Trennkanalisation. Dies lässt auf eine untergeordnete Bedeutung des Eintragspfades schließen. Allerdings ist aufgrund der hohen Konzentrationen des eingeleiteten Wassers während der Abschlagereignisse trotzdem mit einer erheblichen temporären Belastungsspitze des aufnehmenden Fließgewässers zu rechnen. Dies gilt insbesondere bei hohen Einleitmengen in Gewässer mit einer sehr geringen natürlichen Vorflut. Als Strategie zur Dämpfung von Gewässerbelastungen im Fließgewässer ist deshalb einer Trennkanalisation ggf. mit einem nachgeschaltetem Reinigungsverfahren (Retentionsbodenfilter) auszurüsten. In welchem Maße das abfließende Regenwasser belastet ist, hängt wesentlich von den Rahmenbedingungen der Trennkanalisation ab. Einzugsgebietsgröße, Niederschlagsfrequenz und -amplitude sowie Fremdwassereinträge sind ausschlaggebend für die Beschaffenheit des von Regenüberlaufbecken eingeleiteten Regenwassers (BROMBACH und FUCHS 2003). Deshalb wird gerade bei weiterem Ausbau dieser Form des Kanalisationstyps Handlungsbedarf in Form von einer weiterführenden Reinigung gesehen. Da eine weiterführende Behandlung von eingeleitetem Regenwasser nur sehr selten umgesetzt wird, sind Erkenntnisse über die Wirksamkeit noch unzureichend. Hier ist noch weiterer Forschungsbedarf vorhanden (s. Ausblick, Kap. 5).

Gebietsauslass

Die Analysen der Mikroorganismen im Flusswasser am Gebietsauslass zeigen, dass bei Trockenwetter die Minimum- und Median-Konzentrationen unterhalb des zulässigen 95-Perzentilwerte für eine gute Qualität der Badestelle nach Vorgabe der gültigen Badegewässerverordnung liegen, die Maximum-Konzentrationen diese jedoch deutlich überschreiten. Bei Niederschlagsereignissen entsprechen lediglich die gemessenen Minimum-Konzentrationen den Vorgaben für eine Badenutzung (s. Kapitel 3.6.2). Hinsichtlich einer Nutzung der Swist als Beregnungswasser fällt die Situation noch ungünstiger aus, da die Vorgaben, wie auch für verschiedene andere Wassernutzungen, überschritten werden.

Für die Parasitenbelastung existieren keine Grenzwerte für unterschiedliche Nutzungen. Es wurden jedoch 0,7 Zysten/100 L als „acceptable low risk level“ für Infektionen mit *Giardia lamblia* angenommen (ROSE et al. 1991). Für *Cryptosporidium* wurde ein „Action-Level“ in Höhe von 10-30 Oozyten/100 L auf Grundlage der Infektionsdosis vorgeschlagen (HAAS und ROSE 1995). Einer niederländischen Studie zufolge besteht bereits durch Aufnahme einer einzigen *Giardia* Zyste eine Infektionswahrscheinlichkeit von 2 % und durch Aufnahme einer einzigen *Cryptosporidium* Oozyste eine Infektionswahrscheinlichkeit von 0,4 % (MEDEMA et al. 1997). Im Falle von Trockenwetterbedingungen wurde der Action-Level für *Cryptosporidium* spp. an allen Probenahmetagen eingehalten. Auch die festgestellte Maximum-Konzentration bei Regenwetter (< 36 Oozysten/100 L) liegt höchstens geringfügig

darüber. Hinsichtlich der Giardien liegen jedoch alle Analysen am Gebietsauslass über der Konzentration von 0,7 Zysten/100 L. Da *Giardia lamblia* überwiegend aus menschlichen Herkunftsbereichen wie Abwasser stammt und Cryptosporidien aus landwirtschaftlicher Nutzung, spiegelt dies den hohen Abwasseranteil der Swist (im Mittel ca. 40%) wieder.

4.2 Wirksamkeit der untersuchten wasserwirtschaftlichen Maßnahmen

4.2.1 Retentionsbodenfilter

Die Entlastungen aus Mischwasserbehandlungsanlagen können neben hydraulischen Stoßbelastungen für die aufnehmenden Fließgewässer ebenso erhebliche stoffliche Belastungen herbeiführen (CHRISTOFFELS 2008). Eine Maßnahme zur Reduzierung der Einträge aus Mischwasserentlastungen ist die weiterführende Behandlung des Wassers in Retentionsbodenfiltern. Nicht zuletzt durch die Förderung des Landes NRW wurden landesweit schon zahlreiche Retentionsbodenfilter in Mischkanalsystemen installiert. Die Reinigungsleistung von Retentionsbodenfiltern war in der Vergangenheit bereits Gegenstand von Untersuchungen (DITTMER 2006, FRECHEN 2010, MUNLV 2003). Diese Untersuchungen beschränken sich allerdings meist auf den Rückhalt von Feststoffen, Nährstoffen oder wasserwirtschaftliche Summenparameter (CSB, BSB). Spurenstoffe und Mikroorganismen wurden bei den Untersuchungen kaum berücksichtigt.

Mikrobiologie

Die Analysen der Mikroorganismen zeigen, dass alle mikrobiologischen Parameter im Zulauf des Retentionsbodenfilters die existierenden Grenzwerte der Verordnungen für verschiedene Wassernutzungen überschreiten (Tabelle 24). Dies war angesichts der Wassermatrix (Abwasser) und der Erkenntnisse aus den Vorgängerprojekten (Swist I und II) zu erwarten. Durch die Reinigung im Retentionsbodenfilter liegen die Minimal- und Median-Konzentrationen von *E. coli* und Enterokokken im Ablauf unterhalb des zulässigen 95-Perzentilwertes für eine gute Qualität der Badegewässer. Die Minimalwerte für *E. coli* und Coliforme unterschreiten ebenfalls den Grenzwert für Beregnungswasser nach AGA, die Medianwerte allerdings sind bereits zu hoch. Eine Gesundheitsgefährdung durch Parasiten, v.a. *Giardia lamblia* und enterale Viren, durch das mit Retentionsbodenfiltern gereinigte Mischwasser ist nicht anzunehmen. Die Coliphagen-Konzentrationen, als Indikator für enterale Viren, sind mit 25 PBE/100 mL im Median recht gering. Zwar werden bekannte Risikokonzentrationen (HAAS und ROSE 1995, REGLI 1991) der Parasiten im Ablauf zum Teil noch überschritten, jedoch wird die Einleitung in das Gewässer zeitlich gestreckt, sodass

durch die Verdünnungsprozesse im Gewässer die Konzentrationen deutlich gegenüber der direkten Einleitung aus dem RÜB absinken.

Wie dargestellt, bewirkt die Passage des Retentionsbodenfilters eine deutliche Verringerung der mikrobiellen Konzentrationen des Mischwassers. Die Reduktion der hygienisch-mikrobiologischen Belastung im Mischwasser liegt für die mathematisch auswertbaren Probenpaare von Zu- und Ablauf (d. h. ohne Werte unter- oder oberhalb der Bestimmungsgrenzen) im Bereich von 1,27 bis 4,70 log-Stufen für *E. coli* (MPN) und von 1,47 bis 4,68 log-Stufen für Coliphagen. Im Median beträgt die Reduktion der Spezies 3,10 log-Stufen für *E. coli* (MPN) und 3,15 log-Stufen für Coliphagen. Bei den Giardien wurden aufgrund der geringen Konzentrationen im Ablauf des RBF die Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze mit einbezogen. Hier wird ersatzweise die Bestimmungsgrenze für die Berechnung verwendet, um eine Mindestreduktion des Systems angeben zu können. Die Spannweite der Reduktion beträgt 0,36 bis 3,32 log-Stufen an *Giardia*-Zysten (Median 2,14 log-Stufen). Die Reduktionsraten der übrigen untersuchten Spezies sind Tabelle 25 zu entnehmen. Anders als bei den Giardien versteht sich die Reduktionsrate bei den *Cryptosporidium*-Oozysten aufgrund der geringeren Konzentrationen im Zulauf des RBFs nicht als minimale, sondern als maximale Reduktion. Im Durchschnitt bewegt sich die Reduktionsleistung des Retentionsbodenfilters für die einzelnen Spezies zwischen 1,26 log-Stufen (*Cryptosporidium*-Oozysten) und 4,0 log-Stufen (*Campylobacter* spp.).

Tabelle 25: Reduktion der mikrobiellen Belastung des eingeleiteten Mischwassers durch die weiterführende Behandlung im Retentionsbodenfilter Altendorf, n = Anzahl der ausgewerteten Proben.

	Reduktion in log-Stufen			n
	Minimum	Median	Maximum	
<i>C. perfringens</i>	0,79	3,34	3,99	25
<i>Campylobacter</i> spp.	0,00	4,00	6,00	16
Coliforme Bakterien	0,38	2,89	5,49	24
<i>E. coli</i> (Direktansatz)	1,99	3,32	4,36	26
<i>E. coli</i> (MPN)	1,27	2,66	4,70	25
Coliphagen	1,47	3,15	4,68	24
Enterokokken	0,99	3,12	4,92	25
Koloniezahl 20 °C	0,21	2,79	5,59	26
Koloniezahl 36 °C	0,55	2,71	4,68	25
sulfitred. sporenbild. Anaerobier (Clostridien)	0,81	3,38	4,12	25
<i>Cryptosporidium</i> spp.	0,38	1,26	2,19	29
<i>Giardia lamblia</i>	0,36	2,15	3,323	29
<i>Salmonella</i> spp.	15 von 26 Proben soweit reduziert, dass Zulauf positiv und Ablauf negativ in 100 mL			26

In der Literatur wird von einer durchschnittlichen Elimination wichtiger Indikatororganismen und Krankheitserreger in einstufigen Anlagen im Bereich von 1,5 bis 2,5 Zehnerpotenzen berichtet, wobei diese durch mehrstufige Bauweise auf 3 bis 5 log-Stufen erhöht werden könne (HAGENDORF et al. 2002). Außerdem stellte HAGENDORF et al. (2002) fest, dass bei Zulaufkonzentrationen unter 10^3 MPN/100 mL keine Elimination standfindet. Damit konnten bei den hier vorgestellten Untersuchungen deutlich bessere Reinigungsleistungen in Bezug auf mikrobiologische Parameter nachgewiesen werden. Auch bei niedrigen Zulaufkonzentrationen wurden sowohl Clostridien als auch *C. perfringens* von 10^2 KBE/100 mL im Zulauf deutlich um 0,79 bis zu 1,9 log-Stufen reduziert. Coliphagen waren sogar in 100 mL nicht mehr nachweisbar. Auch *Giardia lamblia* konnte bei Konzentrationen von einigen hundert Oozysten im Zulauf regelmäßig um rund zwei Zehnerpotenzen (max. 2,9 log-Stufen) reduziert werden. Faktoren wie die hydraulische Belastung, die Zulaufkonzentration der Mikroorganismen und die Temperatur des Abwassers beeinflussen die Reinigungsleistung dabei deutlich (HAGENDORF et al. 2002).

HAGENDORF et al. (2002) attestierten mehrstufigen, bewachsenen Bodenfiltern im kolmationsfreien Betrieb, die Anforderungen der (damals geltenden) EU-

Badegewässerrichtlinie (76/160/EWG) sowie der Beregnungs- und Bewässerungswasserrichtlinie einhalten zu können. Für die untersuchte einstufige Anlage in Altendorf lässt sich dies trotz der guten Reduktionsleistung nur für 58 % der Analysen auf Coliformen nach alten Grenzwerten für Badegewässer und 33 % für Beregnungswasser bestätigen. Nach aktueller Badegewässer-Richtlinie wurden in einem Viertel der Abschlüsse (MPN) der Grenzwert für *E. coli* überschritten, die Grenzwerte nach alter Richtlinie im MPN-Ansatz nur bei 16 %. Für Beregnungswasser waren hingegen bei gut 80 % der Fälle die *E. coli* Konzentration zu hoch. Auch bei Enterokokken fallen nur die Hälfte aller Proben richtlinienkonform aus.

Der hier untersuchte Retentionsbodenfilter bietet mit einer Reduktion von im Median 2,0 bis 4,0 log-Stufen je nach mikrobiologischem Parameter eine ähnlich gute Reduktion wie die im Swist I -Projekt untersuchten Kläranlagen im Swisteinzugsgebiet. Dabei wurden sogar Reinigungsleistungen von Anlagen mit nachgeschalteter Flockungsfiltration erreicht (MUNLV 2010). HAGENDORF et al. (2002) berichteten von ähnlichen Ergebnissen. Bei der Untersuchung von bewachsenen Bodenfiltern wurden klassische biologische Belebungsanlagen hinsichtlich der mikrobiologischen Reduktionsleistung sogar übertroffen. Die weiterführende Behandlung vom Mischwasser mit Retentionsbodenfiltern ist somit eine effektive Maßnahme um die mikrobielle Belastung von Mischwasserentlastungen zu reduzieren.

Physikalisch - chemische Parameter

Die Untersuchungen der physikalisch - chemischen Parameter im Zu- und Ablauf des Retentionsbodenfilters Altendorf ergaben, dass viele wasserwirtschaftlich bedeutende Substanzen durch den Retentionsbodenfilter im hohen Maß zurückgehalten werden können. Für die Parameter Leitfähigkeit, Nitrat und Chlorid wurden erwartungsgemäß höhere Konzentrationen im Ablauf als im Zulauf des Retentionsbodenfilters festgestellt. Die Reinigungsleistung für einige wichtige chemisch-physikalische Parameter ist in der Abbildung 11 aufgelistet.

Stoff	Mittlere Reinigungsleistung (Median)	
Abfilterbare Stoffe		+98 %
Leitfähigkeit	-254 %	
TOC (homogenisiert)		+73 %
Phosphor (gesamt)		+72 %
Orthophosphat (gelöst)		+25 %
Ammoniumstickstoff		+100 %
Nitratstickstoff	-332 %	
Zink		+100 %
Chlorid	-13 %	

Abbildung 11: Mittlere Reinigungsleistung des Retentionsbodenfilters Altendorf bei ausgewählten chemisch-physikalischen Parametern.

Bei den abfiltrierbaren Stoffen konnte eine Reduktion um 98 % festgestellt werden. Dies ist vor allem auf die mechanische Filterung beim Durchströmen der Sandschicht zurückzuführen. UHL et al. (2008) konnten bei ihren Untersuchungen eines Retentionsbodenfilters der Emscher-Genossenschaft den gleichen Wirkungsgrad für abfiltrierbare Stoffe feststellen. Mit den abfiltrierbaren Stoffen werden auch feststoffgebundene Schadstoffe zurückgehalten. Der fast vollständige Rückhalt der abfiltrierbaren Stoffe lässt somit auch hohe Wirkungsgrade für diese Stoffe vermuten. Die Reinigungsleistung bei Phosphor beträgt 72 %. Dies liegt in etwa in der Größenordnung anderer Untersuchungen (HMULRV 2008). Allerdings wird auch von weit höheren Wirkungsgraden (bis 98 %) berichtet (FRECHEN 2010). Die bessere Effizienz beim Rückhalt von Phosphor ist auf die Meliorierung des Filtermaterials zurückzuführen, auf die beim untersuchten Retentionsbodenfilter verzichtet wurde. Die eher mäßige Reduktion von gelöstem Ortho-Phosphat in Höhe von nur 25 % zeigt, dass offensichtlich vor allem die gelösten Phosphoranteile nicht zurückgehalten werden konnten. Der toxische Ammoniumstickstoff wurde bei den Untersuchungen im Vergleich der Mediankonzentrationen zu 100 % zurückgehalten. Die Reinigung basiert auf der Denitrifikation des Ammoniums zu Nitrat während Trockenphasen des Filters (MUNLV 2003). Ein großer Anteil des sehr mobilen Nitrats wird dann in den darauf folgenden Beschickungen wieder ausgewaschen. Dementsprechend steigt die Konzentration von Nitratstickstoff im Ablauf deutlich an. Die Reduktion des Gesamtstickstoffs im Filter beträgt 14 %. Metalle können von Retentionsbodenfiltern sehr gut zurückgehalten werden. Im Ablauf des

Retentionsbodenfilters Altendorf konnte bei den Versuchen im Median der Proben kein Zink mehr nachgewiesen werden. Dies bestätigen auch die zusammengefassten Erfahrungsberichte des Retentionsbodenfilterhandbuches des Land NRW (MUNLV 2003). Sowohl bei der Leitfähigkeit als auch bei der medianen Konzentration von Chlorid wurde bei den Untersuchungen des Retentionsbodenfilters Altendorf eine Erhöhung der Werte im Ablauf festgestellt. Dies ist wahrscheinlich durch die Auswaschungen von Salzen aus dem Filtermaterial zu erklären (UHL et al. 2008).

Spurenstoffe

Die meisten Spurenstoffe treten sporadisch und in sehr geringen Konzentrationen auf. Allerdings können selbst kleinste Konzentrationen von Spurenstoffen schon schädliche Wirkungen auf Umwelt und Gewässernutzer haben, wenn sie chronisch auftreten. Deshalb ist der Nachweis eines Spurenstoffes in geringer Konzentration schon als bedenklich einzustufen. Abbildung 12 zeigt den prozentualen Rückgang der Positivbefunde der Spurenstoffe (Pflanzenschutzmittel und Arzneiwirkstoffe), die regelmäßig im Zulauf des Retentionsbodenfilters Altendorf gefunden wurden.

Stoff	Rückgang der Positivbefunde	
Dichlorprop		+54 %
Diuron		+59 %
Isoproturon	-26 %	
MCPA		+28 %
Mecoprop (MCP)		+96 %
Carbamazepin	-308 %	
Diclofenac		+88 %
Ibuprofen		+82 %
Naproxen		+94 %

Abbildung 12: Rückgang der Positivbefunde von Spurenstoffen im eingeleiteten Mischwasser durch die weiterführende Behandlung im Retentionsbodenfilter Altendorf.

Bei den meisten untersuchten Stoffen ist ein deutlicher Rückgang der Befunde zu erkennen. Die große Schwankungsbreite (von 28 bis 96 %) zeigt aber, dass der Rückhalt der einzelnen

Stoffe maßgeblich von den Stoffeigenschaften abhängt. Bei Isoproturon ist eine leichte Zunahme, bei Carbamazepin sogar eine Vervielfachung der Positivbefunde zu erkennen. Allerdings nehmen die Durchschnittskonzentrationen der Positivbefunde bei Carbamazepin um 44 % bei Isoproturon um 64 % ab. Bei Isoproturon gleicht die Abnahme der Konzentrationen die höhere Anzahl der Befunde wieder aus. Bei Carbamazepin ist nicht mit einem Abbau im Retentionsbodenfilter zu rechnen.

4.2.2 Gewässerrandstreifen

Nach DVWK (1997) ist es das Ziel der Uferbereichgestaltung, die Gewässerunterhaltung zu minimieren und in verschiedener Weise durch Extensivierung bestehender Nutzungen zur Verbesserung des Gewässerzustandes beizutragen. Gleichzeitig tragen mit Gehölzen bestandene Uferabschnitte zur Verbesserung der Lebensbedingungen im Wasser bei und können Lebensräume für eine Vielzahl von Arten sein. Bereits vorhandene Ökotope werden durch neue Gewässerrandstreifen vernetzt, im Idealfall zu einem Biotopverbund (HAGENDORF et al. 2002). Gleichzeitig sollen die Gewässerrandstreifen aber auch zur räumlichen Trennung von landwirtschaftlich genutzten Flächen und Gewässern dienen. So kann der direkte Eintrag sowie die Abschwemmung von Nährstoffen, Mikroorganismen und Pflanzenschutzmittel in Oberflächengewässer vermieden werden (LUA NRW 1998).

Die Analysen des aufgefangenen Oberflächenwasserabflusses und Bodenwasserabflusses an den Gewässerrandstreifen mit Gehölz- bzw. Grasbewuchs zeigen, dass die mediane Belastung mit Coliforme und Enterokokken die zulässigen Werte für Badegewässer bzw. Beregnungswasser überschreitet. Die Median-Konzentration von *E. coli* vor allem im Oberflächenwasserabfluss geht meist mit den alten Vorgaben für Badegewässer konform, überschreitet jedoch die zulässigen 90- bzw. 95-Perzentilwerte. Eine Kontamination der Swist durch enterale Viren aus diffusen Einträgen landwirtschaftlicher Flächen ist aufgrund der geringen Nachweise des Indikators Coliphagen als nicht wahrscheinlich anzusehen.

Es konnte nur in seltenen Fällen eine Reduktion der mikrobiologischen Belastungen durch die Passage des Gewässerrandstreifens festgestellt werden. Zu beachten ist dabei aber, dass zur Berechnung der Reduktionsleistung durch die Passage des Gewässerrandstreifens nur aus dem gleichen Niederschlagsereignis stammende, korrespondierende Wertepaare berücksichtigt werden konnten. Weiter wurden für die Berechnungen nur Ergebnisse mit mathematisch auswertbaren Wertepaaren (d. h. ohne Werte außerhalb der Bestimmungsgrenzen) berücksichtigt. Die Bestimmungsgrenzen variieren abhängig von den schwankenden Konzentrationen bzw. der Auswertbarkeit durch störende Begleitflora, sodass diese auch nicht behelfsmäßig in der Berechnung verwendet werden könnten. Leider ist die so erreichte Stichprobenmenge nur bedingt repräsentativ. Die Reduktion der hygienisch-

mikrobiologischen Belastung im Oberflächenwasserabfluss liegt für die Wertepaare der Proben vor und hinter dem Gewässerrandstreifen im Median bei -0,58 (Gehölz) bzw. -0,23 log-Stufen (Gras), was rechnerisch einer geringen Zunahme entspricht. Für Coliphagen war auf beiden Flächen keine Reduktion feststellbar. Da allerdings der Nachweis von Coliphagen in 100 mL in den meisten Proben negativ ausfiel, sind die errechneten Reduktionsraten nur bedingt aussagekräftig. Parasiten (*Giardia lamblia* und *Cryptosporidium* spp.) konnten wegen der geringen aufgefangenen Probenvolumina nur vier Mal im Rack vor dem Gehölzstreifen und einmal in dem Rack nach dem Grasstreifen bestimmt werden, sodass hier die Bestimmung von Reduktionsraten nicht sinnvoll ist. Die Reduktionsraten der übrigen untersuchten Spezies im Oberflächenwasserabfluss sind in der Tabelle 26 aufgelistet. Dabei ist zu beachten, dass sich die Konzentrationen weitestgehend innerhalb einer log-Stufe bewegen. Die dargestellten Reduktionen sind somit zwar mathematisch gegeben, liegen aber zumeist innerhalb der Variabilität von Umweltproben. Sofern keine Ergebnisse oder nur Negativbefunde vorliegen, wurden die Reduktionsraten nicht ermittelt.

Aus dem geringen Stichprobenumfang der gewonnenen Proben mit Bodenwasserabfluss ergeben sich ebenfalls nur wenige mathematisch auswertbare Probenpaare korrespondierender Wasserproben oberhalb und unterhalb der Gewässerrandstreifen. Die Reduktionsraten sind in Tabelle 26 dargestellt. Wie beim Oberflächenwasserabfluss sind die Reduktionsraten meist negativ und unter einer log-Stufe. Somit liegen die Werte also auch hier innerhalb des Bereichs natürlicher mikrobiologischer Schwankungen.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Untersuchungen die Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen bezüglich der Reduzierung von mikrobiellen Belastungen nicht nachweisen konnten. Allerdings ist der auswertbare Datensatz durch die nicht vorhersehbaren klimatischen Bedingungen während des Beprobungszeitraums (s. Kapitel 3.2) nur bedingt repräsentativ. Darum wird die Beprobung der chemisch-physikalischen Parameter und Spurenstoffe seitens des Ertverband fortgesetzt.

Tabelle 26: Reduktion der Konzentrationen der Mikroorganismen durch die Gewässerrandstreifen (GRS) im Oberflächenwasserabfluss (OA) und Bodenwasserabfluss (BA); natürliche Variabilität von Mikroorganismen in Umweltproben im Bereich einer log-Stufe, n. e. = nicht ermittelbar, negative Werte: theoretische Zunahme.

		Abflussart	Reduktion in log-Stufen					
			GRS Gehölz			GRS Gras		
			Median	Bereich	n	Median	Bereich	n
<i>C. perfringens</i>	[KBE/100 mL]	OA	0,00	(-0,78) - 1,00	13	(-0,17)	(-0,61) - 0,18	4
		BA	(-0,76)		1	(-1,86)		1
<i>Campylobacter</i> spp.	[KBE/100 mL]	OA	0,00	(-1,00) - 1,00	14		n. e.	0
		BA		n. e.	0		n. e.	0
Coliforme Bakterien	[MPN/100 mL]	OA	(-0,11)	(-2,34) - 2,00	14	0	(-1,09) - 1,24	9
		BA	(-0,31)	(-0,34) - (-0,28)	2	(-0,34)	(-0,69) - 0,00	2
<i>E. coli</i>	[Direktansatz]	OA	(-0,50)	(-1,58) - 0,88	9	(-0,35)	(-1,89) - 0,20	4
		BA	(-0,42)	(-0,42) - (-0,20)	2	1,37		1
<i>E. coli</i>	[MPN/100 mL]	OA	(-0,58)	(-1,00) - 0,79	10	(-0,23)	(-0,66) - 0,21	4
		BA	(-0,66)	(-1,00) - (-0,27)	3	1,39	(-0,38) - 1,39	2
Coliphagen	[PBE/100 mL]	OA	(-0,60)	(-2,45) - 1,15	7	0	(-0,48) - 0,12	3 (9)*
		BA	(-0,59)	(-0,78) - (-0,40)	2	(-2,40)		1
Enterokokken	[KBE/100 mL]	OA	(-0,58)	(-2,69) - 1,79	13	(-1,09)	(-1,32) - 0,29	5
		BA	(-0,52)	(-1,02) - 0,17	3	(-1,65)		1
Koloniezahl 20 °C	[KBE/1 mL]	OA	(-0,70)	(-2,34) - (-0,15)	14	(-0,23)	(-0,95) - 2,02	9
		BA	(-1,70)	(-2,40) - (-1,70)	3	(-0,06)	(-0,16) - 0,05	2
Koloniezahl 36 °C	[KBE/1 mL]	OA	(-0,53)	(-1,74) - 0,18	14	0,25	(-10,4) - 0,87	9
		BA	(-1,36)	(-1,88) - (-0,11)	3	(-0,01)	(-0,14) - 0,11	2
sulfitred. sporenbild. Anaerobier (Clostridien)	[KBE/100 mL]	OA	(-0,20)	(-1,56) - 1,05	12	0,11	(-0,44) - 0,14	4
		BA	(-0,23)	(-0,49) - 0,04	2	(-0,49)	(-0,71) - (-0,26)	2
<i>Cryptosporidium</i> spp.	[Oozysten/100 L]	OA		n. e.	0		n. e.	0
		BA		n. e.	0		n. e.	0
<i>Giardia lamblia</i>	[Zysten/100 L]	OA		n. e.	0		n. e.	0
		BA		n. e.	0		n. e.	0
<i>Salmonella</i> spp.	[KBE/100 mL]	OA		n. e.	0		n. e.	0
		BA		n. e.	0		n. e.	0

* sonst keine Positiv-Nachweise

4.2.3 Beseitigung von Viehtritten

Eine quantitative Erfassung der Belastung von Fließgewässern durch Viehtritte bzw. die Entlastung durch deren Beseitigung ist nur sehr schwer möglich. Wann und welche Menge Tierausscheidungen an einem Viehtritt ins Gewässer gelangen, lässt sich kaum abschätzen. Allerdings ist davon auszugehen, dass es im Bereich einer Viehtränke vermehrt zu Ausscheidungen kommt, da sich das Weidevieh dort auch vermehrt aufhält.

Weidevieh kann über 50 kg Kot und Harn pro Tag und Tier (laktierende Milchkühe) ausscheiden (JONES 2001b). Die Ausscheidungen von Weidevieh enthalten hohe Mengen von Nährstoffen. Es ist auch bekannt, dass mit dem Urin und dem Kot von Weidevieh teilweise krankheitserregende Mikroorganismen ausgeschieden werden. Auch Spurenstoffe, allen voran Veterinärpharmaka, können im Kot oder Harn enthalten sein. In Tabelle 27 sind einige Literaturangaben zu Inhaltsstoffen tierischer Ausscheidungen von Rindvieh aufgelistet.

Tabelle 27: Inhaltsstoffe tierischer Ausscheidungen von Rindvieh, FM = Frischmasse.

Stoff	Konzentration	Bemerkung [Quelle]
Nährstoffe		
Stickstoff _{gesamt}	3,9 g/L	
Ammoniumstickstoff	2,2 g/L	Richtwerte (LK NRW 2012)
Phosphor (P ₂ O ₅)	1,7 g/L	
Kalium (K ₂ O)	4,6 g/L	
Mikroorganismen		
<i>E. coli</i>	1,74 x 10 ⁴ MPN/g (FM)	(STANLEY et al. 1990)
<i>Campylobacter jejuni</i>	5 * 10 ⁵ Zellen/g	(INGLIS et al. 2004)
Spurenstoffe (Veterinärantibiotika)		
Oxytetracyclin	<0,1 - 0,9 mg/kg	(LFL 2006)
Sulfadiazin	<0,05 - 4 mg/kg	

4.3 Wirksamkeit anderer Maßnahmen

Allein im Einzugsgebiet der Swist sind 20 unterschiedliche Maßnahmengruppen aufgelistet, die Einzelmaßnahmen an verschiedensten Abschnitten der Swist oder ihren Nebengewässern beinhalten (vgl. Anhang Tabelle A 10). Es kann nach biologischen, hydromorphologischen und physikalisch-chemischen Ansätzen unterscheiden werden. Zunächst musste festgestellt werden, welche dieser Maßnahmen überhaupt ein theoretisches Potenzial für eine Reduktion der Emissionen von anthropogenen Spurenstoffen und hygienisch relevanten Mikroorganismen in die Gewässer bieten bzw. inwiefern sich solch ein Effekt quantifizieren lässt. Aufgrund der zum Teil noch sehr unkonkreten Formulierung bzw. noch im Anfangsstadium befindlichen Planung vor allem bei Maßnahmen mit Umsetzungshorizont bis 2027, ist in vielen Fällen der Effekt für eine verbesserte hygienisch-mikrobiologische Situation im Gewässer zwar möglich aber unklar, da dieser stark von der letztendlichen Maßnahmenausgestaltung abhängig ist. Eine konkrete

Bewertung anderer als der im Rahmen des vorliegenden Projekts untersuchten wasserwirtschaftlichen Maßnahmen wurde daher anhand verfügbarer Daten aus den Vorgängerprojekten sowie anderen in der wissenschaftlichen Literatur publizierten Studien durchgeführt. Eine Zusammenstellung ist Tabelle 28 zu entnehmen.

Tabelle 28: Durchschnittliche hygienisch-mikrobiologische Reduktionsleistungen verschiedener Maßnahmen, Werte in Klammern: Spannweiten.

	Reduktion in Log-Stufen			Quelle
	Bakterien <i>E. coli</i>	Viren	Parasiten	
Kläranlage	2 (1,5 - 3)		<i>Giardia</i> : 2 - 3,6 <i>Cryptosporidium</i> : < 1 – 2	(SWIST I 2001)
Mikrofiltration	1 (> 6)	(1-3; 6-7)	> 4	(DIZER et al. 1994)
Ultrafiltration	> 4	(< 4; 7,1-7,5)	> 4	(FIKSDAL und LEIKNES 2006)
UV Desinfektion	1 (bis 5,7)		2	(LINDEN et al. 2001)
Flockung	1 (bis 2)	(1 - 3)	2,7 (3 - 4)	(GALLÉ 2006)
Sandfilter	1 (< 1 bis 7)	5	3	(TIWARI et al. 2009)

4.4 WRRL-Hygienemodul

4.4.1 Einleitung

In der aktuellen Version der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) spielen hygienische Gesichtspunkte keine Rolle, obwohl diese immer mehr in den Fokus der Wasserwirtschaft rücken (s. Kapitel 1). Deswegen sollen die Ergebnisse der Swist-Projekte genutzt werden, um die hygienischen Wirksamkeit von EG-WRRL-Maßnahmen in einem WRRL-Hygienemodul gebündelt zusammen zu fassen. So soll die Grundlage geschaffen werden hygienische Gesichtspunkte bei der Umsetzung der EG-WRRL zu berücksichtigen.

Vorüberlegungen

Um das zu erstellende WRRL-Hygienemodul sinnvoll in der Praxis anwenden zu können, müssen zunächst verschiedene Nutzungsmöglichkeiten von Wasser aus Oberflächengewässern berücksichtigt werden. Hierzu gehören:

- Trinkwasser
- Badegewässer
- Weitere Freizeitnutzung (z. B. Spielen im Wasser, Angeln,...)
- Beregnungswasser für die landwirtschaftliche Kulturen
- Tränkwasser für Nutzvieh.

Außerdem sind unterschiedliche Eintragspfade für pathogene Mikroorganismen zu differenzieren, da diesen in verschiedenen Einzugsgebieten unterschiedliche Bedeutung zukommt. Für Siedlungsflächen bestimmen der Versiegelungsgrad und der Anschlussgrad an das öffentliche Kanalnetz sowie das vorhandene Entwässerungssystem (Trennkanalsystem oder Mischkanalsystem) den Eintrag. Da der Anschlussgrad in Deutschland im Allgemeinen bei über 90 % liegt, sind der Ausbaugrad und die damit zusammenhängende Reinigungsleistung von Kläranlagen von großer Bedeutung. Weitere allerdings nur sehr schwer erfassbare Eintragsquellen sind Leckagen und unerlaubte Einleitungen. Aus Siedlungsflächen sind somit folgende Eintragspfade als prioritär anzusehen:

- Einleitungen von Kläranlagen
- Entlastung der Mischkanalisationen
- Niederschlagswasser der Trennkanalsysteme.

Für nicht versiegelte Flächen sind die Einträge aus dem Landschaftswasserhaushalt von großer Bedeutung. Somit sind folgende Eintragspfade besonders wichtig:

- Oberflächenwasserabfluss
- Bodenwasserabfluss
- Einleitungen von Drainagen
- Direkter Eintrag ins Gewässer (Viehtritte etc.).

Ein Großteil dieser Flächen wird land- und forstwirtschaftlich genutzt. Einen maßgeblichen Einfluss für den Eintrag von Pathogenen aus diffusen Eintragspfaden haben deshalb:

- Weidenutzung von Grünland

- Ausbringung von Wirtschaftsdünger (Gülle, Mist, Substrate aus Biogasanlagen etc.)
- Bewirtschaftungsverfahren (Bodenerosion, Bewirtschaftungsintensität, Wildpflege im Forst etc.).

Entscheidungskriterien und Parameterauswahl

Für Trinkwasser, Badegewässer sowie die landwirtschaftliche Nutzung von Wasser gibt es Grenzwerte für ausgewählte Parameter (TrinkwV, Badegewässer-RL, AGA). Die mikrobiologischen Grenzwerte nutzungsbezogener Verordnungen sind in Tabelle 29 zusammengefasst. Für die weitere Freizeitnutzung existieren keine vorgegebenen Parameter, die herangezogen werden können. Für die Einschätzung der hygienisch-mikrobiologischen Wasserqualität ist es sinnvoll die Kategorien Bakterien, Viren und Parasiten zu berücksichtigen. Die Wahl fiel daher auf folgende Indikatorparameter:

- *E. coli* als Indikator für Fäkalbakterien
- *Clostridium perfringens* als zweites, pathogenes und sporenbildendes Bakterium
- somatische Coliphagen als Indikator für Viren
- *Giardia lamblia* für die parasitären Protozoen

E. coli wurde gewählt, da für diesen Parameter im Gegensatz zu z. B. Coliformen oder intestinalen Enterokokken in allen Regelungen für Nutzungen Grenzwerte existieren. Falls keine Daten für *Clostridium perfringens* vorliegen, können auch Clostridien insgesamt betrachtet werden. Als Sporenbildner ist die potentielle Überlebensdauer der Clostridien in der Umwelt länger als bei nicht sporenbildenden Bakterien wie *E. coli*. Auch denkbar wäre an dieser Stelle *Campylobacter* spp. als zweites pathogenes Bakterium zu verwenden, da dieses sowohl aus humanen als auch aus tierischen Fäkalien (Vieh, Wasservogel, Wild) stammt und ubiquitär in Oberflächengewässern anzutreffen ist. Seine Fähigkeit zur Ausbildung von VBNC-Stadien befähigt es ebenfalls zu längerem Überdauern in der Umwelt (VBNC: Viable but not culturable; ein reversibler Zustand, in dem das Bakterium zwar lebt, aber nicht kultivierbar ist). Allerdings ist der Nachweis von *Campylobacter* im Labor weitaus schwieriger und langwieriger als von Clostridien bzw. *C. perfringens*. Die Verwendung von Clostridien als Indikator für Parasiten erscheint aufgrund der bisherigen Kenntnisse wegen fehlender Korrelationen mit *Giardia lamblia* und *Cryptosporidium* im Falle von Oberflächengewässern nicht brauchbar. Alternativ zu *Giardia lamblia*, welches vor allem aus humanen Einträgen und damit aus Abwasser stammt, ist *Cryptosporidium* als Indikator für Kontaminationen aus landwirtschaftlicher Nutzung geeignet. Die Datenlage ist hier wegen des schwierigen Nachweises der im Vergleich zu Giardia-Zysten sehr kleinen Oozysten

allerdings nicht geeignet für eine Bewertung des gesamten stark unter Abwassereinfluss stehenden Einzugsgebietes der Swist.

Tabelle 29: Grenzwerte für Mikroorganismen bei verschiedenen Gewässernutzungen.

	BadegewVO NW 2007	BadegewVO NW 2000 (gültig bis 2008)		TrinkwV 2001 Fassung 11 / 2011	Rohwasser EU-RL bzw. NRW Kategorie A1 (Leitwert)	Berechnungs- wasser nach AGA
		Leitwert	Grenzwert			
Allg. Koloniezahl 20 °C	--	--	--	<100 KBE/1 mL	--	--
Allg. Koloniezahl 36 °C	--	--	--	<100 KBE/1 mL	--	--
<i>E.coli</i> (Fäkalcoliforme)	1000 (900) KBE/100 mL ¹⁾	100 KBE/100 mL	2000 KBE/100mL	0 KBE/100 mL	20 KBE/100 mL	1 KBE/1 mL
Coliforme (Gesamtcoliforme)	--	500 KBE/100 mL	10.000 KBE/100 mL	0 KBE/100 mL	50 KBE/100 mL	10 KBE/1 mL
Intestinale Enterokokken (Fäkalstreptokokken)	400 (330) KBE/100 mL ¹⁾	100 KBE/100 mL	--	--	20 KBE/100 mL	--
<i>Salmonella</i>	--	--	0 KBE/1 L	--	0 KBE/5 L	--
Clostridien	--	--	--	0 KBE/100 mL ²⁾	--	--
Viren	--	--	--	--	--	--
Parasiten	--	--	--	--	--	--

¹⁾ auf Grundlage einer 95 (90)-Perzentil Bewertung für eine gute (ausreichende) Qualität

²⁾ *Clostridium perfringens*, wenn das Trinkwasser aus Oberflächenwasser stammt

Bewertung

Um das Reduktionspotenzial miteinander vergleichen zu können, muss ein Bewertungssystem eingeführt werden, das die verschiedenen Einheiten der Reduktion (hygienisch-mikrobiologische Parameter in log-Stufen, chemische Parameter in Prozent) auf eine Skala bringt. Da die Praktikabilität und Anwenderfreundlichkeit des Bewertungssystems eine Voraussetzung für die Nutzung durch Dritte ist, wird die Bewertung von Einzelmaßnahmen sowie Maßnahmenkombinationen nach schnell erfassbarem, additivem Punktesystem durchgeführt. Null Punkte bedeuten somit „keine Wirkung“. Die Höchstpunktzahl liegt bei vier Punkten. Für die hygienisch-mikrobiologische Bewertung orientiert sich die Punktevergabe an den ganzen log-Stufen der Reduktionsleistung. Zu berücksichtigen ist lediglich, dass durch Hintereinanderschalten verschiedener Maßnahmen

die vergebenen Punkte nicht eins zu eins summiert werden dürfen, weil im Allgemeinen die Reduktionsleistung mit sinkender Ausgangskonzentration abnimmt.

4.4.2 Hygienische Bewertung von EG-WRRL konformen Maßnahmen (Fact-Sheets)

Wie in den Kapiteln 4.1 und 4.2 dargelegt, besitzen die verschiedenen Möglichkeiten von Maßnahmen zur Behandlung von Siedlungsabwasser bzw. von diffusen Einträgen des Landschaftswasserhaushalts unterschiedliches Potential hinsichtlich einer Hygiene-Wirksamkeit. Im Folgenden sollen keine technischen Einzelmaßnahmen wie Membranfilter oder Desinfektion durch UV oder Ozonung betrachtet werden, sondern die baulichen Maßnahmenpakete zusammenfassend bewertet werden. Die Darstellung in Form von Fact-Sheets soll für einen besseren und schnelleren Überblick sorgen und so die praktische Anwendung möglich machen. Für die Eintragspfade aus den Siedlungslagen werden beispielhaft Kläranlagen, Mischwasserentlastungen, Trennkanalsysteme sowie Retentionsbodenfilter in Mischwasserkanalisationen bewertet, da hier ausreichendes Datenmaterial vorliegt. Hinsichtlich der Maßnahmen zur Behandlung von diffusen Einträgen des Landschaftswasserhaushalts wird auf die Wirkung von Gewässerrandstreifen eingegangen. Verbesserungen der Bewirtschaftungsverfahren in Land- und Forstwirtschaft durch Beratung, Anreize (Prämien) oder andere verpflichtende Schutzmaßnahmen und Bewirtschaftungsauflagen (vgl. Tabelle A 10, Anhang) sind so vielfältig in ihrer Möglichkeit und Wirkung, dass eine verallgemeinernde Bewertung an dieser Stelle nicht möglich ist, sondern situationsabhängig im jeweiligen Einzelfall betrachtet werden muss. Hydromorphologische Maßnahmen wie zum Beispiel Gewässergestaltung hinsichtlich der Gewässersohle oder der Uferbeschaffenheit (Bewuchs, Beschattung etc.) oder Maßnahmen zur Herstellung der Durchgängigkeit erscheinen nach intensiver Literaturrecherche nicht für eine wasserhygienische Bewertung geeignet. Ihre Effekte auf die hygienisch-mikrobiologische Wasserqualität sind zurzeit noch nur schwer messbar. Außerdem existieren bislang nur unzureichende Daten für eine Bewertung aus hygienischer Sicht.

Die Fact-Sheets enthalten, neben Basisinformationen, die Bewertung der Maßnahmen hinsichtlich ihrer hygienisch-mikrobiologischen Reduktionspotentiale sowie zusätzliche Informationen zur Berücksichtigung nicht quantifizierbarer Wirkungen. Die Fact-Sheets sollen unabhängig von dem vorliegenden Bericht als eigenständiges Werkzeug bei der Beurteilung von wasserwirtschaftlichen Maßnahmen dienen. Entsprechend sind die Fact-Sheets inhaltlich sehr kompakt gestaltet und als eigenständiger Abschnitt formatiert. Zusätzlich wurde in Anlehnung an die Gewässersteckbriefe, die im Rahmen der EG-WRRL-Umsetzung erstellt wurden, ein Gewässerhygiene-Steckbrief am Beispiel der Swist entwickelt.

Fact Sheet Kläranlage

Kurzbeschreibung

Bau bzw. Modernisierung einer Kläranlage

Charakterisierung der Maßnahme

Kläranlagen dienen der Behandlung von Abwasser. Das Abwasser wird zunächst von der Kanalisation gesammelt und dann der Anlage zugeführt. Im Zuge des Reinigungsprozesses wird je nach Abwasserbeschaffenheit, Konstruktion und Leistungsfähigkeit der Kläranlage meist ein dreistufiges Verfahren eingesetzt: Mechanische bzw. physikalische Behandlung, biologische und chemische Verfahren. Hinsichtlich Größe und Aufbau gibt es unterschiedliche Typen, welche unterschiedlichen Leistungsansprüchen gerecht werden.

Primärziel ist es, das Wasser zu reinigen und eine unbedenkliche Rückführung in den Wasserkreislauf zu ermöglichen. In seltenen Fällen wird dabei das Wasser gezielt auch auf Spurenstoffe hin behandelt, in der Regel jedoch nicht auf Krankheitserreger.



Kläranlage Rheinbach (Erftverband)

Ökologische und hygienische Aspekte

Kläranlagenabläufe stellen einen kontinuierlichen Eintrag ins Gewässer dar und beeinflussen so das ökologische Gleichgewicht hin zu einem veränderten, angepassten Gleichgewichtszustand im Gewässer. Es versteht sich von selbst, dass im Hinblick auf ökologische Gesichtspunkte die Reinigung so gründlich und umfassend erfolgen sollte, dass eine Wiedereinleitung in Fließgewässer problemlos zu verantworten ist. Nährstoffe und Schadstoffe sollten weitestgehend reduziert werden. Je nach Anlagengröße gelten hier beispielsweise folgende Grenzwerte für die Einleitung in Gewässer: $N_{ges} = 13 - 18 \text{ mg/L}$, $CSB = 75 - 150 \text{ mg/L}$, $P_{ges} = 1 - 2 \text{ mg/L}$ (*Abwasserverordnung*, 1997). Grenzwerte für hygienische Parameter sind nicht definiert, obwohl Kläranlageneinläufe gerade bei kleinen Fließgewässern einen hohen Anteil des Gesamtabflusses ausmachen können.

Obwohl es kein Primärziel der Abwasserbehandlung darstellt, vermindert die Behandlung in der Kläranlage i.d.R. die im Rohabwasser enthaltenen Krankheitserreger. Die mikrobielle Reinigungsleistung einer Kläranlage hängt insgesamt davon ab, ob die Mikroorganismen mechanisch aus dem Wasser entfernt werden, da sie i.d.R. aufgrund der guten Nährstoff- und Belüftungssituation im Klärungsprozess nur langsam absterben. Die bakteriologische Reinigungsleistung der Kläranlagen liegt je nach Ausbaugrad und Organismus im Bereich von zwei bis vier Zehnerpotenzen. Kläranlagen mit nachgeschalteter Filtration erbringen eine bessere Reduktionsleistung als Kompaktanlagen (*MUNLV*, 2009). Die Reinigungsleistung von Tropfkörperanlagen liegt dazwischen. Die Elimination krankheitserregender parasitärer Protozoen in Kläranlagen ist etwas geringer als von Bakterien und liegt in der Regel zwischen einer und dreieinhalb log-Stufen. Auch hier wirkt sich ein Ausbau der Anlage sowie eine nachgeschaltete Filtration oder eine Zwischenklärung positiv auf die Reinigungsleistung aus (*MUNLV*, 2009).

In folgender Tabelle sind die Reduktionsleistungen in log-Stufen sowie die Ablaufkonzentration bezogen auf die einzelnen Parameter dargestellt und gemäß den Bewertungen des Hygienemoduls mit einer Punktzahl versehen. Bei der Effizienz der Virenentfernung sind extrem hohe Schwankungen charakteristisch (Lemmer et al. 1996).

Bewertung auf Grundlage der Wasserhygiene

		Bakterien	Viren	Parasiten
		<i>E. coli</i> [MPN/100 mL] / Clostridien [KBE/100 mL]	Coliphagen [PBE/100 mL]	<i>Giardia lamblia</i> [Zysten/100 L]
Kläranlagen mit nachgeschalteter Filtration	Ablauf- konzentrationen	2950 / 85	858	19
	Reduktion	3,6 / 3,0 log-Stufen	3,2 log-Stufen	3,4 log-Stufen
	Punkte	ooo(o)	ooo	ooo
Tropfkörperanlagen	Ablauf- konzentrationen	1650 / 451	n. b.	120
	Reduktion	3,6 / 2,6 log-Stufen	n. b.	2,5 log-Stufen
	Punkte	ooo(o)	n. b.	ooo
Kompaktanlagen	Ablauf- konzentrationen	75.000 / 1.600	n. b.	211
	Reduktion	3,3 / 1,5 log-Stufen	n. b.	1,3 log-Stufen
	Punkte	oo(o)	n. b.	o

n. b. = nicht bestimmt

zusätzliche Daten: Swist I, 2001

Gesundheitsförderliche Aspekte

In Hinblick auf salutogene Gesichtspunkte sollte die Eingliederung des Kläranlagengeländes in das bestehende Landschaftsbild unter Schließung bestehender Lücken vorgenommen werden. Ziel sollte die Schaffung einer naturnahen, bodenständigen Bachrandvegetation unter Berücksichtigung der natürlichen, unverbauten Uferform sein. Wichtig ist die Erzielung eines frühzeitigen Sichtschutzes, da dieser einen psychologischen Effekt bzgl. reduzierter Lärm- und Geruchsbelästigung besitzt. Gleichzeitig ist natürlich auf die Vermeidung von Emissionen wie Geruch und Lärm durch die bauliche Ausführung der Anlage zu achten.

Aspekte zur Umsetzbarkeit

Mit der Umsetzbarkeit von bestmöglich arbeitenden Abwasserentsorgungsanlagen geht unweigerlich der Kostenfaktor einher. Dabei müssen sowohl die Investitionskosten einer Anlage bzw. eines Reinigungsverfahrens als auch die Betriebskosten (Personal, Wartung, Energie etc.) beachtet werden. Die Menge und Qualität des zu reinigenden Abwassers wirkt sich auch auf die Anforderungen, die Dimensionierung und den Ausbaugrad der Kläranlage und damit auf die beanspruchte Fläche und Kosten aus (MUNLV, 2007). Aus ökonomischer Sicht sind meist zentrale Anlagen mit größerer Kapazität zu bevorzugen. Der damit oft einhergehende bessere Ausbaugrad wirkt sich aber auch positiv auf die mikrobiologische Reinigungsleistung aus.

Zusätzliche Literatur:

Abwasserverordnung (2007): Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer.
Abrufbar unter: <http://www.gesetze-im-internet.de/abwv/index.html> (15.1.2013)

Lemmer, H., Griebe, T., Flemming, H.-C. (Hrsg.) (1996): Ökologie der Abwasserorganismen. Springer Verlag
Berlin, 315 S.

Swist I (2001): Untersuchungen zur mikrobiellen Fließgewässerbelastung durch Kläranlagen („Swist I“).
Abschlussbericht IHPH Universität Bonn.

MUNLV (2009): Mikrobielle Fließgewässerbelastungen durch abwassertechnische Anlagen und diffuse Einträge.
Abrufbar unter: <http://www.umwelt.nrw.de/umwelt/pdf/mikro.pdf> (15.1.2013)

MUNLV (2007): Innovatives Betriebs- und Verfahrenskonzept zur energetischen Nutzung von kommunalem und
industriellem Abwasser im Verbund – Machbarkeitsstudie. Abrufbar unter:
http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_Machbarkeitsstudie.pdf

Fact Sheet Mischwasserrückhalteanlagen

Kurzbeschreibung

Bau einer Mischwasserrückhalteanlage und Reinigung des Mischwassers durch eine Kläranlage im Vergleich zur Einleitung von ungereinigtem Mischwasser in Fließgewässer.

Charakterisierung der Maßnahme

Zu den Mischwasserrückhalteanlagen gehören Regenüberlaufbecken (RÜB), Regenüberläufe (RÜ) und Kanalstauräume mit Entlastungen (KSR). Durch vielerorts zunehmende Flächenversiegelung werden bei Regenereignissen die Mischkanalisationen durch das gesammelte Niederschlagswasser stark beansprucht. Beim

Überschreiten der Aufnahmekapazitäten des Kanalnetzes sowie der Kläranlagen wird eine Zwischenspeicherung von Mischwasser notwendig. Nach dem Niederschlag kann der Inhalt der Rückhalteanlagen zeitversetzt und gedrosselt an die Kläranlage weitergeleitet werden. Erst wenn die Stauraumkapazitäten nicht ausreichend sind, wird Mischwasser in nahegelegene Fließgewässer abgeleitet. Diese Abschlüge sind dann weitgehend nur grob geklärt. Meist wird durch eine mechanische Reinigung mit Siebrechen oder durch Sedimentation im Rückhaltebecken



RÜB Kläranlage Flerzheim (Erftverband) bei Meckenheim

eine geringe Reduktion von Feststoffen erreicht. Die Rückhalteanlagen werden oft als geschlossene Anlagen angelegt, in Kläranlagen und Randgebieten auch als offene Beton- oder Erdbecken (*Hosang* und *Bischof* 1998). Sie werden unterschieden in Fang- und Durchlaufbecken, die jeweils im Haupt- oder Nebenschluss zum Kanal liegen. Im Fangbecken wird der erste stark verschmutzte Spülstoß gespeichert und kontinuierlich der Kläranlage zugeführt. Sind die Speicherkapazitäten des Fangbeckens erschöpft, erfolgt ein Abschlag des Mischwassers direkt aus dem Kanal ins Gewässer. Durchlaufbecken dienen bis zu ihrer vollständigen Füllung gleichzeitig als Speicher- und Absetzbecken. Durch einen Klärüberlauf erfolgt dann der Abschlag des mechanisch vorgereinigten Wassers ins Gewässer. Das Stauvolumen ist in der Regel so bemessen, dass 2 bis 3 mm Niederschlag abgefangen werden können (*ATV*, 1992). Dies wird als ausreichend erachtet, um die Überläufe auf etwa 50 Ereignisse und die Entlastungsdauer auf etwa 150 Stunden pro Jahr zu begrenzen (*Patt*, 2001).

Ökologische und hygienische Aspekte

Die Einleitung von grob mechanisch gereinigtem Mischwasser bei Überschreitung der Rückhaltekapazität stellt für die Gewässerökologie des aufnehmenden Gewässers und auch in hygienisch-mikrobiologischer Hinsicht eine punktuelle, diskontinuierliche Störung dar. Dabei verursachen die eingeleiteten Schadstofffrachten der Abschlüge eine im Gegensatz zu kontinuierlichen Kläranlageneinleitungen wesentlich höhere, aber zeitlich begrenzte Gewässerbelastung. Die plötzliche Entlastung großer Mengen an meist nur minimal geklärtem Mischwasser innerhalb eines sehr kurzen Zeitraums führt zu temporär stark erhöhten

Mikroorganismenkonzentrationen im Gewässer. Der aus den erhöhten Abflussmengen und Fließgeschwindigkeiten resultierende hydraulische Stress hat sowohl negative Auswirkungen auf den Gewässerkörper als auch auf die Biozönose (Swist II, 2004). Es wurde eine signifikante Erhöhung der Mikroorganismenkonzentrationen im Gewässer durch Mischwasserabschläge nachgewiesen. Die Konzentration der Fäkalindikatoren (*E. coli*, Coliforme, Fäkalstreptokokken) sowie von Clostridien oder Giardien werden durch Mischwassereinleitungen temporär stark erhöht. Dabei übersteigt die Jahresfracht von Bakterien bzw. Parasitendauerformen aus den Mischwasserentlastungen die der Kläranlageneinleitungen um ein Vielfaches (Swist-Gebiet: 20-fach (Bakterien), 4-fach (Parasiten) (Swist II, 2004). Durch die temporär sehr hohen Konzentrationen unmittelbar nach einem Abschlagsereignis besteht schon durch versehentliche Aufnahme bereits geringer Mengen Wasser (durch wassergebundene Freizeitaktivitäten oder Konsum von mit Bachwasser berechneten landwirtschaftlichen Erzeugnissen) ein akutes Risiko einer Magen-Darm-Infektion (Swist II, 2004). Neben dieser akuten Gefährdung besteht aber auch ein längerfristiges Risiko, da Krankheitserreger, die Dauerstadien bilden können, im Sediment akkumulieren und durch weitere stoßartige Einleitungen oder erhöhte Fließgeschwindigkeiten erneut freigesetzt werden können. Da die Gewässerqualität durch Einleitungen aus Mischwasserentlastungen mikrobiell erheblich belastet wird, sind die Nutzungsmöglichkeiten solcher Gewässer eingeschränkt. Durch die Zwischenspeicherung von Mischwasser in Mischwasserentlastungsanlagen können Abschläge von Mischwasser in Oberflächengewässer und die damit verbundenen hydraulische und stoffliche Belastung vermieden werden. Das Wasser kann bei nachlassenden Niederschlägen der Kläranlage zugeführt und somit vor der Einleitung ins Gewässer deutlich gereinigt werden (s. „Factsheet Kläranlage“). Dementsprechend ist die Einrichtung von Speicherkapazitäten im Kanalsystem als positiv zu bewerten. Die folgende Tabelle zeigt die zu erwartenden Ablaufkonzentrationen von Mischwasserentlastungen wichtiger mikrobieller Parameter sowie die Reduktion der Belastung durch die Zwischenspeicherung und die Reinigung durch Kläranlagen.

Bewertung auf Grundlage der Wasserhygiene

		Bakterien	Viren	Parasiten
		<i>E. coli</i> [MPN/100 mL] / Clostridien [KBE/100 mL]	Coliphagen [PBE/100 mL]	<i>Giardia lamblia</i> [Zysten/100 L]
Mischwasser- rückhalteanlagen (Zwischenspeicherung)	Ablauf- konzentrationen (Mischwasser)	430.000 / 13.000	n. b.	296
	Reduktion (durch Reinigung der Kläranlagen)	2,1 / 2,2 log-Stufen	n. b.	1,1 log Stufen
	Punkte	oo	n. b.	o

n. b. = nicht bestimmt

zusätzliche Daten: Swist II, 2004

Gesundheitsförderliche Aspekte

Durch die Einleitungen erfährt das Fließgewässer ebenfalls eine ästhetische Beeinträchtigung des Umfeldes der Einleitstelle durch Sedimente, Fest- und Grobstoffe, die sowohl visuell als auch olfaktorisch über die Abschlagsdauer hinaus als Verschmutzung wahrgenommen werden (Gujer, 2007). Somit kann keine salutogenetische / gesundheitsfördernde Wirkung für den Menschen erzielt werden. Besonders RÜB in offener Bauweise stellen im gefüllten Zustand ebenso eine ästhetische Beeinträchtigung des Landschaftsbildes dar. Unter Gesichtspunkten der Erholung und Freizeitnutzung ist besonders auf die Infektionsgefährdung der Unterlieger hinzuweisen, da

Entlastungsereignisse zeitlich verzögert eintreffen und auch zum Teil nicht wahrgenommen werden können.

Aspekte zur Umsetzbarkeit

Die Zwischenspeicherung vom Mischwasser mit Entlastungsmöglichkeit bei einer Überschreitung der Kapazität ist in allen Mischwasserkanalsystemen unabdingbar, um auch bei extremen Niederschlagsereignissen die Funktion des Kanalsystems zu erhalten. Der Ausbau von Rückhaltesystemen ist eine kostengünstige Alternative zum Ausbau der Kanalisation und Erweiterung der Kläranlagenkapazität, die sonst bei Trockenwetter überdimensioniert wären. Eine vollständige Vermeidung von Mischwasserabschlägen durch Zwischenspeicherung ist aber aus technischen und finanziellen Gründen nicht realisierbar. Aus Gründen der Ästhetik und Sicherheit sollte die geschlossene Bauweise bevorzugt werden. Bei der Dimensionierung sind zukünftige Entwicklungen durch den Klimawandel (mehr Starkregenereignisse) und den demographischen Wandel zu berücksichtigen.

Zusätzliche Literatur

ATV (1993): Weitergehende Anforderungen an Mischwasserentlastungen. 1. Arbeitsbericht. Korrespondenz Abwasser 5. 802-806.

Gujer, W. (2007): Siedlungswasserwirtschaft. 3. überarbeitete Auflage. Springer Verlag, Berlin.

Hosang, W. , Bischof, W. (1998): Abwassertechnik. B. C .Teubner Verlag, Stuttgart, 724 S..

Patt, H. (2001): Hochwasser-Handbuch: Auswirkungen und Schutz. Springer-Verlag. Berlin.

Swist II (2004): Untersuchungen zur mikrobiellen Fließgewässerbelastung durch Regenentlastungen der Mischkanalisation am Beispiel der Swist. Abschlussbericht IHPH Universität Bonn.

Fact Sheet Trennkanalisation

Kurzbeschreibung

Bau eines Trennkanalsystems im Vergleich zum Mischwasserkanalsystem mit Entlastungsereignissen.

Charakterisierung der Maßnahme

Die Trennkanalisation ist ein Entwässerungssystem bei dem Schmutzwasser und Regenwasser in getrennten Kanälen (Schmutzwasserkanal, Regenwasserkanal) gesammelt und fortgeleitet wird. Das Wasser aus den Regenwasserkanälen wird in der Regel unbehandelt in ortsnahe Fließgewässer eingeleitet. Bei großen Einzugsgebieten wird das Regenwasser oft in Regenrückhaltebecken zwischen gespeichert und gedrosselt den Fließgewässern zugeführt. Für ein Trennkanalsystem ist der Bau zweier unabhängiger Kanalsysteme notwendig. Durch die Trennung von Schmutz- und Regenwasser können Kläranlagen bei Regenereignissen erheblich entlastet werden. Außerdem wird die Einleitung von Mischwasser in Fließgewässer und die damit verbundene Belastung durch Mischwasserentlastungsanlagen vermieden. Wegen dieser Vorteile gewinnen Trennkanalsysteme in der modernen Stadtplanung immer mehr an Bedeutung und gelten in vielen Gemeinden als Mittel der Wahl.



Regenrückhaltebecken im Trennkanalsystem

Ökologische und hygienische Aspekte

Im Regenwasserkanal der Trennkanalisation wird das abfließende Regenwasser von Straßen, Dächern und anderen versiegelten Bebauungsflächen gesammelt. Diese stellen Kontaminationsquellen dar. In welchem Maße das abfließende Regenwasser belastet ist, hängt wesentlich von den Rahmenbedingungen der Trennkanalisation ab. Einzugsgebietsgröße, Flächennutzung und Bauungsart, Frequenz und Amplitude der Niederschläge sowie Fremdwassereinträge sind ausschlaggebend für die Beschaffenheit des von Regenüberlaufbecken eingeleiteten Regenwassers (*Brombach* und *Fuchs*, 2003). Eine weitere Kontaminationsquelle sind Fehlanstöße der Schmutzwasserkanäle an den Regenwasserkanal. Diese lassen sich erfahrungsgemäß trotz intensiver Kontrollen selbst bei Neubaugebieten nicht gänzlich vermeiden. Das vermeintlich unbelastete, ausschließlich aus Niederschlägen stammende Wasser wird durch die Trennkanalisation meist ungereinigt ortsnahe Fließgewässern zugeführt. Durch die oben genannten Quellen muss allerdings mit einer Belastung des eingeleiteten Wassers gerechnet werden. Dies kann zu mikrobiologischen Kontaminationen der aufnehmenden Fließgewässer führen. Da durch den Bau von Trennkanalsystemen aber die Einleitung von höher belasteten Mischwasser vermieden werden kann, ist die Errichtung von Trennkanalsystemen als Maßnahme zur Vermeidung von Schadstoffeinträgen in Fließgewässer zu sehen. In der folgenden Tabelle sind die mikrobiellen Belastungen von Regenwassereinleitungen aus Trennkanalsystemen zusammengefasst und die Reduktion im Vergleich zu Mischwasserabschlägen bewertet.

Bewertung auf Grundlage der Wasserhygiene

		Bakterien	Viren	Parasiten
		<i>E. coli</i> [MPN/100 mL] / Clostridien [KBE/100 mL]	Coliphagen [PBE/100 mL]	<i>Giardia lamblia</i> [Zysten/100 L]
Trennkansysteme	Ablauf- konzentrationen (Regenwasser)	24.000 / 1.091	1.510	>17
	Reduktion (Vergleich Mischwasser)	1,2 / 1,0 log-Stufen	n. b.	1,1 log Stufen
	Punkte	o	n. b.	o

Gesundheitsförderliche Aspekte

Der Vorfluter erfährt durch die Einleitung von Sedimenten, Fest- und Grobstoffen bei Abschlagsereignissen eine ästhetische Beeinträchtigung des Umfeldes der Einleitstelle (*Gujjer, 2007*), die visuell als Verschmutzung wahrgenommen werden. Eine offene Bauweise von Rückhaltebecken stellt je nach Ausführung ebenfalls eine ästhetische Beeinträchtigung des Landschaftsbildes dar.

Aspekte zur Umsetzbarkeit

Trennkansysteme wirken sich kostenmindernd auf den Kläranlagenbetrieb aus, da diese nur für die Aufbereitung des anfallenden Schmutzwassers ausgelegt werden müssen. Bei der Erschließung von Neubaugebieten verringern sich die Investitionen für den sonst notwendigen Aus- bzw. Neubau von Kläranlagen. Zugleich muss jedoch bedacht werden, dass sich bei einem Trennkansystem höhere Investitionskosten ergeben, da zwei unabhängige Rohrleitungsnetze (Schmutzwasser, Niederschlagswasser) mit den entsprechenden Bauwerken errichtet werden müssen. Des Weiteren ist zu berücksichtigen, dass die Leitungen für das Schmutzwasser verstärkt zu Ablagerungen tendieren, wenn sie nur von geringen Wassermengen frequentiert werden. Hier können zusätzliche Unterhaltungskosten entstehen, wenn z. B. eine Durchspülung erforderlich wird (*Ganter., 2003*).

Zusätzliche Literatur

Brombach, H., Fuchs S. (2003). Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen in Misch- und Trennkansystemen. *Korrespondenz Abwasser* **50**(4): 441-450.

Gujjer, W. (2007): Siedlungswasserwirtschaft. 3. überarbeitete Auflage. Springer – Verlag, Berlin.

Ganter, K. (2003): Nachhaltigkeit urbaner Regenwasserbewirtschaftungsmethoden; Teil 1: Grundlagen. *Gwf Wasser Abwasser*, 144 (3), 241-245.

Fact Sheet Retentionsbodenfilter

Kurzbeschreibung

Bau eines Retentionsbodenfilters zu weiterführenden Behandlung von Mischwasser aus Entlastungsereignissen.

Charakterisierung der Maßnahme

Ein Retentionsbodenfilter (RBF) ist ein einstufiges oder mehrstufiges System aus mit Sumpfpflanzen bewachsenen Bodenkörpern, das der Behandlung von Wasser aus Misch- oder Trennkansystemen dient (MUNLV, 2003). Retentionsbodenfilter werden zur Reduzierung der hydraulischen und stofflichen Belastungen von Oberflächengewässern durch Mischwasser aus Mischwasserentlastungsanlagen eingesetzt. Im Retentionsbodenfilter wird das Mischwasser aus einer Entlastung (Regenüberlaufbecken oder Stauraumkanal) zurückgehalten. Dadurch wird die hydraulische Belastung für das aufnehmende Fließgewässer gedämpft. Im Becken sickert das Mischwasser durch eine mit Schilf bestandene Bodenschicht aus Filtersand in ein darunter liegendes Drainagesystem. Das Wasser verlässt den Retentionsbodenfilter physikalisch gefiltert und biochemisch gereinigt (Dittmer, 2006). Ungelöste Stoffe können entsprechend ihrer Größe die Porenkanäle des Filters nicht passieren und werden größtenteils schon an der Oberfläche des Filterkörpers mechanisch zurückgehalten. Durch Adsorption und Umwandlungsprozesse können aber auch andere Stoffe effektiv zurückgehalten werden (Waldhoff, 2008).



Retentionsbodenfilter Altendorf

Ökologische und hygienische Aspekte

Einleitungen aus Mischwasserabschlägen stellen einen punktuellen, diskontinuierlichen Eintrag ins Gewässer und damit eine Störung des Ökosystems dar (s. „Factsheet Mischwasserentlastungsanlagen“). Durch den Einsatz von Retentionsbodenfiltern lässt sich ein höherer Gewässerschutz erreichen. Der Stoffeintrag von mikrobiologischen Verunreinigungen in die Fließgewässer wird durch die weitergehende Behandlung des entlasteten Mischwassers in nachgeschalteten Retentionsbodenfiltern deutlich verringert. Die aufnehmenden Fließgewässer werden damit merklich entlastet und das Gesundheitsrisiko bei der Gewässernutzung deutlich verringert (Mertens et al. 2012). Zusätzlich wird der hydraulische Stress im Gewässer durch die Zwischenspeicherung im Retentionsbodenfilter deutlich reduziert. Die folgende Tabelle zeigt die Ablaufkonzentrationen sowie die Reduktionsleistung eines Retentionsbodenfilters im Mischkanalsystem.

Bewertung auf Grundlage der Wasserhygiene

		Bakterien	Viren	Parasiten
		<i>E. coli</i> [MPN/100 mL] / Clostridien [KBE/100 mL]	Coliphagen [PBE/100 mL]	<i>Giardia lamblia</i> [Zysten/100 L]
Retentionsbodenfilter im Mischkanalsystem	Ablauf- konzentrationen	930 / 10	25	<2,7
	Reduktion	2,7 / 3,4 log-Stufen	3,2 log-Stufen	2,2 log-Stufen
	Punkte	000	000	00

Gesundheitsförderliche Aspekte

Zur Erholungs- und Freizeitnutzung suchen Erwachsene und Kinder u. a. Fließgewässer in der Natur auf. Der Retentionsbodenfilter fällt ästhetisch aufgrund des Schilfbewuchses meist wenig auf. Die Anlage verfügt über keine Fassade, sodass seine Errichtung nur eine geringfügige bis keine Sichteinschränkung zur Folge hat. Die beanspruchte Fläche und Größe ist vom Fassungsvermögen des Retentionsbodenfilters und damit vom Einzugsgebiet abhängig. Unnatürliche Baumasse ist oberirdisch in Form einer Zulaufrinne und weiteren Sicherheitsvorkehrungen vorhanden. Die Anlage stellt unter Umständen einen Eingriff in den für den Menschen zugänglichen Naturraum am Fluss dar. Generell ist aber der Einsatz von Retentionsbodenfilter wegen der geringeren Belastung mit Krankheitserregern anstelle von herkömmlichen Mischwassereinleitungen zu befürworten.

Aspekte zur Umsetzbarkeit

Investitionskosten und Betriebskosten eines Retentionsbodenfilters sind stark von den örtlichen Gegebenheiten abhängig. Grundsätzlich sind diese aber meist deutlich geringer als bei anderen weitergehenden Abwasserreinigungsverfahren (z. B. Erweiterung von Kläranlagen). Im Normalbetrieb läuft die Steuerung von Retentionsbodenfiltern rein mechanisch oder automatisch, sodass kein Personalbedarf besteht. Somit können RBF auch problemlos dezentral installiert werden. Notwendige Voraussetzung für den Bau von RBF ist die verfügbare Fläche an der Entlastungstelle des Mischkanalsystems, um lange Verrohrungen vermeiden zu können. Das zu behandelnde Wasservolumen und die Abschlagshäufigkeit des Kanals müssen bei der Dimensionierung des Filtervolumens berücksichtigt werden (MUNLV, 2003).

Zusätzliche Literatur

- Dittmer, U. (2006). Prozesse des Rückhaltes und Umsatzes von Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen in Retentionsbodenfiltern zur Mischwasserbehandlung, Dissertationsschrift, Schriftenreihe des
- Mertens F. M., Christoffels E., Schreiber C., Kistemann T. (2012) : Rückhalt von Arzneimitteln und Mikroorganismen am Beispiel des Retentionsbodenfilters Altendorf. Korrespondenz Abwasser Abfall 60 1137-1143.
- MUNLV (2003): Retentionsbodenfilter. Handbuch für Planung, Bau und Betrieb. Düsseldorf.
- Waldhoff A. (2008): Hygienisierung von Mischwasser in Retentionsbodenfiltern (RBF). Wasser - Abwasser - Umwelt 30, Schriftenreihe des Fachbereiches Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel.

Fact Sheet Gewässerrandstreifen

Kurzbeschreibung

Anlage von Gewässerrandstreifen auf bisher landwirtschaftlich genutzten Flächen.

Charakterisierung der Maßnahme

Nach der Definition des *LUA NRW* sind Gewässerrandstreifen „naturbelassene Geländestreifen entlang des Gewässers, die uneingeschränkt für die Gewässerentwicklung zur Verfügung stehen und den direkten Stoffeintrag (Dünger, Pflanzenschutzmittel) in das Gewässer verhindern können“ (*LUA*, 1998). Gewässerrandstreifen sind folglich als Saumbiotop zu verstehen, das durch Wechselwirkungen zwischen oberirdischen Gewässern und deren Umland geprägt wird und als Bindeglied und Ersatzfläche für ehemalige Auenlandschaften dient. Die Breite von Uferstrandstreifen liegt meist zwischen 3 m und 50 m. Pflanzensoziologisch werden sie, sofern nicht gezielt bewirtschaftet, aus dem Vegetationswechsel zum angrenzenden Areal bestimmt (*Bach*, 2000). Die im Rahmen von

Vertragsnaturschutz auf landwirtschaftlichen Flächen angelegten Uferstrandstreifen sind meistens durch eine geschlossene Grasnarbe ohne Gehölz gekennzeichnet, da nach Vertragsende eine landwirtschaftliche Nutzung noch gewährleistet sein muss. Ziel der Uferbereichsgestaltung soll es sein, die Gewässerunterhaltung zu minimieren und zur Verbesserung des



Gewässerrandstreifen im Einzugsgebiet der Swist

Gewässerzustandes beizutragen (*DVWK*, 1997). Uferstrandstreifen können weder landwirtschaftlich noch anderweitig genutzt werden, da sie der natürlichen Sukzession überlassen werden sollten (*MLUR*, 2008).

Ökologische und hygienische Aspekte

Gewässerrandstreifen tragen zur Verbesserung der Lebensbedingungen im Wasser bei und können Lebensräume für eine Vielzahl von Arten sein. Bereits vorhandene Ökotope werden durch neue Uferstrandstreifen vernetzt, im Idealfall zu einem Biotopverbund (*DVWK*, 1997). Hinsichtlich der Gewässerstrukturgüte erzielen Gewässerrandstreifen positive Effekte bezogen auf die Einteilung in Strukturgüteklassen. So wird nicht nur die Gewässerbettdynamik oft deutlich verbessert, sondern kleinräumig auch die Entwicklung von naturnaher Ufermorphologie sowie die Durchgängigkeit und der Austausch der Gewässerfauna zwischen den Gebieten gefördert. Je nach Ausprägung können Gewässerrandstreifen in Abhängigkeit von Wasserführung und bodenkundlichen Bedingungen gewisse hydromorphologische Entwicklungen von Fließgewässern positiv beeinflussen, sodass zumindest einige der für die biologischen Qualitätskomponenten entscheidenden Randbedingungen erreicht werden können. Gewässerrandstreifen mit Gehölzen können sich durch die Beschattung günstig auf die Temperatur und Selbstreinigungskraft besonders in kleineren Gewässern auswirken. Jedoch ist auch mit vermehrtem Eintrag von organischem Material (Laubfall) und eine wegen der Beschattung mit einem verringerten Abbau von Mikroorganismen zu rechnen. Durch Gewässerrandstreifen kann die Erosion des Uferbereichs verringert und Abschwemmung vorgelagerter Flächen aufgefangen werden. Zusätzlich verringern Gewässerrandstreifen Stoffeinträge ins Gewässer von landwirtschaftlichen Flächen durch Winddrift oder direktem Eintrag.

Eine genaue Quantifizierung der Reduktion des Eintrages von Mikroorganismen durch Gewässerrandstreifen konnte mit den bisher verfügbaren Daten nicht bestimmt werden. Allerdings lassen sich aus Erfahrungen der Probenahme und theoretischen Überlegungen folgende Punkte festhalten:

- Durch die räumliche Trennung von Gewässer und Umland kann der direkte Eintrag von Mikroorganismen durch organischem Dünger oder Weidevieh vermieden werden.
- Die Anschwemmung (Oberflächenwasserabfluss) und die damit verbundene Belastung von landwirtschaftlich genutzten Flächen werden reduziert.
- Eine Nutzung der Gewässerstreifen zur Naherholung der Bevölkerung (Spazierwege) kann die Belastung erhöhen (Hundekot etc.).
- Vor allen bei breiten und bewaldeten Uferstreifen ist mit Verunreinigungen durch Wildtiere zu rechnen.
- Die größere Beschattung der Gewässer durch den Bewuchs des Gewässerrandstreifens bewirkt einerseits eine verringerte UV-Bestrahlung und niedrigere Wassertemperaturen, die die Überlebensfähigkeit von Mikroorganismen begünstigen. Andererseits steht dem in Bezug auf die hygienische Wasserqualität die gesteigerte „Selbstreinigungskraft“ des Gewässers durch den Uferbewuchs mit einem proklamierten positiven Einfluss auf die Wasserhygiene gegenüber.

Gesundheitsförderliche Aspekte

Gewässerrandstreifen sorgen in der Regel für eine Aufwertung der Ästhetik des Fließgewässers. Die naturnahen, abwechselnden Gewässerrandstreifen stellen in beinahe allen Naturräumen Deutschlands ein Kernelement des Landschaftsbildes dar und prägen das Beziehungsgefüge der Landschaftsstruktur. Für das gemeinhin geltende Verständnis von „landschaftlicher Schönheit“ bilden Gewässerrandstreifen einen maßgeblichen Bestandteil, wodurch sich – bei entsprechender Vegetationsausstattung und Diversität – ihr hoher landschaftsästhetischer Wert bestimmt (Bach 2000). Das Gewässer gewinnt an Natürlichkeit zurück und verbessert so auch auf einer objektiv nur schwierig bewertbaren Ebene erheblich den Wert bezogen auf salutogenetische Gesichtspunkte (gesteigerte Aufenthaltsqualität). Zu dicht bestandene Gewässerrandstreifen bewirken hingegen eine räumliche Trennung vom Gewässer, was der Nutzung des Gewässers zur Naherholung (Spazieren, Baden, Angeln...) entgegenwirken kann.

Aspekte zur Umsetzbarkeit

Im Hinblick auf die Kosten ist zwischen indirekten und direkten Kosten zu unterscheiden. Die direkten Kosten entstehen vor allem durch den Erwerb der Flächen entlang der Gewässer. Dieser gestaltet sich in der Praxis oftmals sehr schwierig, da meist mit sehr vielen Eigentümern und Bewirtschaftern verhandelt werden muss. Erschwerend kommt zudem hinzu, dass für Gewässerrandstreifen nicht ganze Parzellen, sondern nur schmale Streifen entlang der Gewässer benötigt werden, sodass die oft von Landwirten favorisierte Bereitstellung von Ausgleichsfläche wegen der geringen Größe keinen Sinn ergibt. Im Rahmen des Vertragsnaturschutzes durch EU-Förderprogramme können deshalb auch Kooperationen mit den Landwirten vereinbart werden, die eine entsprechende Entschädigung erhalten (LANUV, 2008). Diese sind aber zeitlich befristet, sodass die Fläche nicht der natürlichen Sukzession überlassen werden kann. Am Ende der Vertragslaufzeit muss wieder eine landwirtschaftliche Nutzung möglich sein. Indirekte Kosten können durch einen erhöhten Aufwand bei der Gewässerbewirtschaftung durch Pflege und Rückschnitt entstehen.

Zusätzliche Literatur

LUA (1998): Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen – Kartieranleitung. LUA Merkblätter Nr. 14.

LANUV (2013): Vertragsnaturschutz: <http://www.naturschutzinformationen-nrw.de/vns/de/einleitung> (15.1.2013).

Bach (2000): Gewässerrandstreifen – Aufgabe und Pflege. In: KONOLD, W. BÖCKER, R. & U. HAMPICKE: Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege. Landsberg.

DVWK (1997): Uferstreifen an Fließgewässern – Funktion, Gestaltung und Pflege. Merkblätter Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau Heft 244/1997.

MLUR (2008): Erläuterungen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Schleswig-Holstein - Flächenbedarf und Umgang mit Flächen bei der Entwicklung von Fließgewässern und Seen. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein .

Hygienesteckbrief Swist

1.	Land	Bundesrepublik Deutschland
2.	Bundesland (% Anteil der Lauflänge)	Nordrhein-Westfalen (69,7 %), Rheinland-Pfalz (30,3 %)
3.	Gewässer	Swist/Flussgebietseinheit Rhein
4.	Gewässerkennzahl	2742
5.	Gewässerrandstreifen (> 5 m) ^{*7}	ca. 10 % der Uferbereiche
6.	Wasserabfluss (Pegel Weilerswist, 2009) ^{*4} (1972-2009) (Pegel Morenhoven, 2009) ^{*4} (1972-2009)	MQ: 0,819 m ³ /s MNQ: 0,187 m ³ /s MQ: 0,436 m ³ /s MNQ: 0,076 m ³ /s
7.	Anteil Einleitungen Kläranlagen	ca. 30 % des Mittelwasserabflusses
8.	Anzahl der Kläranlagen	4 (ehemals 6)
9.	Anzahl der Kläranlagen > 10.000 EW ^{*4}	3
10.	Gereinigte Abwassermenge ^{*4}	ca. 7,3 Mio m ³ /a
11.	Kläranlage <i>E. coli</i> (MPN) ^{*6}	300 x 10 ¹² MPN/a
12.	Kläranlage Clostridien ^{*6}	12 x 10 ¹² KBE/a
13.	Kläranlage Coliphagen ^{*6}	63 x 10 ¹² PBE/a
14.	Kläranlage <i>Giardia lamblia</i> Zysten	3 x 10 ⁹ Zysten/a
15.	Mikroorganismen Reduktion Kläranlage	Median 3 log-Stufen
16.	Regen- bzw. Mischwassereinleitungen ^{*3}	52, davon 26 direkt in die Swist bzw. Sürst- /Jungbach
17.	Entlasteter Mischwasserabfluss ^{*4}	Ca. 1.513 [Tm ³]
18.	Anteil Einleitungen Mischwasserentlastungen	ca. 6 % des Mittelwasserabflusses
19.	Mischwasser <i>E. coli</i> (MPN)	5.675 x 10 ¹² MPN/a
20.	Mischwasser Clostridien	175 x 10 ¹² KBE/a
21.	Mischwasser Coliphagen ^{*6}	637 x 10 ¹² PBE/a
22.	Mischwasser <i>Giardia lamblia</i> Zysten	4 x 10 ⁹ Zysten/a
23.	Mikroorganismen Reduktion durch Retentionsbodenfilter (Mischwasser)	Median 2-3 log-Stufen
24.	Entlasteter Regenwasserabfluss (Trennsystem)	Ca. 2.675 Tm ³
25.	Anteil Einleitungen Regenwasser	ca. 11 % des Mittelwasserabflusses
26.	Regenwasser <i>E. coli</i> (MPN)	640 x 10 ¹² MPN/a
27.	Regenwasser Clostridien	31 x 10 ¹² KBE/a
28.	Regenwasser Coliphagen ^{*6}	40 x 10 ¹² PBE/a

29.	Regenwasser <i>Giardia lamblia</i> Zysten	0,3 x 10 ⁹ Zysten/a
30.	Abfluss diffuse Quellen	Ca. 9.575 Tm ³
31.	Anteil Einleitung aus diffuse Quellen	ca. 39 % des Mittelwasserabflusses
32.	Diffuse Quellen <i>E. coli</i> (MPN)	4.332 x 10 ¹² MPN/a
33.	Diffuse Quellen Clostridien	108 x 10 ¹² KBE/a
34.	Diffuse Quellen Coliphagen* ⁶	8 x 10 ¹² PBE/a
35.	Diffuse Quellen <i>Giardia lamblia</i> Zysten	9 x 10 ⁹ Zysten/a
36.	Genehmigte Wassernutzungen	teilweise Trinkwasserschutzzone II, Wasserschutzzone IIIA, Wasserschutzzone IIIB
37.	Beobachtete Wassernutzungen	Baden, Viehtränken, Wasserentnahmen zur Landwirtschaftlichen Bewässerung
38.	Viehtränken im Uferbereich (Hochrechnung)	94 (0,34 pro km Flusslauf)
39.	Kontaminationsquellen	Intensive landwirtschaftliche Nutzung, Viehtränken, Viehtritt, Mischwasserentlastung, Regenwassereinleitungen
40.	Hygienische Gewässergüte (Gebietsauslass Weilerswist 2012)	<p>Trockenwetter: Mediane: <i>E. coli</i> 930 MPN/100 mL, Clostridien 42 KBE/100 mL, Coliphagen 679 PBE/100 mL, Giardien 89,4/100 L → Median <i>E. coli</i> knapp unter 95-Perzentil- Wert Badegewässer; Giardien weit über akzeptierbarem Risiko- Level</p> <p>Regenwetter: Mediane: <i>E. coli</i> 3100 MPN/100 mL, Clostridien 73 KBE/100 mL, Coliphagen 620 PBE/100 mL, Giardien 112/100 L → Median <i>E. coli</i> höher als 95-Perzentil-Wert Badegewässer; Giardien weit über akzeptierbarem Risiko-Level</p>

*¹ Quelle: Bewirtschaftungsplan Erft

*² Quelle: Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch, Rheingebiet, Teil III, 2001

*³ Quelle: Swist II (2004): Untersuchungen zur mikrobiellen Fließgewässerbelastung durch Regenentlastungen der Mischkanalisation am Beispiel Swist. Abschlussbericht Bonn, Bergheim.

*⁴ Quelle: Erftverband

*⁵ Quelle: <http://www.elwasims.nrw.de> (10.10.2011)

*⁶ Quelle: Swsit I (2001): Untersuchung zur mikrobiellen Fließgewässerbelastung durch Kläranlagen. Abschlussbericht. Bonn.

*⁷ Quelle: Kartierung der Gewässerstrukturgüte

4.4.3 Internationale Berücksichtigung der Hygiene in der EG-WRRL

Viele nicht in der Wasserbewirtschaftung tätige Akteure gehen davon aus, dass in der EG-WRRL auch hygienische Belange berücksichtigt werden, da es ja eine biologische Komponente als Bewertungsbaustein gibt. Dies zeigt, dass mit der Umsetzung der EG-WRRL auch eine Verbesserung der hygienischen Qualität erwartet wird. Deswegen wurden im Rahmen des vorliegenden Forschungsprojekts Experteninterviews mit Vertretern der Wasserwirtschaft durchgeführt. Den Ergebnissen dieser Interviews zufolge neigen die Vertreter der Wasserwirtschaft dazu, Aspekte der Hygiene und Gesundheit als nicht relevant im Rahmen der EG-WRRL-Umsetzung zu bewerten, da sie ja nicht ausdrücklich in der EG-WRRL behandelt werden. Sie sehen daher auch keinen Handlungsbedarf in dieser Hinsicht. Im internationalen Kontext gesehen gibt es jedoch auch Befürworter und Ansätze in Hinsicht einer hygienisch-mikrobiologischen Gewässergüte.

Der Direktor der Abteilung Umwelt und Gesundheit, WHO-Regionalbüro für Europa, Günter Klein warnte 1999 in London anlässlich der Verabschiedung des Protokolls über Wasser und Gesundheit: „Bei weiterer intensiver Landwirtschaft, Industrialisierung und übermäßiger Ausbeutung unserer Wasserressourcen wird es in vielen Teilen Europas, darunter auch in einer Reihe von Großstädten, zunehmend schwierig, eine geordnete Versorgung mit hygienisch einwandfreiem Wasser sicherzustellen. Die Bundesrepublik Deutschland setzte dieses Protokoll 2007 in nationales Recht um. Aspekte des Gesundheitsschutzes könnten auch in der EG-WRRL aufgenommen werden, wie das Beispiel Finnland zeigt: Das finnische Klassifizierungssystem zur Wasserqualität weist konzeptionelle Unterschiede dahingehend auf, dass sowohl chemische und biologische Komponenten, als auch hygienerelevante Indikatoren untersucht werden (Tabelle 30). Positive Auswirkungen zeigt ebenfalls die Tatsache, dass dort keine Unterscheidungen zwischen verschiedenen Wasserkörpertypen vorgenommen werden. Die Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet (IAWR) fordert 2007 ebenfalls bakterielle, mikrobiologische Indikatororganismen für fäkale Gewässerbelastungen (*E. coli*, coliforme Bakterien und Enterokokken) und entsprechende biologische Testbakterien (speziell zur Erfassung endokriner Effekte und genotoxischer Aktivität) in das Überblickmonitoring sowie in die hygienisch und toxikologische Bewertung aufzunehmen (IAWR 2007). Diese Beispiele machen deutlich, dass grundsätzlich die hygienische Wasserqualität aller Fließgewässer auch bei wasserwirtschaftlichen Akteuren Beachtung findet.

Auch hinsichtlich der öffentlichen Wahrnehmung besteht, korrespondierend zum Naturschutz, der mittelbar von der EG-WRRL profitiert, eine Chance auf Positiveffekte in Bezug auf Hygiene und Gesundheit beim Gewässerschutz (SCHREIBER und KITEMANN 2010). Für umsetzungsorientierte Forschungsprojekte ist aber eine über das Projekt

hinreichende externe Unterstützung und eine verbesserte Kommunikation zwischen Forschung und Praxispartnern sowie eine Vermittlung von Erkenntnissen in die Öffentlichkeit unabdingbar (FEIT und ZANDER 2008).

Tabelle 30: Finnisches System zur Klassifizierung der Wasserqualität.

Das derzeitige finnische System zur Einstufung der Wasserqualität wurde entwickelt, um Informationen über die Verwendbarkeit von Wasser für menschliche Zwecke bereitzustellen, wobei nur diejenigen ökologischen Qualitätskomponenten berücksichtigt werden, die eine direkte Auswirkung auf die Nutzbarkeit des Wassers haben. Alle Wasserkörper werden gleich behandelt, und es wird nicht zwischen Gewässerkategorien oder Wasserkörpertypen unterschieden. Die Klassifizierung basiert zumeist auf chemischen Qualitätskomponenten, aber auch auf einigen biologischen Komponenten (Hygieneindikatoren, Chlorophyll und Algenwachstum).

Klasse	Interpretation der Klasse	Variable und ihre Schwellenwerte
I exzellent	Der Wasserlauf weist einen natürlichen Zustand auf, in der Regel oligotroph, klar oder mit wenig Humusstoffen. Geeignet für alle Arten der Nutzung.	Farbe < 50 mg Pt/l Sichttiefe > 2.5 m Trübung < 1.5 FTU Fäkalkoliforme oder Fäkalstreptococcen < 10 CFU/100 ml Gesamt-Phosphor < 12 µg/l durchschnittl. Chlorophyll-a in der Vegetationszeit < 3 µg/l
II gut	Der Wasserlauf weist einen fast-natürlichen oder leicht eutrophen Zustand auf. Das Wasser ist immer noch für die meisten Verwendungszwecke geeignet.	Sauerstoffkonzentration im Epilimnion 80-100%, kein Sauerstoffmangel im Hypolimnion Farbe 50-100 mg Pt/l (< 200 im natürlichen Braunwasser) Sichttiefe 1-2.5 m Fäkale Indikatorbakterien < 50 CFU/100 ml Gesamt-Phosphor < 30 µg/l durchschnittl. Chlorophyll-a in der Vegetationszeit < 10 µg/l
III befriedigend	Der Wasserlauf ist leicht durch Abwasser, nicht aus Punktquellen stammende Frachten oder andere verändernde Aktivitäten beeinträchtigt oder aufgrund der natürlichen Bedingungen eutroph. Für die meisten Verwendungszwecke in der Regel befriedigend.	Sauerstoffkonzentration im Epilimnion 70-120%, im Hypolimnion kann ein gewisser Sauerstoffmangel auftreten Farbe < 150 mg Pt/l fäkale Indikatorbakterien < 100 CFU/100 ml Gesamt-Phosphor < 50 µg/l durchschnittl. Chlorophyll-a in der Vegetationszeit < 20 µg/l
IV ausreichend	Der Wasserlauf ist stark durch Abwasser, nicht aus Punktquellen stammende Frachten oder andere verändernde Aktivitäten beeinträchtigt. Lediglich für Verwendungszwecke geeignet, die nur geringen Qualitätsanforderungen entsprechen müssen.	Sauerstoffkonzentration im Epilimnion 40-150%, Sauerstoffmangel im Hypolimnion fäkale Indikatorbakterien < 1000 CFU/100 ml Gesamt-Phosphor 50-100 µg/l durchschnittl. Chlorophyll-a in der Vegetationszeit 20-50 µg/l Algenblüte allgemein Konzentration der Stoffe, die eine Gefährdung für die Gesundheit darstellen: As < 50 µg/l, Hg < 2 µg/l, Cd < 5 µg/l, Cr < 50 µg/l, Pb < 50 µg/l, Gesamt-Cyanid < 50 µg/l In Fischen werden oft Fremdaromen gefunden

Quelle: (EUROPÄISCHE_KOMMISSION 2002) (verändert)

4.5 Swist-Box

Wegen der gesetzlichen Vorgaben der EG - Wasserrahmenrichtlinie bzw. der Oberflächengewässerverordnung wurde und werden in den letzten bzw. kommenden Jahren eine Reihe von Maßnahmen umgesetzt, um die Gewässergüte von Fließgewässern zu verbessern. Hygienisch-mikrobiologische Kriterien spielen bei der Auswahl der Maßnahmen aber nur eine untergeordnete bzw. meist gar keine Rolle. Auch auf die Wirksamkeit zur Reduzierung von anthropogenen Spurenstoffen, wie Pflanzenschutz- und Arzneimittel wurde zumindest in der Vergangenheit selten geachtet. Inwieweit das Erreichen des guten ökologischen Zustands eines Gewässers ausreicht, um auch einen hygienisch guten und weitgehend spurestofffreien Zustand zu erzielen, kann angezweifelt werden. Die in der EG-WRRL zur Überprüfung der Ziele festgelegten Parameter sind nicht geeignet, Belastungen mit hygienisch relevanten Mikroorganismen und Spurenstoffen zu ermitteln. Aus diesen Gründen wurden in dem vorliegenden Projekt die Grundlagen für ein Abschätzungssystem auf Basis von (Teil-)Einzugsgebieten am Beispiel des Einzugsgebiets der Swist entwickelt. Nach der noch ausstehenden Softwareprogrammierung (s. 4.5.3) ist das Programm in der Lage, Jahresfrachten bzw. szenarioabhängige Konzentrationen von einem (Teil-) Einzugsgebiet vor und nach einer Maßnahme zu modellieren. Die notwendigen Eingangsparameter werden frei wählbar, sodass eine Anpassung auf andere Einzugsgebiete möglich wird. Um die Funktionsweise und Leistungsfähigkeit der Software zu demonstrieren, werden in dem vorliegenden Bericht die notwendigen Parameter sowie Rechenschritte beschrieben. Außerdem werden beispielhaft die Ergebnisse einiger Berechnungen dargestellt.

4.5.1 Eingangsparameter und Berechnung

Um Jahresfrachten bzw. szenarioabhängige Konzentrationen in einem Gewässer abschätzen zu können, werden die Einleitmengen der einzelnen Eintragspfade im Betrachtungszeitraum mit durchschnittlichen Schadstoffkonzentrationen des jeweiligen Eintragspfads multipliziert. So können sowohl die Menge als auch die Herkunft der Schadstoffe identifiziert werden.

Einleitmengen

Für die Bestimmung der Einleitmengen wird die Aufteilung des Gesamtabflusses auf die einzelnen Eintragspfade vorgenommen. Aufbauend auf den Arbeiten des Vorgängerprojekts wurde die Berechnung weiterentwickelt. Für die Berechnung sind folgende Parameter von Nöten:

1. Ablaufmengen der Kläranlagen im Einzugsgebiet (Abwassermenge und Schmutzwassermenge)
2. Abflussmengen am Gebietsauslass (Pegel)
3. Repräsentative Niederschlagsmenge
4. Basiszufluss (Grundwasserzufluss)
5. Abflusswirksame Fläche (A_u) im Mischkanalsystem
6. Abflusswirksame Fläche (A_u) im Trennkanalsystem
7. Flächenanteile der Landnutzung der unversiegelten Flächen (z. B. aus ATKIS)
8. Ggf. Kenntnisse über die Aufteilung von Oberflächen- und Bodenwasserabfluss

Für die Berechnung von Jahresfrachten sind die Daten 1. – 4. als Jahressummenwerte erforderlich. Für die szenarioabhängige Berechnung werden idealerweise Tagesdaten genutzt.

Die Einleitmenge der **Kläranlagen** ist durch die Messung der geklärten und eingeleiteten Abwassermenge genau erfasst. Darin enthalten sind sowohl die behandelte Schmutzwassermenge als auch die behandelte Niederschlagwassermenge. Untersuchungen der Ablaufkonzentrationen bei Trocken- bzw. Regenwetter zeigten, dass eine Differenzierung nicht notwendig ist, da sich bei Regenwetter zwar die Einleitmenge deutlich erhöht, die Einleitkonzentrationen aber nahezu konstant bleiben (Selbstkontrolle Erftverband).

Die Einleitmengen aus **Trenn- und Mischwasserkanalisationen** werden aus den Daten der abflusswirksamen Fläche und den gemessenen Niederschlägen berechnet. Bei der Mischkanalisation wird allerdings das in den Kläranlagen behandelte Wasser (Differenz aus Abwassermenge und Schmutzwassermenge) in Abzug gebracht.

Der **Basisabfluss** kann aus den Abflussdaten bei langanhaltendem Trockenwetter abzüglich der Kläranlageneinleitungen und anderer Direkteinleiter berechnet werden. Die Bestimmung der Einleitmengen aus den **diffusen Quellen** erfolgt als Differenzrechnung, da aufgrund der Vielzahl von Einflussgrößen eine genauere Bestimmung mit vertretbarem Aufwand nicht möglich ist. Zur Bestimmung werden von den Werten der Abflussmessung am Gebietsauslass alle übrigen Einleitmengen abgezogen. Unter der Annahme, dass die gesamte unversiegelte Fläche eines Einzugsgebiet unabhängig von der Lage, den Bodeneigenschaften und der Nutzung gleichermaßen zu den diffusen Einträgen beiträgt, erfolgt die Aufteilung auf die Nutzungsarten analog zu den Flächenanteilen. Auch wenn die getroffenen Annahmen die reale Situation deutlich vereinfachen, wird der verwendete Ansatz als vertretbar angesehen, weil eine genauere Erfassung einen deutlich höheren Daten- und Rechenaufwand zur Folge haben würde. In den nachfolgenden Berechnungen werden die diffusen Einleitungen der einzelnen Nutzungsarten nochmal nach Oberflächen- und Bodenwasserabfluss aufgeteilt. Dazu wird das Verhältnis der in den Racks gesammelten

Wassermengen zu Grunde gelegt. Eine Übertragbarkeit dieser Daten auf andere Einzugsgebiete ist allerdings nur eingeschränkt möglich. Falls solche Daten für ein Einzugsgebiet nicht vorliegen, sollte auf diese zusätzliche Einteilung verzichtet und entsprechend auch nur mit Konzentrationen aus dem Oberflächenwasserabfluss gerechnet werden. Sollen nun einzelne Maßnahmen überprüft werden, so muss die betreffende Menge behandelten Wassers bekannt sein. Diese wird dann von dem jeweiligen Eintragspfad abgezogen.

Schadstoff- und Mikroorganismenkonzentrationen

Für die Berechnung der Jahresfrachten bzw. der szenarioabhängigen Konzentrationen im Gewässer muss für die Einleitungen jedes Eintragspfads eine durchschnittliche Schadstoffkonzentration bekannt sein. Diese soll in der Softwaregestaltung wahlweise aus individuellen Daten selbst eingegeben bzw. aus dem Datenpool der Swist-Projekte übernommen werden können. Die Medianwerte der Untersuchungen stellen für die Berechnungen die sinnvollste Grundlage dar. Die in der Beispielrechnung verwendeten Medianwerte sind in der Tabelle 31 aufgelistet. Wenn es die Datenlage erlaubt, ist eine weitere Differenzierung, z. B. bei Kläranlagen mit unterschiedlichen Behandlungsverfahren, sinnvoll. Bei den Beispielberechnungen ist in diesem Fall ein Konzentrationsbereich angegeben.

Tabelle 31: Für die Berechnung in der Swist-Box verwendete Medianwert der Schadstoffkonzentrationen der Einleitung der einzelnen Eintragspfade, TK = Trennkanaalsystem, RBF = Retentionsbodenfilter, OA = Oberflächenwasserabfluss, BA = Bodenwasserabfluss.

Median	Gesamtstickstoff	Gesamtphosphor	<i>E. coli</i>	Coliphagen	Gardien	Clostridien
	mg/L	mg/L	MPN/100 mL	PBE/100 mL	Cysten/100 L	KBE/100 mL
Kläranlagen	6,05 - 10,33	0,26 - 0,60	900 - 75.000	858	4 - 226	67 - 1.600
Mischwasser	6,88	0,79	430.000	48.300	296	13.300
Niederschlagswasser aus TK	1,88	0,17	24.000	1.510	< 12	1.182
Ablauf RBF (Mischwasser)	5,11	0,22	941	34	2	6
Acker OA	28,54	2,09	43.000	0	< 100	550
Acker BA	28,96	0,90	93.000	0	< 100	2
Grünland OA	10,93	0,98	930	200	< 100	800
Grünland BA	3,18	0,17	930	1.400	< 100	33
Forst OA	10,93	0,39	930	36	< 100	60
Forst BA	11,27	0,54	840	<100	< 100	260
Sonderkultur OA	15,66	1,38	9.650	50	< 100	7.900
Sonderkultur BA	22,07	2,15	965	16	< 100	137

4.5.2 Beispielberechnungen

Um die Funktionsweise der Swist-Box zu demonstrieren, wurden einige Beispielrechnungen mit ausgewählten Parametern so durchgeführt, wie sie nach der Programmierung der Software automatisiert ablaufen sollen. Die Berechnungen erfolgten sowohl für das gesamte Einzugsgebiet der Swist als auch für das Teileinzugsgebiet, das die Swist bis zur Ortschaft Morenhoven (Pegel Morenhoven) entwässert. Die Aufteilung in Teileinzugsgebiete soll bei der Programmierung ebenfalls berücksichtigt werden. Die Abbildung 13 zeigt die Bodennutzung des Swisteinzugsgebiets, die punktuellen Einleitstellen sowie die grafische Ausgabe der Jahresfracht von *E. coli* im aktuellen Zustand.

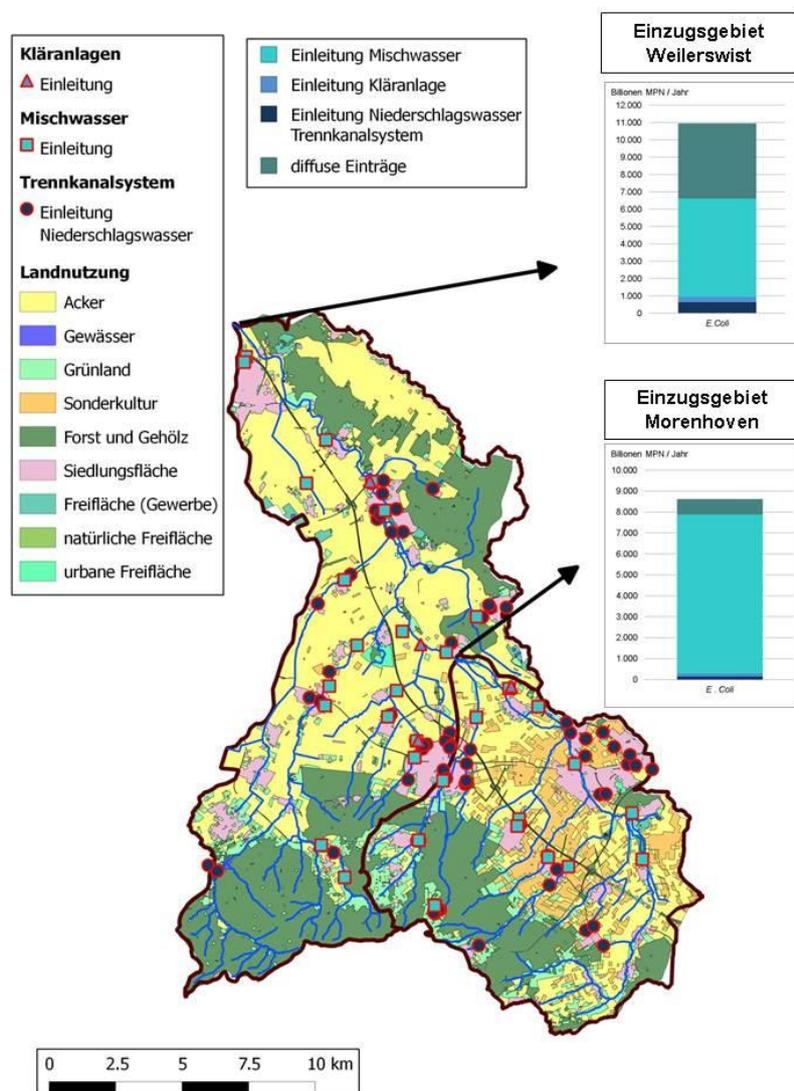


Abbildung 13: Das Einzugsgebiet der Swist bzw. das Teileinzugsgebiet bis Morenhoven mit der Landnutzung, den Einleitstellen der Punktquellen sowie der Jahresfracht *E. coli* für die Einzugsgebiete.

Zu erkennen ist, dass sich die Verteilung der Jahresfracht auf die einzelnen Eintragspfade im Teileinzugsgebiet vom Gesamteinzugsgebiet unterscheidet. Dies macht deutlich, dass gerade bei großen Einzugsgebieten die Betrachtung von Teileinzugsgebieten sinnvoll ist.

Um geeignete Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerqualität in einem (Teil-)Einzugsgebiet zu planen, ist eine solche Ist-Zustandsanalyse unabdingbar. Im vorgestellten Beispiel der Belastung des Einzugsgebiets mit *E. coli* sind die Entlastungen der Mischwasserkanalisation der Haupteintragspfad. Nicht zuletzt deshalb sind seitens des Erftverbands mittelfristig Maßnahmen zu weiterführenden Behandlung von Mischwasserabschlägen im Swist-Einzugsgebiet geplant. Wie im vorliegenden Bericht beschrieben, sind Retentionsbodenfilter effektive Anlagen zu weiterführenden Behandlung von Mischwasser. Mit den in diesem Bericht vorgestellten Ergebnissen kann mit der Swist-Box die Effektivität der geplanten Maßnahmen durch die Modellierung der Frachten einzelner Parameter abgeschätzt werden. Die Abbildung 14 zeigt die Jahresfrachten von *E. coli* vor und nach der Installation von Retentionsbodenfiltern an den drei im Masterplan Abwasser 2025 (ERFTVERBAND 2012) vorgesehenen Mischwasserentlastungen.

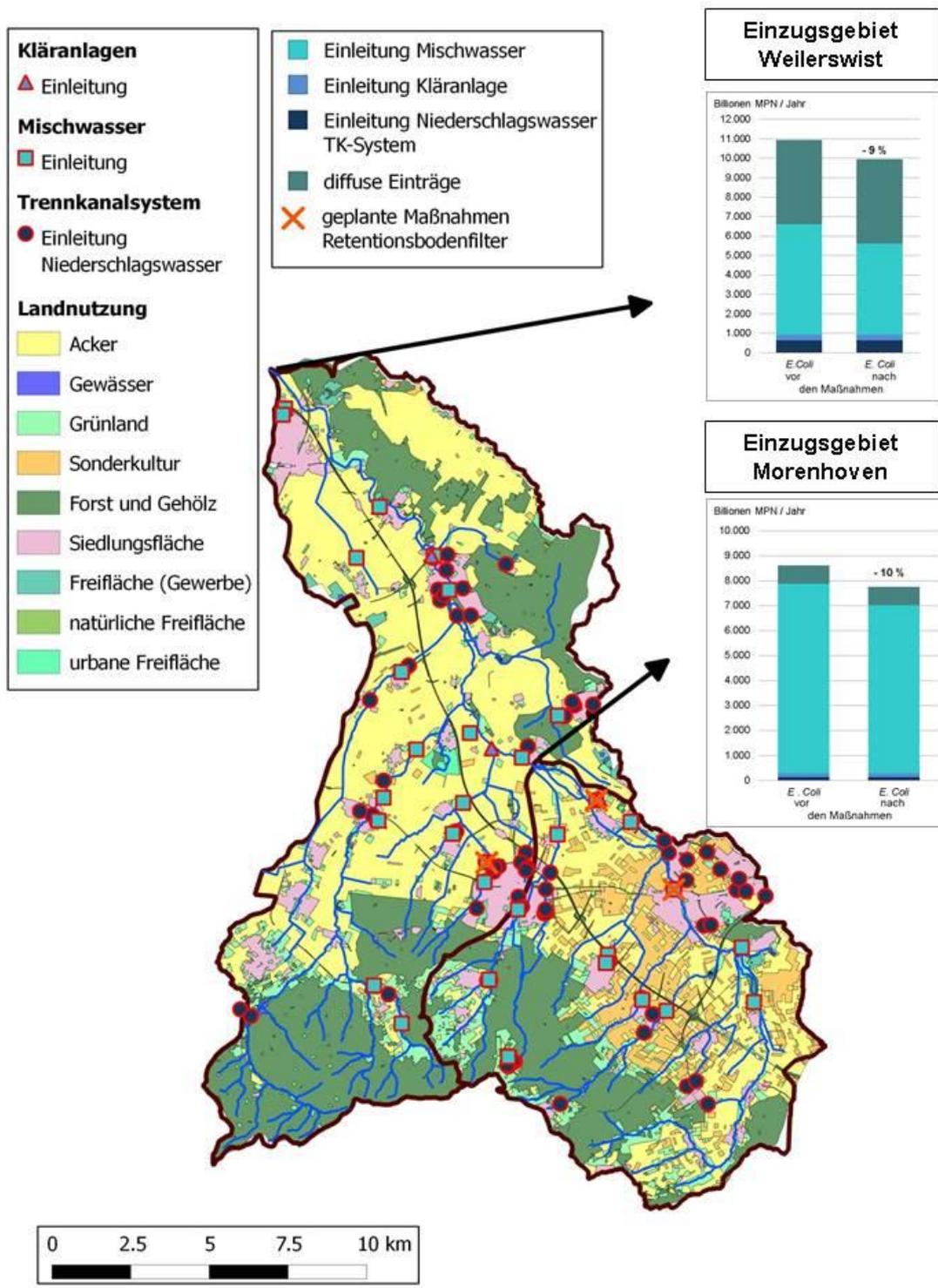


Abbildung 14: Das Einzugsgebiet der Swist bzw. das Teileinzugsgebiet bis Morenhoven mit der Landnutzung, den Einleitstellen der Punktquellen sowie der Jahresfrachten *E. coli* für die Einzugsgebiete vor und nach dem Bau von drei Retentionsbodenfiltern an Mischwasserentlastungen (markiert).

Es ist deutlich erkennbar, dass die geplanten Maßnahmen zu einer unverkennbaren Reduktion der Jahresfracht an *E. coli* führen (bis minus 10 % im Teileinzugsgebiet Morenhoven). Da Jahresfrachten zur Beurteilung einer potenziellen Gefährdung von Gewässernutzern insbesondere in Hinblick auf mikrobiologischen Krankheitserreger und Spurenstoffe nur eingeschränkt verwendet werden können, soll zusätzlich zu den Jahresfrachten eine szenariospezifische Betrachtung (s. 2.5.2) integriert werden. So können Gefährdungen besser abgeschätzt und Maßnahmen zielgerichtet geplant werden (s. Kapitel 4.5.4)

4.5.3 Programmierung der Software

Durch die Ergebnisse und Ausarbeitungen des hier vorgestellten Projekts konnte die fachliche Grundlage für die Umsetzung der Software Swist-Box erarbeitet werden. Hinsichtlich der Programmierung wurde beschlossen, Synergieeffekte zu nutzen, und auf eine aufwändige, eigenständige Programmierung zu verzichten. Es ist geplant, die Swist-Box als Erweiterung des Simulationsprogramms DatenFluss (Life+ - M³-Projekt) (WUNDERLICH-PFEIFFER und CHRISTOFFELS 2013) vorzunehmen. Dies hat den Vorteil, dass viele Programmteile, wie die grafischen Ausgaben sowie die Verknüpfungen mit Geoinformationssystemen übernommen werden können. Noch ausschlaggebender war allerdings, dass durch die Einbindung der Swist-Box in DatenFluss ein umfassendes Werkzeug zur Abschätzung der chemisch-physikalischen und hygienischen Wasserqualität sowie die Überprüfung von geplanten Maßnahmen realisiert werden kann. DatenFluss mit der Swist-Box-Erweiterung kann so ein hoch flexibles und sehr anwenderfreundliches Entscheidungswerkzeug werden, das ebenfalls eine hohe Übertragbarkeit auf andere Einzugsgebiete besitzt. Die Funktionsweise des Grundmoduls DatenFluss wird im Abschlussbericht des M³-Projektes beschrieben (WUNDERLICH-PFEIFFER und CHRISTOFFELS 2013). Die Fertigstellung der Swist-Box Erweiterung soll in einschlägigen Fachzeitschriften veröffentlicht werden.

4.5.4 Anwendung im Einzugsgebiet der Swist

Durch die Anwendung der Swist-Box kann die Effektivität von Maßnahmen im Bereich Hygiene schnell und zuverlässig abgeschätzt werden. Im Folgenden sind die Ergebnisse einer Anwendung für das Gesamteinzugsgebiet der Swist dargestellt. Gegenübergestellt sind jeweils der gegenwärtige Zustand sowie die Frachten nach Umsetzung des Masterplanes Abwasser 2025 (ERFTVERBAND 2012) in Bezug auf Mischwasserentlastungen.

Jahresfrachten

Um einen guten und vergleichbaren Überblick über die Wirksamkeit von Maßnahmen zu erhalten, ist die Betrachtung der Jahresfracht eine anerkannte Methode. Abbildung 15 zeigt die errechnete aktuelle Jahresfracht wichtiger hygienerelevanter Mikroorganismen sowie die Jahresfracht nach Bau von drei Retentionsbodenfiltern an Mischwasserentlastungen (Abwasser 2025 (ERFTVERBAND 2012)).

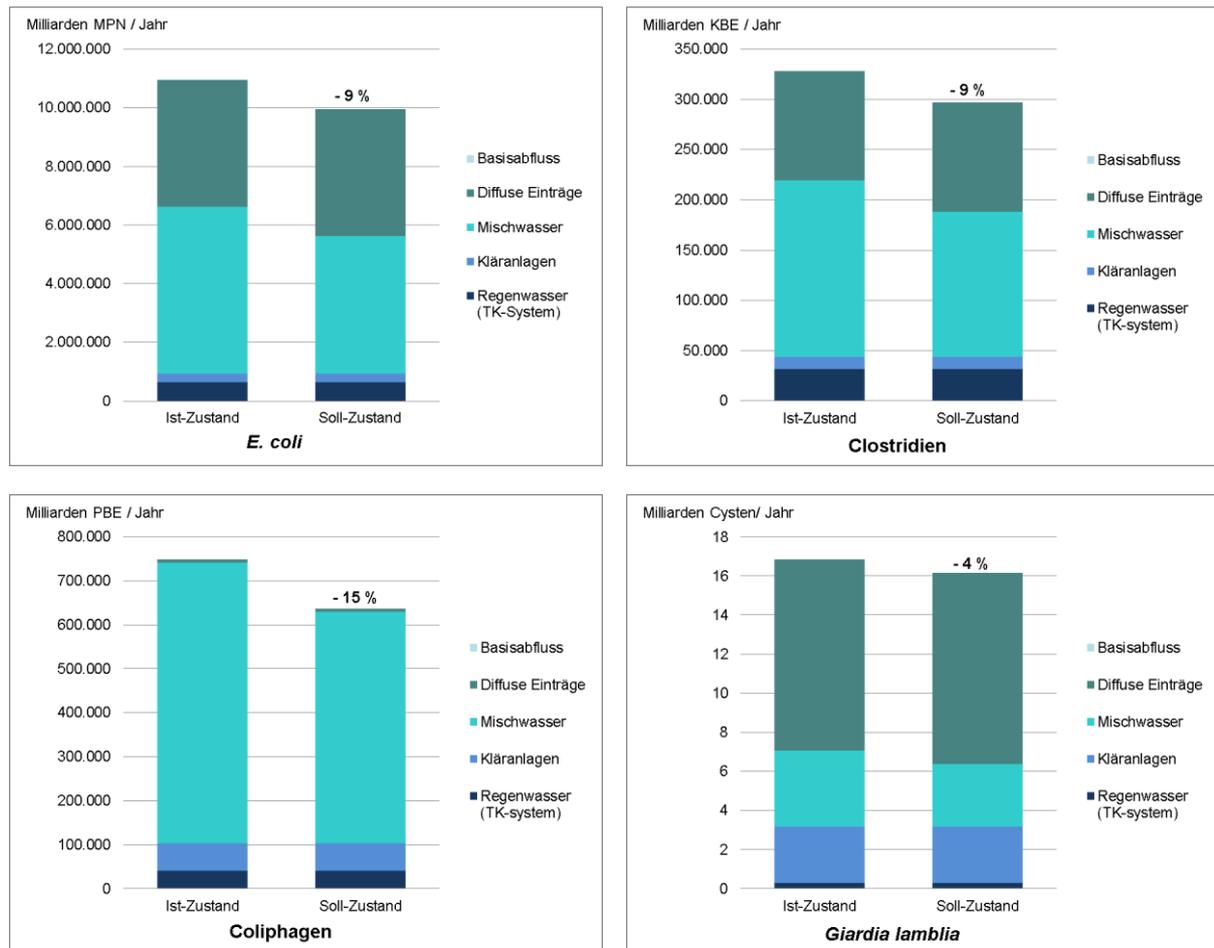


Abbildung 15: Modellierung der Jahresfrachten des Swisteinzugsgebiets von *E. coli*, Clostridien, Coliphagen und *Giardia lamblia* vor (Ist-Zustand) und nach (Soll-Zustand) dem Bau von drei Retentionsbodenfiltern für Mischwasser (nach Masterplan Abwasser 2025 (ERFTVERBAND 2012)).

Die Untersuchung zeigt, dass die geplante weiterführende Behandlung von Mischwasser zu einer Verringerung der Jahresgesamtfracht aller hygienerelevanten Parameter führt. Vor allem bei Parametern, bei denen die Einleitungen vom Mischwasser als Eintragspfad sehr dominieren (z.B. Coliphagen), ist die Reduktion mit 15 % der Gesamtfracht sehr deutlich. Bei Parametern, die eher durch andere Eintragspfade bestimmt werden (in diesem Beispiel *Giardia lamblia*, unter Berücksichtigung der in Kapitel 3.8 erklärten Wahrscheinlichkeit einer

Frachtüberschätzung), ist die Wirksamkeit der Maßnahmen erwartungsgemäß mit nur 4 % gering.

Witterungsabhängige Szenarien

Die berechneten Jahresfrachten der hygiene relevanten Parameter und der Spurenstoffe sind für eine Risikoabschätzung nur bedingt aussagekräftig, da diese die unterschiedlichen Belastungen zu verschiedenen Witterungsbedingungen nicht darstellen können. Aus diesem Grund ist eine witterungsspezifische Berechnung und Bewertung von Frachten sinnvoll. In diesem Projekt wurden drei Witterungsszenarien betrachtet (s. Kapitel 2.5.2):

- Trockenwetter (Szenario 1)
- Trockenwetter nach Niederschlag (Szenario 2)
- Regenwetter (Szenario 3)

Bei Trockenwetter ist der Gesamtabfluss geprägt durch den Basisabfluss (permanent schüttende Quelle) und den Einleitungen der Kläranlagen (Szenario 1). Mit steigenden Niederschlagssummen nimmt das Tagesabflussvolumen im Gewässernetz der Swist zu, wodurch Verdünnungseffekte eintreten. Andererseits gewinnen mit zunehmendem Niederschlag die nicht permanent schüttenden Eintragspfade, wie Einleitungen von Misch- und Niederschlagswasser sowie diffuse Einträge in Bezug auf den Gesamtabfluss an Bedeutung (Szenario 2 und 3). Abbildung 16 zeigt die Aufteilung des Gesamtabflusses der Szenarien als Tagesvolumina.

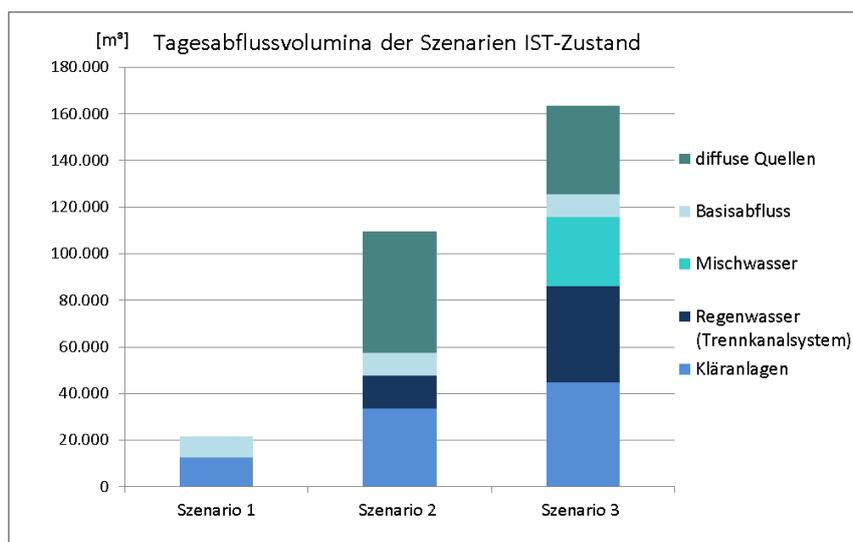


Abbildung 16: Aufteilung des Tagesabflusses der Swist bei den drei witterungsspezifischen Szenarien, Szenario 1 = Trockenwetter, Szenario 2 = Trockenwetter nach Niederschlag, Szenario 3 = Regenwetter.

Mit den vorhandenen Daten können Tagesfrachten für die einzelnen Szenarien sowie die Tagesfracht bei Szenario 3 nach Bau der im Masterplan Abwasser 2025 (ERFTVERBAND 2012) vorgesehenen Retentionsbodenfilter berechnet werden (Abbildung 17).

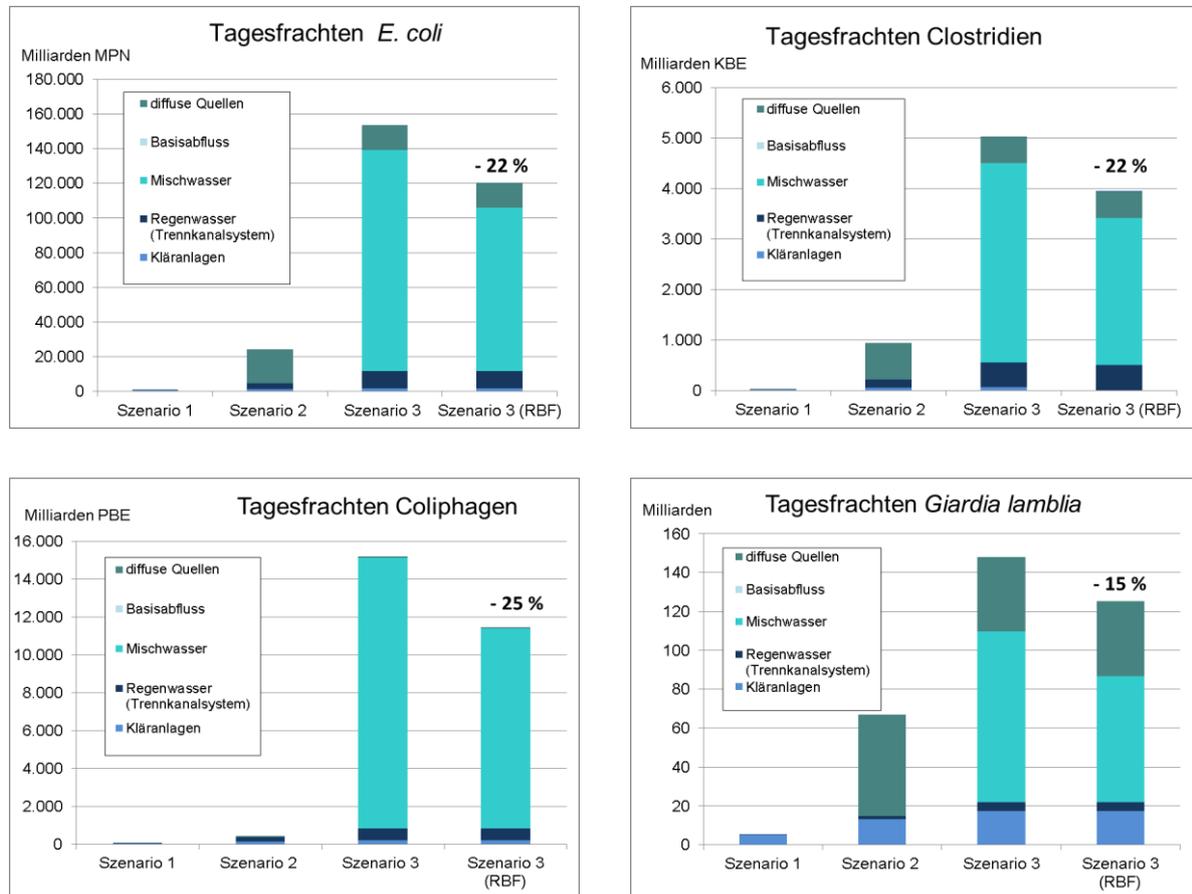


Abbildung 17: Aufteilung der Tagesfrachten von *E. coli*, Clostridien, Coliphagen und *Giardia lamblia*, Szenario 1 = Trockenwetter, Szenario 2 = Trockenwetter nach Niederschlag, Szenario 3 = Regenwetter, Szenario 3 (RBF) = Regenwetter nach Bau von drei im Masterplan Abwasser 2025 (ERFTVERBAND 2012) geplanten Retentionsbodenfilter.

Entsprechend der absoluten Wassermengen aus den Emissionsquellen sowie anteiligen prozentualen Wasservolumina im Gewässersystem steigen die Tagesfrachten der Indikatorparameter an. Unter Trockenwetterbedingungen (Szenario 1) ist die Swist nur geringfügig mit Mikroorganismen beaufschlagt, da der Basisabfluss als nicht kontaminiert angenommen wird und nur die Kläranlagen im Regelbetrieb behandeltes Abwasser einleiten. Bei Szenario 2 sind die Tagesfrachten bereits merklich erhöht. Jedoch treten erst durch die Abschlüge unbehandelten Mischwassers in Szenario 3 im Vergleich zur Erhöhung des Abflussvolumens eine überproportionale Steigerung der Tagesfrachten ein.

Wie man sieht, kann bei Regenwetter (Szenario 3) durch den Bau der geplanten Retentionsbodenfilter an den Mischwassereinleitungen ein deutlicher Teil der Tagesfrachten verringert werden (Abbildung 17). Durch die weiterführende Behandlung von Mischwasser mit Retentionsbodenfiltern können die Konzentrationen aller betrachteten hygienisch-mikrobiologischen Indikator-Parameter um über 99 % gesenkt werden (s. 3.4). Somit kann durch den Bau der geplanten Retentionsbodenfilter rechnerisch die Gesamttagesfracht im Gewässer um 15 % (*Giardia lamblia*), 22 % (Clostridien und *E. coli*) bzw. sogar 25 % (Coliphagen) reduziert werden. Bei Trockenwetter (Szenario 1 und 2) hat die Maßnahme hingegen keine Wirkung, da die Einleitung von Mischwasser nicht oder nicht wesentlich zur Tagesfracht beiträgt.

Abbildung 18 zeigt die aus den Tagesfrachten errechneten Durchschnittskonzentrationen am Gebietsauslass (Pegel Weilerswist) für die einzelnen Szenarien sowie für Szenario 3 nach Bau der Retentionsbodenfilter. Dabei wurden die vereinfachten Annahmen getroffen, dass über den Tag hinweg gleichbleibend hohe Konzentrationen vorliegen und weder Frachtverluste, z. B. durch Absterben der eingetragenen Mikroorganismen entstehen, noch eine Vermehrung der hierzu in der aquatischen Umwelt fähigen Mikroorganismen stattfindet. Bei *E. coli* ist zusätzlich der zulässige 95-Perzentilwert für eine gute Qualität der Badestelle nach Vorgabe der EG-Badegewässer-Richtlinie 2006 bzw. der BadegewVO NW 2007 (1.000 KBE/100 mL) als gestrichelte Linie eingetragen.

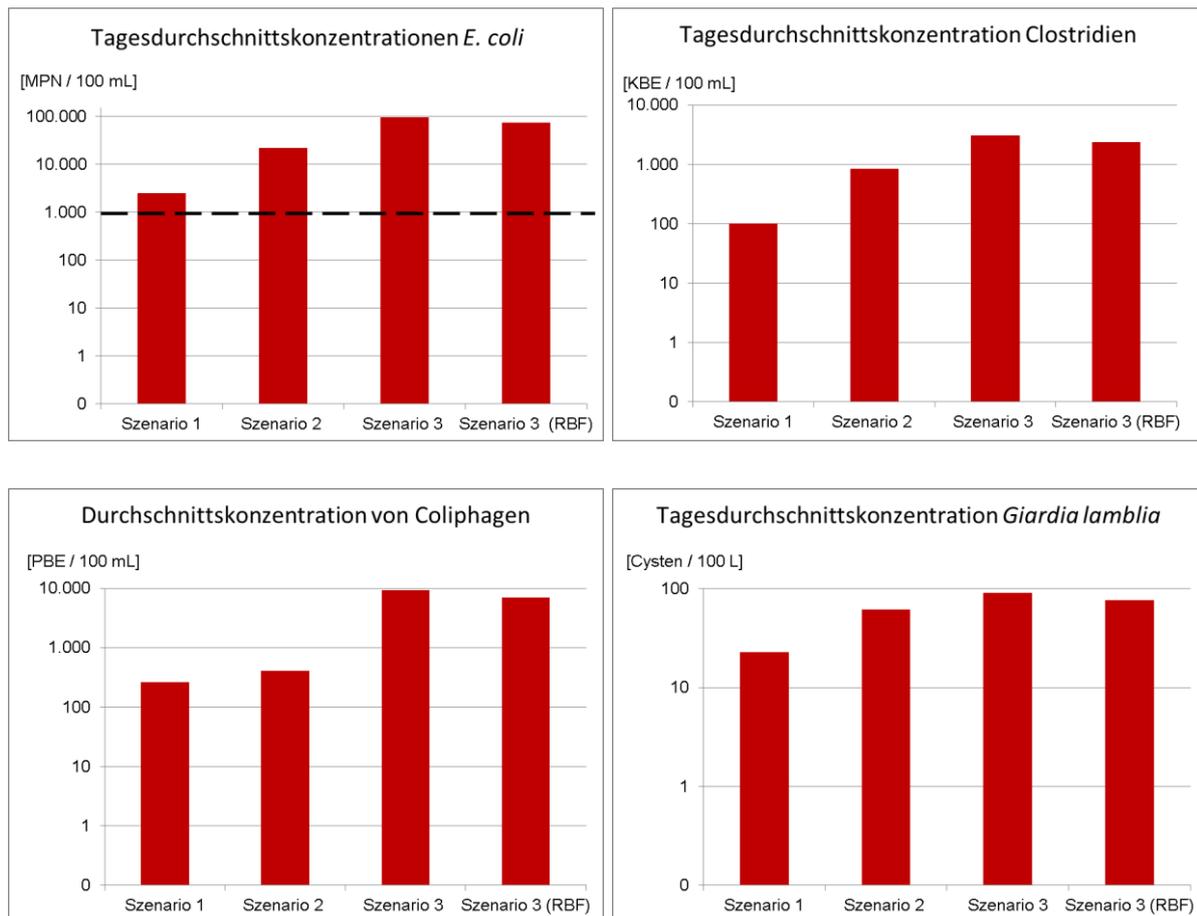


Abbildung 18: Durchschnittskonzentrationen am Gebietsauslass der Swist (Pegel Weilerswist), Annahmen: gleichbleibende Konzentrationen, keine Frachtverluste, gestrichelte Linie bei *E. coli*: zulässiger 95-Perzentilwert für eine gute Qualität der Badestelle nach Vorgabe EG-Badegewässer-Richtlinie 2006 bzw. der BadegewVO NW 2007 (1.000 KBE/100ml), Szenario 1 = Trockenwetter, Szenario 2 = Trockenwetter nach Niederschlag, Szenario 3 = Regenwetter, Szenario 3 (RBF) = Regenwetter nach Bau von drei im Masterplan 2025 (Ertfverband, 2012) geplanten Retentionsbodenfiltern.

Bei allen Parametern ist ein Anstieg der Durchschnittskonzentrationen von Trockenwetter (Szenario 1) über Trockenwetter nach Niederschlag (Szenario 2) zum Regenwetter (Szenario 3) zu erkennen. Allerdings ist der Anstieg deutlich geringer als bei den Tagesfrachten. Dies zeigt deutlich den Verdünnungseffekt durch den gestiegenen Gesamtabfluss. Es macht aber auch deutlich, dass selbst bei sehr geringen Frachten unter Trockenwetterbedingungen wegen des niedrigen Gesamtabflusses noch hohe Konzentrationen erreicht werden können. Für *E. coli* wird selbst unter Trockenwetterbedingungen der geltende 95-Perzentilwert von 1000 KBE/100 mL um etwa das 2,5-fache überschritten, in Szenario 3 um fast das 100-fache. Durch den Bau der geplanten Retentionsbodenfilter (Szenario 3 (RBF)) kann die Durchschnittskonzentration bei Regenwetter am Gebietsauslass um 15 bis 25 % gesenkt werden. Die Auswirkungen auf Teileinzugsgebiete (Nebenläufe), in denen die geplanten Maßnahmen ungesetzt werden,

sind noch deutlich höher. Bezüglich möglicher Gesundheitsrisiken ist zu beachten, dass vor allem bei trockener Witterung (Szenario 1 und 2) eine mögliche Infektionsgefährdung durch Aktivitäten wie Baden oder durch die Bewässerung von Ackerkulturen besteht. Bei Regenwetter (Szenario 3) sind die oben genannten Nutzungen eher unwahrscheinlich. Allerdings muss gerade in Sommer wegen oftmals sehr lokalen Niederschlagsereignissen mit „Regenwetterbedingungen“ im Gewässer gerechnet werden, obwohl am betrachteten Standort flussabwärts kein Niederschlag gefallen ist.

4.5.5 Plausibilitätsprüfung

Zur Prüfung der Plausibilität wurden die errechneten Frachten mit den am Gebietsauslass über Konzentrations- und Abflussmessungen bestimmten Frachten verglichen. Für Stickstoff, der am Gebietsauslass über die Gewässergütemessstation des Erftverbands (CHRISTOFFELS 2008) kontinuierlich gemessen wird, wurde bei der Modellierung der Jahresfracht nur eine Abweichung von 8 % festgestellt (CHRISTOFFELS 2011). Bei den mikrobiologischen Parametern zeigte der Vergleich der erhobenen Einzeldaten am Gebietsauslass (s. Kapitel 3.6.2) mit den Berechnungen der Jahres- und Tagesfrachten sowie die daraus ermittelten Durchschnittskonzentrationen für einzelne Szenarien (s. Kapitel 4.5.2) eine Überschätzung der tatsächlichen Konzentration bei Trockenwetter durch die Szenarienanalysen. Dies liegt an den Limitationen des Modells Swist-Box, welches mit vereinfachten Annahmen arbeitet und Prozesse wie das Absterben von (enteralen) Mikroorganismen in der aquatischen Umwelt, aber auch eine mögliche Vermehrung von an das Wasser angepassten Bakterien, unberücksichtigt lässt. Ebenso sind die tatsächlich erhobenen Daten bei Regenwetter aus diesen Gründen nicht deckungsgleich mit den Ergebnissen von Szenario 3.

Die gute Übereinstimmung von gemessenen und modellierten Daten bei Stickstoff zeigt die grundsätzliche Plausibilität des in der Swist-Box verwendeten Modells. Trotz der Überschätzung bei der Frachtberechnung von Mikroorganismen erscheint das Modell Swist-Box dennoch als Screening-Instrument zur Abschätzung der Auswirkung geplanter Maßnahmen auf die hygienisch-mikrobiologische Wasserqualität ein geeignetes Werkzeug zu sein, da Konzentrationsunterschiede zwischen dem aktuellen und dem geplanten Zustand realistisch dargestellt werden können. Natürlich hängt die Verbesserung der Wasserqualität durch eine Maßnahme davon ab, ob diese für ein großes Gesamteinzugsgebiet oder für ein kleines Teileinzugsgebiet betrachtet wird. So kann der Bau einer einzelnen Anlage an einer hoch belasteten Stelle für das Gesamteinzugsgebiet unter Umständen kaum ausschlaggebend sein, während die Auswirkungen auf das Einzugsgebiet eines Nebenlaufes enorm sein können. Durch die Einzelbewertung des WRRL - Hygienemoduls (s. Kapitel 4.4) und die Modellierung über die Swist-Box-Erweiterung für Teileinzugsgebiete ist eine

realitätsnahe Planung von Maßnahmen zur Verbesserung der hygienischen Qualität von Oberflächengewässern möglich.

5 Ausblick

Durch das in diesem Bericht vorgestellte Forschungs- und Entwicklungsvorhaben konnten wichtige Daten- und Wissenslücken bezüglich der Emission von mikrobiellen und chemisch-physikalischen Schadstoffen in Fließgewässer geschlossen werden. Zusammen mit den Ergebnissen der Vorgängerprojekte konnte eine fast vollständige Emissionsbilanz für viele wasserwirtschaftlich bedeutende Substanzen erstellt werden. Allerdings machte die Aufstellung dieser Bilanzen auch deutlich, dass im Bereich der diffusen Einträge mit relativ groben Annahmen gerechnet werden muss. Eine Fortführung des Monitorings wäre deshalb von sehr großem Wert, da so die große natürliche Variabilität repräsentativ erfasst werden kann. Dies gilt insbesondere für Eintragspfade wie zum Beispiel Drainagen, die bis jetzt nicht kontinuierlich beprobt werden konnten. Eine intensiviertere Probenahme ist dort empfehlenswert. Auch eine Ausweitung der Monitoringstellen im Bereich der diffusen Einträge könnte die Vorhersage der Emissionen verbessern, da mehr unterschiedliche Bewirtschaftungsformen mit Daten abgedeckt und in der Berechnung berücksichtigt werden könnten.

Neben der Untersuchung der Emissionen wurden im vorgestellten Projekt Maßnahmen zur Reduzierung des Eintrags von Schadstoffen bewertet. Mit dem WRRL-Hygiene-Modul wird eine umfassende Beschreibung einiger Maßnahmen bereitgestellt. Für eine Validierung der Ergebnisse aus den Beprobungen der Gewässerrandstreifen sollte das Monitoring der Gewässerrandstreifen erweitert werden, um die wegen der Trockenheit während des Untersuchungszeitraums nur mäßige Datenlage zu verbessern. Des Weiteren werden nicht zuletzt wegen der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie immer wieder neue Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerqualität vorgeschlagen und auch umgesetzt. Kenntnisse über die Wirksamkeit dieser Maßnahmen in den Bereichen Mikrobiologie und Spurenstoffe sind oftmals nicht ausreichend. Beispiele hierfür sind Retentionsbodenfilter in Trennsystemen oder Filtersysteme für Drainagen in landwirtschaftlichen Flächen.

Die aktuellen politischen Diskussionen machen deutlich, dass die wasserwirtschaftliche Relevanz der Spurenstoffe in Zukunft zunimmt. Bei den Stoffeigenschaften und dem Umweltverhalten dieser Stoffe gibt es aber gravierende Unterschiede. Eine Übertragbarkeit von Ergebnissen anderer Stoffgruppen ist deshalb nur sehr eingeschränkt möglich. Aus diesem Grund wird zukünftig eine Ausweitung des Parameterumfangs bei den Untersuchungen von Eintragsquellen von Nöten sein, um ein repräsentatives Emissionsinventar für Spurenstoffe aufstellen zu können. Des Weiteren ist aber auch eine Bewertung von bestehenden und neuen Maßnahmen bezüglich der Reduzierung von Spurenstoffen erforderlich. Dabei ist wegen der unterschiedlichen Stoffeigenschaften eine stoffgruppenspezifische Betrachtung unabdingbar.

Der Ausblick zeigt, dass auch zukünftig weiterer Forschungsbedarf gegeben ist. Deshalb werden derzeit von den Kooperationspartnern weiterführende Forschungsanträge zu diesen Themenbereichen ausgearbeitet. Die Bewilligung vorausgesetzt, könnte die sehr erfolgreiche Zusammenarbeit des Erftverbands und des Instituts für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn fortgesetzt und ein effizienter Fortgang der Forschung gewährleistet werden.

6 Zusammenfassung

Das Land NRW beauftragte Ende 2009 den Erftverband, Bergheim und das Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn mit der Durchführung des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens: „Überprüfung und Bewertung von Maßnahmen zur Reduzierung der chemisch-physikalischen und hygienisch-mikrobiologischen Belastung von Fließgewässern am Beispiel der Swist“ (Swist IV). Im Rahmen dieses Projektes wurden Emissionsquellen sowie Maßnahmen zu Reduzierung des Eintrags von Schadstoffen in Fließgewässern untersucht. Des Weiteren wurde eine zusammenfassende Bewertung der Maßnahmen im WRRL-Hygienemodul vorgenommen und die Grundlagen für das Frachtemodell „Swist-Box“ erarbeitet.

Zur Vervollständigung der Gesamtemissionsbilanz wurden die Einleitungen von Niederschlagswasser aus einem Trennkansystem der Stadt Meckenheim automatisiert beprobt und untersucht. Trennkansysteme gewinnen wegen der Entlastung von Kläranlagen bei Niederschlag und der Vermeidung von Mischwassereinleitungen in der Stadtplanung immer mehr an Bedeutung. Dabei wird das separat gesammelte und vermeintlich unbelastete Niederschlagswasser meist ungeklärt in ortsnahe Fließgewässer eingeleitet. Die Untersuchungen des eingeleiteten Wassers ergaben jedoch teilweise hohe Konzentrationen mikrobieller und chemisch-physikalischer Schadstoffe. Die Konzentrationen von *E. coli* betragen im Median 24.000 MPN/100 mL. Auch Spurenstoffe (Pflanzenschutzmittel und Arzneistoffe) konnten regelmäßig nachgewiesen werden (Desisopropylatrazin Diacamba, Diuron, Desethylatrazin, MCPA, Mecoprob; Diclofenac, Ibuprofen). Durch die Einbindung der Untersuchungsergebnisse am Trennkansystem wurde die Gesamtemissionsbilanz des Einzugsgebiets der Swist (Modelleinzugsgebiet) um diesen Eintragspfad erweitert und präzisiert. Aus diesen Berechnungen ergaben sich für die ausgewerteten Parameter mit 2 bis max. 10 % eher geringe Anteile. Allerdings ist aufgrund der teilweise hohen Konzentrationen im eingeleiteten Wasser während der Abschlagsereignisse trotzdem mit einer erheblichen Belastung des aufnehmenden Fließgewässers zu rechnen.

Eine Maßnahme zur Reduzierung der Gewässerbelastung durch Mischwassereinleitungen ist die weitergehende Behandlung von Mischwasserentlastungen durch Retentionsbodenfilter. Die Untersuchung der Wirksamkeit des Retentionsbodenfilters Altendorf (Stadt Meckenheim) ergab sowohl im Bereich Mikrobiologie als auch bei den chemisch-physikalischen Schadstoffen gute Ergebnisse. Für *E. coli* (MPN) konnte eine Reduktion von 1,27 bis 4,70 log-Stufen (Median: 3,10 log-Stufen), für Coliphagen von 1,47 bis 4,68 log-Stufen (Median: 3,15 log-Stufen) nachgewiesen werden. Bei den chemisch-

physikalischen Parametern konnte ein Rückhalt von bis zu 98 % festgestellt werden. Die Positivbefunde der gefundenen Spurenstoffe reduzierten sich zwischen 28 und 96 %.

Die Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen zur Reduzierung der diffusen Einträge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen wurde durch den Einbau der bewährten In-Situ-Passivsammler (Racks) vor und hinter den Streifen untersucht. Eine Reduktion der Einträge konnte nicht festgestellt werden. Allerdings ist die Datenlage wegen der außergewöhnlich trockenen Bedingungen während der Beprobungsphase nicht repräsentativ. Die Beprobung wird seitens des Erftverbands deshalb auch nach Projektende noch fortgesetzt.

In der bisherigen Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) spielen hygienisch-mikrobiologische Aspekte eine untergeordnete bzw. gar keine Rolle, obwohl hygienerelevante Fragenstellung als Folge der verstärkten Nutzung der Gewässer (Naherholung, Bewässerung) immer mehr ins Blickfeld rücken. Deshalb wurde im vorliegenden Projekt ein WRRL-Hygienemodul ausgearbeitet. Darin wurden alle bisher untersuchten EG-WRRL-relevanten Emissionsquellen und Maßnahmen aus hygienischer Sicht bewertet. Die Ergebnisse wurden kompakt in Factsheets zusammengefasst. Diese sollen als Kompendium für die Entscheidungsträger zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie dienen und so die Integration von hygienerelevanten Fragestellungen in den Entscheidungsprozess ermöglichen.

Für die Auswahl und Planung von Maßnahmen zur Verbesserung der Güte von Fließgewässern sind die Beurteilung des Ist-Zustandes und die Abschätzung des Zustandes nach der geplanten Maßnahme unabdingbar. Deshalb wurden in diesem Projekt die Grundlagen für das Modellierungsprogramm „Swist-Box“ geschaffen. Die Umsetzung der Programmierung erfolgt als Erweiterung des im Aufbau befindlichen Modellierungsprogramms „DatenFluss“ (M³ - Forschungsprojekt). Dadurch ist eine ganzheitliche und bedienerfreundliche Softwareumsetzung möglich. Das Programm macht es dann zukünftig möglich, Mikroorganismenfrachten von Einzugsgebieten vor und nach einer Maßnahme abzuschätzen. Dabei können sowohl eigene Daten als auch Vorgaben aus dem Datenpool der Swist-Forschungsreihe verwendet werden. Je nach Anwendungsgebiet ist dann die Abschätzung von Jahresfrachten als auch von Tagesfrachten bei unterschiedlichen Wetterbedingungen möglich. Gerade für die Bewertung der akuten Gefährdung von Gewässernutzern ist die wetterspezifische Betrachtung deutlich zielführender. Die notwendigen Input-Daten sowie der Berechnungsweg wurden im vorliegenden Bericht beschrieben. Des Weiteren demonstriert die Beispielrechnung der Jahres- und wetterspezifischen Tagesfrachten vor und nach dem Bau von drei geplanten Retentionsbodenfiltern im Projektgebiet die Funktionsweise der Swist-Box. Die endgültige Fertigstellung wird durch Veröffentlichungen in einschlägigen Fachzeitschriften bekannt gegeben.

7 Din-Normen, Richtlinien und Verordnungen

- 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 38409-1* (1987): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H); Bestimmung des Gesamttrockenrückstandes, des Filtrattrockenrückstandes und des Glührückstandes (H 1)
- DIN EN 27888* (1993): Wasserbeschaffenheit; Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit
- 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 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 38406 - 5* (1993): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Kationen (Gruppe E); Bestimmung des Ammonium-Stickstoffs (E 5)
- 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 25663* (1993): Wasserbeschaffenheit; Bestimmung des Kjeldahl-Stickstoffs; Verfahren nach Aufschluß mit Selen
- DIN EN ISO 15681-1* (2005): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von Orthophosphat und Gesamtphosphor mittels Fließanalytik (FIA und CFA) - Teil 1: Verfahren mittels Fließinjektionsanalyse (FIA)
- 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^+ , NH_4^+ , K^+ , Mn^{2+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Sr^{2+} und Ba^{2+} mittels Ionenchromatographie - Verfahren für Wasser und Abwasser.

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

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

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

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

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

Richtlinie 76/160/EWG: Richtlinie 76/160/EWG des Rates vom 8. Dezember 1975 über die Qualität der Badegewässer (Badegewässerrichtlinie)

Richtlinie 2006/7/EG: 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 (EG-Badegewässerrichtlinie 2006)

Richtlinie 2000/60/EG: Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (EG-Wasserrahmenrichtlinie)

Verordnung über die Qualität und die Bewirtschaftung der Badegewässer des Landes NRW vom 11. Dezember 2007 (Badegewässerverordnung)

8 Literatur

- BROMBACH, H. und FUCHS, S. (2003): Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen in Misch- und Trennkanalisationen. *Korrespondenz Abwasser, Abfall* 50(4), 441-450.
- BUDU-AMOAKO, E., GREENWOOD, S.J., DIXON, B.R., BARKEMA, H.W. und MCCLURE, J. (2012): Occurrence of Cryptosporidium and Giardia on beef farms and water sources within the vicinity of the farms on Prince Edward Island, Canada. *Veterinary parasitology* 184(1), 1-9.
- BURKHARDT, M., KUPPER, T., HEAN, S., HAAG, R., SCHMID, P., KOHLER, M. und BOLLER, M. (2007): Biocides used in building materials and their leaching behavior to sewer systems. *Water Science & Technology* 56(12), 63-67.
- CHRISTOFFELS, E. (2011): Chemisch-physikalische Stoffeinträge in die Fließgewässer aus den Abflusskomponenten des Landschaftswasserhaushaltes- Teil 2: Technik, Ergebnisse und Plausibilitätsuntersuchungen. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 4(10), 548 - 552.
- CHRISTOFFELS, E. (2008): Monitoring und Modellanwendung–Entwicklung eines Immissionsinventars am Beispiel der Erft. *Erftverband, Bergheim*.
- CHRISTOFFELS, E. und WILLKOMM, M. (2008): Chemisch-physikalische Stoffeinträge in die Fließgewässer aus den Abflusskomponenten des Landschaftswasserhaushaltes - Teil 1: Konzeption des Monitoringsystems und grundlegende Ergebnisse *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 1(11), 612 - 617.
- DITTMER, U. (2006): Prozesse des Rückhaltes und Umsatzes von Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen in Retentionsbodenfiltern zur Mischwasserbehandlung. *Dissertation Technischen Universität Kaiserslautern, Kaiserslautern*.
- DIZER, H., ALTHOFF, W., BARTOCHA, W., DORAU, W., GROHMANN, A., LOPEZ-PILA, J.M. und SEIDEL, K. (1994): Reduzierung von Bakterien und Viren in Klärwerksabläufen durch Mikrofiltration in einer Modellanlage. *Zentralblatt für Hygiene und Umweltmedizin* 695, 697-702.
- DVWK, (DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU) (1997): Uferstreifen an Fließgewässern – Funktion, Gestaltung und Pflege. *Merkblätter Heft 244/1997*.
- ERFTVERBAND (2012): Masterplan Abwasser 2025: Strategie für nachhaltige Abwasserreinigung. *Erftverband, Bergheim*.
- EUROPÄISCHE_KOMMISSION (2002): Leitfaden zur Analyse von Belastungen und ihren Auswirkungen in Übereinstimmung mit der Wasserrahmenrichtlinie. Abgerufen unter: www.wrrl-info.de/docs/impleit.pdf (25.7.2011).
- EXNER, M. und GORNIK, V. (2004): Durch Trinkwasser übertragenen parasitäre Zoonosen. Giardiasis und Cryptosporidiosis. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz* 47(7), 698-704.
- FEIT, U. und ZANDER, U. (2008): Vilmer Handlungsempfehlungen zur Förderung einer umsetzungsorientierten Biodiversitätsforschung in Deutschland. Ergebnisse eines Professorensymposiums zur Förderung der Biodiversitätsforschung in Deutschland. *BfN – Skripten* 223.

- FIKSDAL, L. und LEIKNES, T. (2006): The effect of coagulation with MF/UF membrane filtration for the removal of virus in drinking water. *Journal of Membrane Science* 276(1-2), 364 - 371.
- FRANKE, C., RECHENBURG, A., BAUMANN, S., WILLKOMM, M., CHRISTOFFELS, E., EXNER, M. und KISTEMANN, T. (2009): The emission potential of different land use patterns for the occurrence of coliphages in surface water. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 212(3), 338-345.
- FRECHEN, F.-B. (2010): Retentionsbodenfilter in Hessen. *Wasser • Abwasser • Umwelt* 29, 245 S.
- GALLÉ, T. (2006): Risk assessment model for waterborne outbreak of cryptosporidiosis. *Water Science & Technology* 41(7), 1 - 8.
- HAAS, C.N. und ROSE, J.B. (1995): Developing an action level for *Cryptosporidium*. *Journal AWWA* 87(9), 81-84.
- HAGENDORF, U., DIEHL, K., FEUERPFIL, I., HUMMEL, A., SZEZYK, R. und LOPÉZ-PILA, J. (2002): Ergebnisse mikrobiologischer Untersuchungen bei der Abwasserbehandlung. Bewachsene Bodenfilter und ihre seuchenhygienische Bewertung. *Umweltbundesamt, Dessau*.
- HMULRV, (HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, LÄNDLICHEN RAUM UND VERBRAUCHERSCHUTZ) (2008): Niederschlagswasserbehandlung durch Retentionsbodenfilteranlagen. Wiesbaden.
- IAWR, (INTERNATIONALE ARBEITSGEMEINSCHAFT DER WASSERWERKE IM RHEINEINZUGSGEBIET) (2007): Position der IAWR zu Mikrobiologisch–hygienischen und toxikologischen Anforderungen an die Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Abgerufen unter: http://www.iawr.org/docs/publikation_sonstige/biowrrlanf08.pdf (25. 08. 2011).
- INGLIS, G.D., KALISCHUK, L.D. und BUSZ, H.W. (2004): Chronic shedding of *Campylobacter* species in beef cattle. *Journal of Applied Microbiology* 97(2), 410 - 420.
- JONES, K. (2001a): *Campylobacters* in water, sewage and the environment. *Journal of Applied Microbiology* 90(S6), 68S-79S.
- JONES, K. (2001b): *Campylobacters* in water, sewage and the environment. *Journal of Applied Microbiology* 90(6), 68-79.
- KARANIS, P., OPIELA, K., RENOTH, S. und SEITZ, H.M. (1996): Possible contamination of surface waters with *Giardia* spp. through muskrats. *Zentralblatt für Bakteriologie* 284(2), 302-306.
- LFL, (BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT) (2006): Schweinegülle – Quelle für potentiell unerwünschte Stoffe (Boden, Wasser, Pflanze) ? Freising-Weihenstephan.
- LINDEN, K.G., SHIN, G., SOBSEY, M.D., MORRIS, R. und JOFRE, J. (2001): Comparative effectiveness of UV wavelengths for the inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts in water. *Water Science Technology* 43(12), 171 - 174.
- LK NRW, (LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NRW) (2012): Ratgeber Pflanzenbau und Pflanzenschutz. Münster.
- LUA NRW, (LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN) (1998): Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen. Kartieranleitung. *LUA NRW, Merkblätter* 14.

- MEDEMA, G.J., ASPEREN, I.A.V. und HAVELAAR, A.H. (1997): Assessment of the Exposure of Swimmers to Microbiological Contaminants in Fresh Waters. *Water Science Technology* 35, 157-163.
- MUNLV, (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN) (2010): Mikrobielle Fließgewässerbelastungen durch abwassertechnische Anlagen und diffuse Einträge. 99 Seiten, Düsseldorf.
- MUNLV, (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN) (2003): Retentionsbodenfilter. Handbuch für Planung, Bau und Betrieb. Düsseldorf.
- PATTY, L., RÉAL, B. und JOËL GRIL, J. (1997): The use of grassed buffer strips to remove pesticides, nitrate and soluble phosphorus compounds from runoff water. *Pesticide Science* 49(3), 243-251.
- PÄTZOLD, S., KLEIN, C. und BRÜMMER, G.W. (2007): Runoff transport of herbicides during natural and simulated rainfall and its reduction by vegetated filter strips. *Soil Use and Management* 23(3), 294-305.
- REGLI, S. (1991): Modeling the risk from Giardia and viruses in drinking water. *Journal of the American Water Works Association* 83, 76-84.
- ROSE, J.B., HAAS, C. und REGLI, S. (1991): Risk Assessment and Control of waterborne Giardiasis. *American Journal of Public Health* 81, 709-713.
- 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., VÖLKER, S., WIENAND, I. und KISTEMANN, T. (2011): Chancen für die Gesundheit im neuen Gewässermanagement. *Das Gesundheitswesen* 73(6), 344 - 345.
- STANLEY, K.N., WALLACE, J.S. und JONES, K. (1990): Note: Thermophilic campylobacters in dairy slurries on Lancashire farms: seasonal effects of storage and land application. *Journal of Applied Microbiology* 85, 405 - 409.
- 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 Eintragungspfadern am Beispiel der Swist. *Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn / Erftverband*. Bonn / Bergheim.
- TIWARI, S.S.K., SCHMIDT, W.P., DARBY, J., KARIUKI, Z.G. und JENKINS, M.W. (2009): Intermittent slow sand filtration for preventing diarrhoea among children in Kenyan households using unimproved water sources: Randomized controlled trial. *Tropical Medicine and International Health*. *Health Stream* 14(11), 1374 - 1382.

- UHL, M., MANG, J., MAUS, C. und GROTEHUSMANN, D. (2008): Untersuchungen zur Reinigungsleistung von Retentionsbodenfiltern. *11. Regenwassertage (DWA)*, 1/24 - 23/24.
- WITTNER, I. (2009): Dynamik von Biozid- und Pestizideinträgen. *Eawag News* 67d(Juni 2009), 8 -11.
- WUNDERLICH-PFEIFFER, J. und CHRISTOFFELS, E. (2013): DatenFluss. in: Gallé, T. *Application of integrative modelling and monitoring approaches for river basin management evaluation (M³) - The book*, Esch-sur-Alzette, Luxemburg.

9 Anhang

Mikrobiologische Analytik

Die **Bestimmung der allgemeinen Koloniezahl** erfolgte nach dem in der Trinkwasserverordnung als Alternativverfahren zugelassenen Verfahren mit DEV-Agar im Koch'schen Plattenguss. Für jede Bebrütungstemperatur wurde 1 mL der Wasserprobe in eine sterile Petrischale mit Zählraster pipettiert und mit ca. 20 mL aufgelöstem, temperiertem DEV-Agar vermischt. Nach 44 ± 4 Stunden Bebrütung bei 20 ± 2 °C bzw. 36 ± 1 °C konnten die unter 6 bis 8-facher Lupenvergrößerung sichtbaren Kolonien ausgezählt werden. Die Angabe erfolgte als koloniebildende Einheiten KBE / mL.

Der **Nachweis von gesamtcoliformen Bakterien** und *Escherichia coli* (*E. coli*) (**Fäkalcoliforme Bakterien**) in den Proben erfolgte im MPN-Verfahren (Most Probable Number) mit Dreifachansatz mit Laurylsulfat-MUG-Bouillon nach der „Richtlinie des Rates der Europäischen Gemeinschaften über die Qualität der Badegewässer“ 76/160/EWG Amtsblatt der EG vom 5.2.1976. Die Bebrütung erfolgte bei 36 ± 1 °C für mindestens 24 ± 4 Stunden, bei negativem Ergebnis für 44 ± 4 Stunden. Die Röhrrchen wurden auf Gasbildung und Fluoreszenz geprüft. Der Nachweis von Gasbildung allein bedeutet das Vorkommen von (gesamt)coliformen Bakterien. Zusätzliche hellblaue Fluoreszenz weist vorhandene β -Glucuronidase-Aktivität fäkal-coliformer Bakterien nach und zeigt somit *E. coli* an. Die wahrscheinlichste Anzahl der Bakterien in 100 mL der Probe wurde mit Hilfe der MPN - Tabelle nach McCrady ermittelt. Die Angabe erfolgte in MPN/100 mL. Weiterhin wurden die *E. coli* - Konzentrationen durch Direktbestimmung auf Chromocult®-Coliformen-Agar (Fa. Merck) und Wachstum im Brutschrank bei 36 ± 1 °C über 20 ± 4 Stunden ermittelt. Alle dunkelblauen Kolonien wurden als *E. coli* gezählt. Die Angabe erfolgte jeweils in KBE/100 mL.

Der **Nachweis der intestinalen Enterokokken (Fäkalstreptokokken)** erfolgte quantitativ nach ISO 7899-2 (2000). Die Probe wurde über Cellulosenitrat-Filter (Porenweite 0,45 μ m) filtriert und der Filter auf Slanetz-Bartley-Agar (Fa. Oxoid) aufgelegt. Nach 44 ± 4 Stunden Bebrütung bei 36 ± 1 °C wurde der Filter auf vorgewärmte Galle-Äskulin-Agar überführt und weitere 30 min bis 2 h inkubiert. Schwarzbraune Kolonien wurden als Fäkalstreptokokken gewertet. Die Angabe erfolgte in KBE/100 mL.

Der **Nachweis von Sulfitreduzierende sporenbildende Anaerobier (Clostridien) und C. perfringens** erfolgte quantitativ in Anlehnung an DIN EN 26461-2 (1993) und DIN EN ISO 7937 (2004) nach Pasteurisierung der Proben auf mit Selektiv-Supplement zur Detektion von *C. perfringens* versetztem Tryptose-Sulfit-Cycloserin-Agar (TSC-Agar, Fa. Merck). Abweichend von der Arbeitsanweisung wurden die Platten nicht im Plattengussverfahren,

sondern erst im abgekühlten Zustand durch Ausspateln beimpft, was nach Merck eine zulässige Alternative ist. Die TSC-Platten wurden anaerob (AnaeroGen Atmosphere Generation System, Fa. Oxoid) bei $44^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$ für 24 ± 2 Stunden inkubiert. Schwarze Kolonien wurden als Clostridien gewertet. Zusätzlich unter UV-Licht leuchtende Kolonien wurden als *C. perfringens* identifiziert. Die Angabe erfolgte in KBE/100 mL.

Der **Nachweis von *Salmonella spp.*** erfolgte qualitativ in Anlehnung an ISO 6340 von 1995 mit Hilfe einer zweifachen selektiven Flüssigkeitsanreicherung. Bis zu 100 mL Probe wurden membranfiltriert, der Filter in 100 mL Rappaport-Vassiliadis-(RV-)Bouillon gegeben und bei $36 \pm 1^{\circ}\text{C}$ inkubiert. Nach 24 ± 4 Stunden wurde 1 mL des Ansatzes in frische RV-Bouillon überimpft und bei $44 \pm 1^{\circ}\text{C}$ weitere 24 ± 4 Stunden bebrütet. Hieraus folgte ein fraktionierter Ausstrich auf Hektoen-Agar und anschließende eine Bebrütung der Platte bei $36 \pm 1^{\circ}\text{C}$ für 24 ± 4 Stunden. Verdächtige, schwarzgefärbte Kolonien wurden mittels Latex-Test (Fa. Oxoid), einem polyvalenten Salmonella-Antiserum, überprüft. Bei Agglutination wurde die Probe als positiv bewertet. Die Angabe erfolgte als „nachweisbar in [untersuchtes Volumen]“.

Der **Nachweis von *Campylobacter spp.*** erfolgte semiquantitativ mit Hilfe der Flüssigkeitsanreicherung. Von drei aufeinander folgenden Konzentrationsstufen der Probe wurde je 1 mL Flüssigkeit in ein Röhrchen mit 10 mL mCCD-Bouillon pipettiert, bzw. der Membranfilter hineingesteckt, und für 44 ± 4 Stunden bei $36 \pm 1^{\circ}\text{C}$ mikroaerophil (CampyGen Atmosphere Generation System, Fa. Oxoid) bebrütet. Anschließend wurde die bebrütete mCCD-Bouillon in sterile Zentrifugenröhrchen überführt und bei 7000 g für 10 min zentrifugiert. Der Überstand wurde dekantiert und das Sediment auf einen Membranfilter aufgebracht, der auf eine Karmali-Agarplatte lag. Nach zwei Stunden mikroaerophiler Bebrütung bei $36 \pm 1^{\circ}\text{C}$ wurde der Filter entfernt und die Karmali-Agarplatten für weitere 44 ± 4 Stunden bei $36 \pm 1^{\circ}\text{C}$ mikroaerophil inkubiert. Der Nachweis von mukösen, hell- bis dunkelgrauen Kolonien galt als Verdacht auf Campylobacter. Von den verdächtigen Kolonien wurden Grampräparate hergestellt und auf Oxidaseaktivität (Blaufärbung auf Teststäbchen, Fa. Oxoid) und Katalaseaktivität (Gasbildung mit Wasserstoffperoxid) getestet. Gram-negative, dünne, gebogene Bakterien, die Oxidase- und Katalase-positiv waren, wurden als Campylobacter ausgewertet. Da *C. upsaliensis* keine oder nur schwache Katalase-Aktivität besitzt, wurden v.a. die Arten *C. jejuni*, *C. coli* und *C. fetus* erfasst, evtl. auch die verwandten thermotoleranten *Arcobacter spp.*, welche ebenfalls zur Familie der Campylobacteraceae gehören und pathogenes Potential besitzen (FEUERPFIL UND BOTZENHART 2008; SZEZYK et al. 2000). Die Angaben erfolgten als „nachweisbar in [untersuchtes Volumen]“.

Bei der **Analyse der parasitologischen Parameter** erfolgte die Auswaschung des Filters im Labor mittels einer Filta-Max xpress® v2.0 Pressure Elution Station (Fa. IDEXX). Nach vorangegangenem Systemcheck der Pressschwammfilterstation wurde das Filtermodul mit

Gehäuse entgegen der Durchflussrichtung in die Station eingespannt und am unteren Ende mit einem Auslassventil (outlet diverter) versehen. Auf diese Weise wurde in neun Durchläufen mit einem Druck von 4 bar der Filter mit Elutionspuffer (PBS + 0,01% Tween20) ausgewaschen und das Eluat in ein 450 mL Tube überführt. Um das Eluat einzuengen, wurde es im Anschluss mit 2.700 rpm für 17 Minuten zentrifugiert, sodass das im Tube ein Pellet entstand, dessen Menge bestimmt wurde. Der Überstand wurde bis auf 7 ml abgepumpt und das Pellet im verbliebenen Eluat resuspendiert. In den folgenden Schritten wurden die Parasiten mittels magnetischer Dynabeads (Anti-Cryptosporidium und Dynabeads Anti-Giardia, Fa. Invitrogen) mit Antikörpern aus Kaninchen separiert. Dazu wurde das resuspendierte Material mit jeweils 0,5 mL Sediment in L10-Tubes pipettiert und mit einem Puffer aus 1 mL 10-fach Dynal SL-Puffer A sowie 1 mL 10fach Dynal SL-Puffer B versetzt. Anschließend wurde mit Elutionspuffer auf 10 mL Gesamtvolumen aufgefüllt. Unter Zugabe von je 100 µl Dynabeads Anti-Cryptosporidium und Anti-Giardia wurden die L10-Tubes in einem MX1-Mischer mindestens eine Stunde bei 15-20 rpm durchmischt. Das L10-Tube wurde dann in einen Magneten (Typ MPC-1) gespannt und zwei Minuten leicht geschwenkt, so dass die magnetischen Dynabeads sich an dem Magneten positionierten. Der Überstand wurde verworfen. Die im Tube verbliebenen Beads und Schmutzpartikel wurden 3-fach in je 0,5 ml 1x Dynal SL-Puffer A resuspendiert und in ein 1,5 ml Eppendorf-Cap überführt. Mittels Magneten des Typ MPC-S wurde das verbliebene Material weiter eingengt, der Überstand vorsichtig abpipettiert und verworfen. Um die Beads von den Parasiten wieder zu lösen, wurde der an der magnetischen Seite des Eppendorf-Caps verbliebene Beads-Parasiten-Komplex mit 50 µl 0,1N HCl versetzt und 30 Sekunden gevortext. Das Material wurde 10 Minuten ruhen gelassen, im Anschluss nochmals 30 Sekunden gevortext und dann sichergestellt, dass sich die gesamte Suspension im unteren Teil des Eppendorf-Caps befindet. Es wurde dann für weitere 30 Sekunden stehend in den Magneten Typ MPC-S eingespannt, um die Beads aus der flüssigen Phase zu entfernen. Die verbliebene Flüssigkeit mit den Parasiten wurde zur Neutralisation in ein 1,5 ml Eppendorf-Cap überführt und mit 10 µl 1N NaOH versetzt. Die Separation von Beads und Parasiten wurde wiederholt, um die Beads möglichst vollständig zu entfernen. Die Oberflächenstrukturen der Zysten und Oozysten der zu untersuchenden Parasiten wurden mit monoklonalen FITC-markierten Antikörpern (Aqua-Glo®) markiert. Dazu wurde zu jeder Probe 55 µl Gebrauchslösung gegeben, die im Verhältnis 1:19 aus FITC-Konzentrat und Pufferlösung hergestellt wird. Nach der Homogenisierung mussten die Antikörper 45 Minuten bei Raumtemperatur unter Lichtausschluss inkubieren. Als Positivkontrolle wurden 10 µL des mitgelieferten Positivmaterials verwendet, die Negativkontrolle bestand aus 50 µL PBS. Diese beiden Proben wurden ebenso wie die zuvor generierten Proben mit FITC-Antikörpern und DAPI eingefärbt. Unter Zugabe von 1 mL PBS wurden die Proben anschließend

zentrifugiert und der Überstand bis auf das Pellet verworfen. Zur Färbung der DNA wurde 50 µL 50-fach konzentrierte DAPI- Fluoreszenzfarbstoff (Fa. Waterborn, USA) zu den fluoreszierenden zur Probe gegeben und 5 Minuten ebenfalls bei Raumtemperatur und unter Ausschluss des Lichts inkubiert. Die Probe wurde anschließend je nach Menge des Sediments auf einen oder mehrere Objektträger pipettiert, getrocknet und mit DABCO Eindeckmedium eingedeckt. Im Auflichtfluoreszenzmikroskop wurden die Objektträger bei 400-facher Vergrößerung mit Öl-Immersion gesichtet. Die Kontrolle eventueller Zysten oder Oozystenfunde erfolgte bei 1.000-facher Vergrößerung bei Auflichtfluoreszenz und im Phasenkontrast-Durchlicht. Die Angaben der Ergebnisse erfolgten in *Cryptosporidium* Oozysten bzw. *Giardia lamblia* Zysten pro 100 Liter. Die Wiederfindungsrate beträgt 25-30%, die Nachweisgrenze ist abhängig vom gefilterten Probevolumen und der Anzahl der mikroskopischen Präparate Die Ergebnisse sind ohne Einbeziehung der Wiederfindungsrate angegeben.

Tabelle A 1: Korrelation der Konzentration der Proben des Trennkansystems Meckenheim (mikrobiologische und Vor-Ort Parameter) R = Korrelationskoeffizient nach Spearman, Sig. = Signifikanz, N = Anzahl; Farbcode: grün = sehr starker Zusammenhang, orange = starker Zusammenhang, gelb = mittlerer Zusammenhang.

Niederschlagswasser (Trennkansystem)		C. perfringens	Coliforme Bakterien	E. coli (Direktansatz)	E. coli (MPN)	Coliphagen	Enterokokken	Koloniezahl 20°C	Koloniezahl 36°C	Clostridien
E. coli (Direktansatz)	R	0,31	0,71							
	Sig.	0,17	0							
	N	21	19							
E. coli (MPN)	R	0,31	0,58	0,58						
	Sig.	0,16	0,01	0						
	N	22	20	22						
Coliphagen	R	0,56	0,65	0,75	0,39					
	Sig.	0,02	0,01	0	0,1					
	N	18	16	18	19					
Entero-kokken	R	0,46	0,62	0,44	0,4	0,61				
	Sig.	0,04	0,01	0,05	0,07	0,01				
	N	20	18	20	21	17				
Koloniezahl 20°C	R	0,48	0,67	0,68	0,34	0,83	0,6			
	Sig.	0,02	0	0	0,11	0	0			
	N	22	20	22	23	19	21			
Koloniezahl 36°C	R	0,29	0,66	0,74	0,33	0,71	0,46	0,84		
	Sig.	0,2	0	0	0,12	0	0,04	0		
	N	22	20	22	23	19	21	23		
Clostridien	R	0,87	0,27	0,13	0,14	0,53	0,38	0,47	0,28	
	Sig.	0	0,26	0,58	0,53	0,02	0,1	0,03	0,2	
	N	23	19	21	22	18	20	22	22	
pH-Wert	R	-0,32	-0,72	-0,6	-0,56	-0,75	-0,51	-0,58	-0,55	-0,26
	Sig.	0,2	0	0,01	0,02	0	0,04	0,01	0,02	0,3
	N	18	15	17	18	17	17	18	18	18
elektrische Leitfähigkeit	R	0,28	0,1	0,04	-0,07	0,46	0,24	0,58	0,16	0,43
	Sig.	0,24	0,7	0,88	0,76	0,06	0,34	0,01	0,49	0,06
	N	20	18	19	20	17	18	20	20	20
Trübung	R	0,78	0,46	0,35	0,2	0,56	0,74	0,62	0,33	0,76
	Sig.	0	0,06	0,13	0,38	0,02	0	0	0,15	0
	N	20	18	20	21	18	19	21	21	20

Tabelle A 2: Korrelation der Konzentration der Proben des Zulauf des Retentionsbodenfilter Altendorf (mikrobiologische und Vor-Ort Parameter). R = Korrelationskoeffizient nach Spearman, Sig. = Signifikanz, N = Anzahl; Farbcode: grün = sehr starker Zusammenhang, orange = starker Zusammenhang, gelb = mittlerer Zusammenhang.

Retentionsbodenfilter Altendorf Zulauf		<i>C. perfringens</i>	Coliforme Bakterien	<i>E. coli</i> (Direktansatz)	<i>E. coli</i> (MPN)	Coliphagen	Enterokokken	Koloniezahl 20°C	Koloniezahl 36°C	Clostridien	<i>Giardia lamblia</i>
Coliforme Bakterien	R	0,48									
	Sig.	0,05									
	N	17									
<i>E. coli</i> (Direktansatz)	R	0,33	0,64								
	Sig.	0,13	0								
	N	23	19								
<i>E. coli</i> (MPN)	R	0,2	0,87	0,7							
	Sig.	0,41	0	0							
	N	19	19	21							
Coli-phagen	R	-0,1	0,14	0,64	0,39						
	Sig.	0,68	0,58	0	0,09						
	N	21	19	23	20						
Entero-kokken	R	0,41	0,53	0,83	0,6	0,7					
	Sig.	0,06	0,02	0	0,01	0					
	N	22	18	24	20	22					
Koloniezahl 20°C	R	0,05	0,34	0,62	0,63	0,63	0,67				
	Sig.	0,82	0,15	0	0	0	0				
	N	24	19	25	21	23	24				
Koloniezahl 36°C	R	0,4	0,55	0,73	0,67	0,46	0,85	0,84			
	Sig.	0,05	0,02	0	0	0,03	0	0			
	N	24	19	25	21	23	24	26			
Clostridien	R	0,92	0,6	0,36	0,38	-0,13	0,38	0,09	0,43		
	Sig.	0	0,01	0,09	0,11	0,59	0,08	0,68	0,04		
	N	25	17	23	19	21	22	24	24		
<i>Giardia lamblia</i>	R	0,22	0,09	0,17	-0,02	0,13	0,02	0,33	0,31	0,23	
	Sig.	0,31	0,73	0,44	0,95	0,56	0,93	0,11	0,14	0,29	
	N	24	18	24	20	22	23	25	25	24	
pH-Wert	R	0,16	0,14	-0,17	-0,17	-0,24	0,12	-0,41	-0,14	0,12	-0,48
	Sig.	0,52	0,64	0,48	0,54	0,34	0,64	0,07	0,56	0,62	0,03
	N	19	14	20	16	18	19	20	20	19	22
elektrische Leitfähigkeit	R	0,48	0,22	0,57	0,41	0,19	0,45	0,47	0,43	0,43	0,1
	Sig.	0,03	0,44	0,01	0,1	0,43	0,05	0,03	0,05	0,06	0,65
	N	20	15	21	17	19	20	21	21	20	24
Trübung	R	0,36	0,47	0,33	0,63	0,13	0,22	0,39	0,39	0,51	-0,04
	Sig.	0,09	0,05	0,12	0	0,56	0,3	0,05	0,06	0,01	0,84
	N	23	18	24	20	22	23	25	25	23	26

Tabelle A 3: Korrelation der Konzentration der Proben des Ablauf des Retentionsbodenfilter Altendorf (mikrobiologische und Vor-Ort Parameter). R = Korrelationskoeffizient nach Spearman, Sig. = Signifikanz, N = Anzahl; Farbcode: grün = sehr starker Zusammenhang, orange = starker Zusammenhang, gelb = mittlerer Zusammenhang.

Retentionsbodenfilter Altendorf Ablauf		<i>C. perfringens</i>	Coliforme Bakterien	<i>E. coli</i> (Direktnachweis)	<i>E. coli</i> (MPN)	Coliphagen	Enterokokken	Koloniezahl 20°C	Koloniezahl 36°C	Clostridien	<i>Giardia lamblia</i>
Coliforme Bakterien	R	0,21									
	Sig	0,54									
	N	11									
<i>E. coli</i> (Direkt-ansatz)	R	0,81	0,66								
	Sig	0	0								
	N	12	22								
<i>E. coli</i> (MPN)	R	0,2	0,75	0,62							
	Sig	0,56	0	0							
	N	11	21	22							
Coli-phagen	R	0,78	0,77	0,69	0,56						
	Sig	0	0	0	0,01						
	N	12	22	24	22						
Entero-kokken	R	0,54	0,79	0,79	0,84	0,85					
	Sig	0,09	0	0	0	0					
	N	11	21	23	21	25					
Kolonie-zahl 20°C	R	0,66	0,75	0,75	0,59	0,8	0,8				
	Sig	0,02	0	0	0	0	0				
	N	12	22	24	22	26	25				
Kolonie-zahl 36°C	R	0,6	0,72	0,54	0,46	0,79	0,73	0,9			
	Sig	0,05	0	0,01	0,04	0	0	0			
	N	11	21	23	21	25	24	25			
Clostridien	R	0,96	0,23	0,66	0,29	0,67	0,57	0,6	0,56		
	Sig	0	0,42	0,01	0,29	0	0,02	0,01	0,02		
	N	12	15	16	15	18	17	18	17		
Temperatur	R	-0,29	0,24	0,18	0,31	0,48	0,27	0,21	0,31	0,14	0,17
	Sig	0,41	0,33	0,45	0,21	0,03	0,25	0,37	0,18	0,61	0,63
	N	10	18	20	18	21	20	21	20	15	10
pH-Wert	R	-0,03	-0,13	-0,1	0,17	0,15	-0,14	-0,13	0,01	0,03	0,58
	Sig	0,93	0,63	0,68	0,52	0,55	0,58	0,59	0,96	0,92	0,1
	N	10	17	18	17	19	18	19	18	15	9
elektrische Leitfähigkeit	R	0,44	0,1	0,26	-0,04	-0,08	-0,1	0,14	-0,09	0,25	-0,31
	Sig	0,17	0,69	0,29	0,88	0,74	0,67	0,55	0,72	0,36	0,35
	N	11	17	19	17	20	19	20	19	16	11
Trübung	R	0,71	0,19	0,42	0,24	0,47	0,28	0,46	0,5	0,64	0,29
	Sig	0,01	0,41	0,05	0,29	0,02	0,19	0,02	0,01	0,01	0,39
	N	12	21	23	21	25	24	25	24	17	11

Tabelle A 4: Korrelation der Konzentration der Proben der Gewässerrandstreifen (mikrobiologische und Vor-Ort Parameter). R = Korrelationskoeffizient nach Spearman, Sig. = Signifikanz, N = Anzahl; Farbcode: grün = sehr starker Zusammenhang, orange = starker Zusammenhang, gelb = mittlerer Zusammenhang.

		C. perfringens	Campylobacter sp.	Coliforme Bakterien	E. coli	E. coli (Direktansatz)	Coliphagen	Enterokokken	Koloniezahl 20°C]	Koloniezahl 36°C	sulfitreduzierende sporenbildende Anaerobier
Campylobacter sp.	R	,477**									
	Sig.	,008									
	N	30									
Coliforme Bakterien	R	,326*	,438**								
	Sig.	,016	,006								
	N	54	38								
E. coli	R	,087	,413*	,461**							
	Sig.	,575	,026	,000							
	N	44	29	61							
E. coli (Direktansatz)	R	,125	,183	,441**	,723**						
	Sig.	,436	,403	,002	,000						
	N	41	23	48	46						
Coliphagen	R	,225	,041	,215	,058	,167					
	Sig.	,105	,808	,074	,673	,257					
	N	53	37	70	56	48					
Enterokokken	R	,315*	,260	,413**	,356**	,424**	,281*				
	Sig.	,024	,137	,001	,007	,003	,026				
	N	51	34	65	57	46	63				
Koloniezahl 20°C	R	,144	,192	,258*	,199	,268	,202	,424**			
	Sig.	,286	,241	,025	,118	,060	,089	,000			
	N	57	39	75	63	50	72	69			
Koloniezahl 36°C	R	,093	,192	,410**	,294*	,307*	,242*	,667**	,850**		
	Sig.	,496	,247	,000	,021	,034	,042	,000	,000		
	N	56	38	73	61	48	71	67	77		
sulfitreduzierende sporenbildende Anaerobier	R	,906**	,493**	,252*	,198	,207	,116	,328*	,143	,104	
	Sig.	,000	,004	,048	,156	,167	,376	,012	,251	,414	
	N	57	33	62	53	46	60	58	66	64	
Wassertemperatur	R	-,024	,197	,273*	,272	,481**	,159	,562**	,218	,439**	-,013
	Sig.	,883	,305	,043	,058	,002	,255	,000	,100	,001	,933
	N	40	29	55	49	39	53	52	58	56	47
pH-Wert	R	-,046	,025	-,081	-,176	-,117	,203	-,002	,254*	,270*	,026
	Sig.	,773	,896	,547	,208	,462	,133	,990	,048	,039	,857
	N	42	31	58	53	42	56	55	61	59	49
elektrische Leitfähigkeit	R	-,044	-,113	,126	,177	,268	,249	,236	,560**	,523**	-,002
	Sig.	,783	,545	,351	,218	,099	,067	,085	,000	,000	,987
	N	42	31	57	50	39	55	54	60	58	48
Trübung	R	,390**	,311	,246	,289*	,244	,081	,153	,083	,161	,324*
	Sig.	,006	,069	,050	,036	,120	,536	,244	,503	,197	,016
	N	49	35	64	53	42	61	60	67	66	55

Tabelle A 5: Korrelation der Konzentration der Proben des Gewässerrandstreifes mit Gehölzbewuchs (mikrobiologische und Vor-Ort Parameter).
R = Korrelationskoeffizient nach Spearman, Sig. = Signifikanz, N = Anzahl;
Farbcode: grün = sehr starker Zusammenhang, orange = starker Zusammenhang, gelb = mittlerer Zusammenhang.

		C. perfringens	Campylobacter sp.	Coliforme Bakterien	E. coli	E. coli (Direktansatz)	Coliphagen	Enterokokken	Koloniezahl 20°C]	Koloniezahl 36°C	sulfitreduzierende sporenbildende Anaerobier
Campylobacter sp.	R	0,33									
	Sig.	,164									
	N	19									
Coliforme Bakterien	R	0,25	0,41								
	Sig.	,134	,065								
	N	37	21								
E. coli	R	0,32	,57 [*]	,63 ^{**}							
	Sig.	,080	,021	,000							
	N	31	16	40							
E. coli (Direktansatz)	R	0,10	0,03	,52 ^{**}	,74 ^{**}						
	Sig.	,581	,916	,001	,000						
	N	30	15	35	35						
Coliphagen	R	0,15	0,15	0,25	0,21	0,15					
	Sig.	,396	,540	,105	,226	,398					
	N	36	20	43	35	35					
Enterokokken	R	0,30	0,22	,42 ^{**}	,47 ^{**}	,63 ^{**}	,41 ^{**}				
	Sig.	,065	,345	,003	,002	,000	,006				
	N	38	21	46	41	36	44				
Koloniezahl 20°C	R	0,05	0,22	0,19	0,17	0,26	,348 [*]	,44 ^{**}			
	Sig.	,743	,328	,208	,274	,121	,019	,001			
	N	40	22	48	42	37	45	50			
Koloniezahl 36°C	R	-0,05	0,22	,380 ^{**}	0,28	,399 [*]	,50 ^{**}	,58 ^{**}	,87 ^{**}		
	Sig.	,759	,337	,009	,079	,018	,001	,000	,000		
	N	39	21	46	40	35	44	48	50		
sulfitreduzierende sporenbildende Anaerobier	R	,94 ^{**}	0,39	0,18	0,22	0,16	0,17	,359 [*]	0,02	-0,08	
	Sig.	,000	,085	,261	,176	,370	,291	,015	,892	,608	
	N	40	21	43	38	35	41	45	47	45	
Wassertemperatur	R	0,07	0,27	,49 ^{**}	,54 ^{**}	,65 ^{**}	0,27	,560 ^{**}	0,25	,48 ^{**}	0,08
	Sig.	,731	,336	,004	,002	,000	,139	,000	,138	,004	,674
	N	26	15	33	31	27	31	36	36	34	32
pH-Wert	R	-0,13	0,13	-0,13	-0,23	0,03	0,33	-0,08	,355 [*]	,355 [*]	-0,03
	Sig.	,517	,648	,469	,191	,893	,064	,631	,031	,036	,878
	N	27	15	34	34	30	32	37	37	35	33
elektrische Leitfähigkeit	R	-0,03	-0,17	0,07	0,08	0,30	0,30	0,20	,57 ^{**}	,46 ^{**}	-0,01
	Sig.	0,899	0,523	0,683	0,659	0,119	0,096	0,239	0,000	0,005	0,978
	N	28	16	34	32	28	32	37	37	35	33
Trübung	R	,39 [*]	0,43	0,25	,36 [*]	0,04	0,03	0,00	-0,03	0,03	0,26
	Sig.	,019	,064	,118	,034	,826	,848	,987	,869	,845	,106
	N	34	19	40	34	30	37	42	43	42	39

Tabelle A 6: Korrelation der Konzentration der Proben des Gewässerrandstreifes mit Grasbewuchs (mikrobiologische und Vor-Ort Parameter).
R = Korrelationskoeffizient nach Spearman, Sig. = Signifikanz, N = Anzahl;
Farbcode: grün = sehr starker Zusammenhang, orange = starker Zusammenhang, gelb = mittlerer Zusammenhang.

		C. perfringens	Campylobacter sp.	Coliforme Bakterien	E. coli	E. coli (Direktansatz)	Coliphagen	Enterokokken	Koloniezahl 20°C]	Koloniezahl 36°C	sulfitreduzierende sporenbildende Anaerobier
Campylobacter sp.	R	,68*									
	Sig.	,021									
	N	11									
Coliforme Bakterien	R	,49*	0,36								
	Sig.	,043	,156								
	N	17	17								
E. coli	R	-0,39	0,03	0,19							
	Sig.	,188	,932	,421							
	N	13	13	21							
E. coli (Direktansatz)	R	0,27		0,05	0,57						
	Sig.	,428		,880	,067						
	N	11	8	13	11						
Coliphagen	R	0,24	-0,20	-0,01	-0,47	0,06					
	Sig.	,346	,442	,967	,032	,841					
	N	17	17	27	21	13					
Enterokokken	R	,71**	0,38	,77**	0,19	-0,06	0,12				
	Sig.	,007	,194	,001	,489	,868	,637				
	N	13	13	19	16	10	19				
Koloniezahl 20°C	R	,527*	0,18	,543**	0,23	0,31	-0,02	0,36			
	Sig.	,030	,480	,003	,325	,309	,936	,135			
	N	17	17	27	21	13	27	19			
Koloniezahl 36°C	R	,51*	0,17	,71**	,48*	0,17	-0,13	,72**	,84**		
	Sig.	,038	,513	,000	,028	,585	,517	,000	,000		
	N	17	17	27	21	13	27	19	27		
sulfitreduzierende sporenbildende Anaerobier	R	,87**	,65*	,51*	0,16	0,29	-0,08	,60*	,66**	,63**	
	Sig.	,000	,022	,027	,577	,380	,757	,029	,002	,004	
	N	17	12	19	15	11	19	13	19	19	
Wassertemperatur	R	0,41	-0,01	0,29	-0,23	0,37	0,16	0,49	0,19	0,24	0,30
	Sig.	,147	,980	,199	,366	,235	,482	,052	,392	,281	,283
	N	14	14	22	18	12	22	16	22	22	15
pH-Wert	R	0,03	0,20	0,23	0,02	-0,21	0,18	0,09	0,15	0,15	0,12
	Sig.	,914	,459	,279	,946	,520	,390	,711	,488	,491	,668
	N	15	16	24	19	12	24	18	24	24	16
elektrische Leitfähigkeit	R	0,15	0,04	,56**	,59*	0,42	0,31	0,31	,48*	,61**	0,15
	Sig.	,601	,881	,006	,010	,200	,156	,220	,020	,002	,602
	N	14	15	23	18	11	23	17	23	23	15
Trübung	R	,52*	0,15	0,35	0,10	,63*	0,13	0,46	0,26	0,35	,55*
	Sig.	,046	,584	,090	,690	,028	,555	,058	,218	,093	,028
	N	15	16	24	19	12	24	18	24	24	16

Tabelle A 7: Korrelation der Konzentration der Oberflächenabflussproben des Gewässerrandstreifes mit Gehölzbewuchs (mikrobiologische und Vor-Ort Parameter). R = Korrelationskoeffizient nach Spearman, Sig. = Signifikanz, N = Anzahl; Farbcode: grün = sehr starker Zusammenhang, orange = starker Zusammenhang, gelb = mittlerer Zusammenhang.

		C. perfringens	Campylobacter sp.	Coliforme Bakterien	E. coli	E. coli (Direktansatz)	Coliphagen	Enterokokken	Koloniezahl 20°C]	Koloniezahl 36°C	sulfitreduzierende sporenbildende Anaerobier
Campylobacter sp.	R	,59**									
	Sig.	,004									
	N	22									
Coliforme Bakterien	R	,373*	,48**								
	Sig.	,018	,008								
	N	40	29								
E. coli	R	0,11	,61**	,42**							
	Sig.	,578	,003	,005							
	N	30	21	43							
E. coli (Direktansatz)	R	0,11	0,32	,40*	,76**						
	Sig.	,601	,230	,018	,000						
	N	27	16	34	32						
Coliphagen	R	0,10	0,01	0,16	0,08	0,21					
	Sig.	,546	,941	,267	,625	,255					
	N	37	28	52	39	32					
Enterokokken	R	0,20	0,23	,41**	,42**	,44*	0,23				
	Sig.	,242	,276	,003	,007	,014	,125				
	N	35	25	49	40	30	46				
Koloniezahl 20°C	R	0,11	0,16	,312*	0,21	0,29	,284*	,51**			
	Sig.	,514	,420	,019	,176	,098	,041	,000			
	N	40	29	56	43	34	52	49			
Koloniezahl 36°C	R	0,03	0,18	,46**	,338*	0,32	,296*	,73**	,83**		
	Sig.	,871	,373	,000	,028	,072	,033	,000	,000		
	N	39	28	55	42	33	52	48	55		
sulfitreduzierende sporenbildende Anaerobier	R	,96**	,55**	,304*	0,22	0,25	0,07	0,30	0,16	0,09	
	Sig.	,000	,006	,045	,212	,180	,685	,060	,298	,561	
	N	40	23	44	34	31	41	39	44	43	
Wassertemperatur	R	-0,03	0,09	0,20	,40*	,56**	0,08	,55**	,41**	,58**	0,09
	Sig.	,883	,698	,217	,020	,004	,634	,001	,009	,000	,644
	N	27	21	40	33	24	37	35	40	39	30
pH-Wert	R	-0,11	-0,01	-0,05	-0,15	-0,26	0,24	-0,03	0,05	0,07	0,02
	Sig.	,579	,968	,729	,389	,193	,141	,853	,726	,639	,906
	N	29	23	43	37	27	40	38	43	42	32
elektrische Leitfähigkeit	R	-0,01	0,00	0,24	0,18	0,25	,355*	,358*	,61**	,53**	0,01
	Sig.	,941	,997	,123	,294	,226	,025	,027	,000	,000	,943
	N	30	24	43	35	25	40	38	43	42	32
Trübung	R	,387*	,477*	0,21	0,27	0,35	0,06	0,24	0,01	0,19	0,32
	Sig.	,024	,016	,153	,112	,073	,679	,131	,939	,190	,053
	N	34	25	48	37	27	44	42	48	47	37

Tabelle A 8: Korrelation der Konzentration der Oberflächenabflussproben des Gewässerrandstreifes mit Grasbewuchs (mikrobiologische und Vor-Ort Parameter). R = Korrelationskoeffizient nach Spearman, Sig. = Signifikanz, N = Anzahl; Farbcode: grün = sehr starker Zusammenhang, orange = starker Zusammenhang, gelb = mittlerer Zusammenhang.

		C. perfringens	Campylobacter sp.	Coliforme Bakterien	E. coli	E. coli (Direktansatz)	Coliphagen	Enterokokken	Koloniezahl 20°C]	Koloniezahl 36°C	sulfitreduzierende sporenbildende Anaerobier	
Campylobacter sp.	R	,74*										
	Sig.	,022										
	N	9										
Coliforme Bakterien	R	,61*	0,49									
	Sig.	,021	,077									
	N	14	14									
E. coli	R	-0,15	0,11	0,24								
	Sig.	,683	,753	,370								
	N	10	10	16								
E. coli (Direktansatz)	R	0,57		0,00	0,53							
	Sig.	,109		,995	,140							
	N	9	6	11	9							
Coliphagen	R	0,10	-0,21	-0,15	-0,28	0,10						
	Sig.	,724	,470	,511	,296	,765						
	N	14	14	22	16	11						
Enterokokken	R	,72*	0,50	,70**	0,49	0,00	-0,08					
	Sig.	,013	,117	,002	,076	1,000	,762					
	N	11	11	17	14	8	17					
Koloniezahl 20°C	R	0,53	0,30	,52*	0,04	0,32	-0,03	0,30				
	Sig.	,052	,299	,013	,892	,343	,885	,241				
	N	14	14	22	16	11	22	17				
Koloniezahl 36°C	R	,65*	0,28	,73**	0,36	0,14	-0,13	,76**	,78**			
	Sig.	,012	,324	,000	,167	,682	,571	,000	,000			
	N	14	14	22	16	11	22	17	22			
sulfitreduzierende sporenbildende Anaerobier	R	,90**	,73*	,66*	0,08	,67*	0,00	,72*	,72**	,78**		
	Sig.	,000	,025	,010	,826	,047	,990	,013	,004	,001		
	N	14	9	14	10	9	14	11	14	14		
Wassertemperatur	R	0,40	-0,01	0,44	-0,01	0,61	0,10	0,51	0,37	,49*	0,46	
	Sig.	,196	,968	,058	,977	,059	,679	,062	,117	,034	,130	
	N	12	11	19	15	10	19	14	19	19	12	
pH-Wert	R	0,02	0,45	-0,02	-0,13	-,644*	0,08	-0,02	-0,13	-0,14	0,16	
	Sig.	,950	,127	,926	,630	,044	,722	,931	,575	,548	,596	
	N	13	13	21	16	10	21	16	21	21	13	
elektrische Leitfähigkeit	R	0,37	0,16	,52*	0,43	0,28	,44*	0,37	0,36	,51*	0,32	
	Sig.	,209	,597	,016	,096	,431	,049	,157	,108	,017	,279	
	N	13	13	21	16	10	21	16	21	21	13	
Trübung	R	,56*	0,20	0,41	0,09	,71*	0,14	0,48	0,25	0,41	0,54	
	Sig.	,047	,510	,068	,752	,021	,531	,061	,284	,066	,057	
	N	13	13	21	16	10	21	16	21	21	13	

Tabelle A 9: Korrelation der Konzentration Proben der Swist am Gebietsauslass (mikrobiologische und Vor-Ort Parameter). R = Korrelationskoeffizient nach Spearman, Sig. = Signifikanz, N = Anzahl; Farbcode: grün = sehr starker Zusammenhang, orange = starker Zusammenhang, gelb = mittlerer Zusammenhang.

		C. perfringens	Campylobacter sp.	Coliforme Bakterien	E. coli	E. coli (Direktansatz)	Coliphagen	Enterokokken	Koloniezahl 20°C	Koloniezahl 36°C	sulfidreduzierende sporenbildende Anaerobier
Campylobacter sp.	R	0,258									
	Sig.	0,742									
	N	4									
Coliforme Bakterien	R	0,236	,594								
	Sig.	0,540	,214								
	N	9	6								
E. coli	R	0,008	,293	,588							
	Sig.	0,983	,573	,045							
	N	9	6	12							
E. coli (Direktansatz)	R	0,176	,293	,520	,615						
	Sig.	0,651	,573	,083	,033						
	N	9	6	12	12						
Coliphagen	R	-0,233	-0,098	,372	,342	,298					
	Sig.	0,546	,854	,234	,276	,347					
	N	9	6	12	12	12					
Enterokokken	R	0,262	,878	,584	,616	,763	-,050				
	Sig.	0,531	,021	,059	,044	,006	,884				
	N	8	6	11	11	11	11				
Koloniezahl 20°C	R	0,267	,488	,690	,466	,532	,322	,688			
	Sig.	0,488	,326	,013	,127	,075	,308	,019			
	N	9	6	12	12	12	12	11			
Koloniezahl 36°C	R	0,150	,488	,871	,589	,536	,266	,683	,881		
	Sig.	0,700	,326	,000	,044	,073	,404	,020	,000		
	N	9	6	12	12	12	12	11	12		
sulfidreduzierende sporenbildende Anaerobier	R	,954	,775	,381	,151	,361	-,134	,503	,377	,335	
	Sig.	0,000	,225	,311	,698	,339	,731	,204	,318	,379	
	N	9	4	9	9	9	9	8	9	9	
Cryptosporidium sp.	R	-0,800		,211	-,400	,200	,400	,500	,800	,400	-,800
	Sig.	0,200		,789	,600	,800	,600	,667	,200	,600	,200
	N	4	1	4	4	4	4	3	4	4	4
Giardia lamblia	R	-0,217	,293	,343	,409	,074	,622	,319	,476	,357	-,059
	Sig.	0,576	,573	,274	,187	,820	,031	,339	,118	,255	,881
	N	9	6	12	12	12	12	11	12	12	9
Wassertemperatur	R	0,321	,577	,669	,117	-,040	-,188	,168	,365	,596	,321
	Sig.	0,482	,308	,034	,748	,913	,602	,666	,300	,069	,482
	N	7	5	10	10	10	10	9	10	10	7
pH-Wert	R	0,349	-,115	-,738	-,438	-,423	-,522	-,412	-,881	-,816	,158
	Sig.	0,396	,828	,010	,178	,195	,099	,237	,000	,002	,709
	N	8	6	11	11	11	11	10	11	11	8
elektrische Leitfähigkeit	R	-0,464	-,289	-,391	-,423	-,383	,103	-,517	-,406	-,636	-,541
	Sig.	0,294	,638	,263	,223	,275	,777	,154	,244	,048	,210
	N	7	5	10	10	10	10	9	10	10	7
Trübung	R	0,067	-,488	,244	,060	,389	,210	,210	,615	,594	,201
	Sig.	0,865	,326	,444	,853	,212	,513	,536	,033	,042	,604
	N	9	6	12	12	12	12	11	12	12	9

Tabelle A 10: Maßnahmen im Swisteinzugsgebiet im Rahmen der Umsetzung EG-WRRL und deren Relevanz für die hygienische Gewässergüte

Maßnahme	Konkretisierung	bis	Erläuterung	Ursache/ Problem	Nebengewässer-Oberlauf	NG-Unterl	Swist	Hygiene*
Interkommunale Zusammenschlüsse und Stilllegung vorhandener Kläranlagen		2015 2009	Maßnahmen bereits realisiert	Abwasser und Niederschlagswasser	X	X	X	+
Neubau und Anpassung von Anlagen zur Ableitung, Behandlung und zum Rückhalt von Mischwasser		2015		Abwasser und Niederschlagswasser	X	X	X	+
Neubau und Anpassung von Kläranlagen	Membranbelebungs Retentionsbodenfilter als Nachklärung für kleine Kläranlagen, Schliffschnitt bei RBF (mehr Sonnenlicht)	2015		Abwasser und Niederschlagswasser	X			+ z.T. Projekt-Fokus
Neubau und Anpassung von Anlagen zur Ableitung, Behandlung und zum Rückhalt von Niederschlagswasser in Trennsystemen		2015		Niederschlagswasser	X	X	X	? z.T. Projekt-Fokus
Erstellung von Konzeptionen/ Studien/Gutachten		2009		Abwasser und Niederschlagswasser	X	X	X	?
Maßnahmen zur Reduzierung der Einträge von PSM aus der Landwirtschaft	Vermeidung von direkten Eintrag bzw. Eintrag durch Oberflächenabfluss von Wirtschaftsdünger	2027	1. Schießbach (Teilbereiche Erftstadt bis Swisttal und Swisttal)	Stoffeintrag Landwirtschaft		X		-
Anlage von Gewässerschutzstreifen zur Reduzierung der Nährstoffeinträge		2027	1. Altendorfer Bach 2. Morsbach 3. Eulnbach 4. Wallbach 5. Steinbach 6. Buschbach 7. Schießbach 8. Müggenhausener Fließ 9. Swistbach (Erftstadt-Swisttal, Swisttal, Swisttal-Wachtburg)	Stoffeintrag Landwirtschaft	X (Meckenheim bis Rheinbach) X (Palmerheim bis Kirchenheim)	X X X X X X X	X	Projekt-Fokus

Tabelle A 10: Fortsetzung

Maßnahme	bis	Erläuterung	Ursache/ Problem	Nebengewässer-Oberlauf	NG-Unterl	Swist	Hygiene
Erstellung von Konzeptionen/Studien/Gutachten	2015	1. Morsbach 2. Wallbach 3. Müggenhausener Fließ 4. Schießbach 5. Swistbach (Teilbereiche Erftstadt bis Swisttal und Swisttal)	Stoffeintrag Landwirtschaft	X (Meckenheim bis Rheinbach) X (Rheinbach) X (Palmersheim bis Kirchheim)	X X X X	X	?
Vertiefende Untersuchungen und Kontrollen	2012	1. Morsbach 2. Altendorfer Bach 3. Eulenbach 4. Wallbach 5. Swistbach (Erftstadt-Swisttal, Swisttal, Swisttal-Wachtburg)	Stoffeintrag Landwirtschaft Weitergehende Untersuchung notwendig da Ursache Belastung unbekannt	X (Ersdorf bis Rheinbach) X (Rheinbach bis Todenfeld) X (Rheinbach)	X	X	?
Maßnahmen zur Herstellung der linearen Durchgängigkeit an sonstigen wasserbaulichen Anlagen	2027	1. Altendorfer Bach 2. Morsbach 3. Eulenbach 4. Wallbach 5. Steinbach 6. Buschbach 7. Schießbach 8. Schiefelsbach 9. Müggenhausener Fließ	Ökologie/ Morphologie	X (Ersdorf bis Rheinbach.) X (Meckenheim bis Rheinbach) X (Rheinbach bis Todenfeld) X (Rheinbach) X (Euskirchen-Bad Münstereifel) X (Palmersheim bis Kirchheim) X	X X X X X X X X		-
Maßnahmen zum Initiieren/ Zulassen einer eigendynamischen Gewässerentwicklung inkl. begleitender Maßnahmen	2027	1. Altendorfer Bach 2. Morsbach 3. Eulenbach 4. Wallbach 5. Steinbach 6. Buschbach 7. Schießbach 8. Müggenhausener Fließ 9. Schiefelsbach 10. Swistbach (Erftstadt-Swisttal, Swisttal, Swisttal-Wachtburg)	Ökologie/ Morphologie	X (Ersdorf bis Rheinbach) X (Meckenheim bis Rheinbach) X (Rheinbach bis Todenfeld) X (Rheinbach) X (Euskirchen-Bad Münstereifel) X (Palmersheim bis Kirchheim) X	X X X X X X X X	X	-

Tabelle A 10: Fortsetzung

Maßnahme		bis	Erläuterung	Ursache/ Problem	Nebengewässer-Oberlauf	NG-Unterl	Swist	
<i>Maßnahmen zur Anpassung/ Optimierung der Gewässerunterhaltung</i>		2027	1. Altendorfer Bach 2. Morsbach 3. Eulenbach 4. Wallbach 5. Steinbach 6. Buschbach 7. Schießbach 8. Müggenhausener Fließ 9. Schiefelsbach 10. Swistbach (Erftstadt-Swistal, Swisttal, Swisttal-Wachtburg)	Ökologie/ Morphologie	X (Ersdorf bis Rheinbach) X (Meckenheim bis Rheinbach) X (Rheinbach bis Todenfeld) X (Rheinbach) X (Euskirchen-Bad Münstereifel) X (Palmersheim bis Kirchheim) X	x x x x x x x	X	-
Maßnahmen zur Habitatsverbesserung im Gewässer durch Laufveränderung, Ufer- oder Sohlengestaltung inkl. begleitender Maßnahmen	Schaffung von Flachwasserzonen in Bachläufen	2027	1. Altendorfer Bach 2. Morsbach 3. Eulenbach 4. Wallbach 5. Steinbach 6. Schiefelsbach 7. Schießbach 8. Buschbach 9. Müggenhausener Fließ 10. Swistbach (Erftstadt-Swistal, Swisttal, Swisttal-Wachtburg)	Ökologie/ Morphologie	X (Ersdorf bis Rheinbach) X (Meckenheim bis Rheinbach) X (Rheinbach bis Todenfeld) X (Rheinbach) X (Euskirchen-Bad Münstereifel) X X (Palmersheim bis Kirchheim)	X X X X X X X	X	?
<i>Maßnahmen zur Verbesserung Habitate im Gewässerentwicklungskorridor inkl. Auenentwicklung</i>		2027	1. Swistbach (Erftstadt-Swistal, Swisttal, Swisttal-Wachtburg)	Ökologie/ Morphologie			X	-
Maßnahmen zur Verbesserung von Habitaten im Uferbereich (z.B. Gehölzentwicklung)		2027	1. Altendorfer Bach 2. Morsbach 3. Eulenbach 4. Wallbach 5. Steinbach 6. Buschbach 7. Schießbach 8. Müggenhausener Fließ 9. Swistbach (Erftstadt-Swistal, Swisttal, Swisttal-Wachtburg)	Ökologie/ Morphologie		X X X X X X X	X	?

Tabelle A 10: Fortsetzung

Maßnahme		bis	Erläuterung	Ursache/ Problem	Nebengewässer-Oberlauf	NG-Unterl	Swist	
Maßnahmen zur Gewährleistung des erforderlichen Mindestabflusses		2027	1. Schießbach	Stützung Mindestwasserabfluss Ökologie/ Morphologie Abwasser	X (Palmersheim bis Kirchheim)			?
Vertiefende Untersuchungen und Kontrolle		2027	1. Altendorfer Bach 2. Morsbach 3. Eulenbach 4. Wallbach 5. Steinbach 6. Buschbach 7. Schießbach 8. Müggenhausener Fließ 9. Swistbach (Erfstadt-Swisttal, Swisttal, Swisttal-Wachtburg)			X X X X X X X X	X	?

+ = Effekt für verbesserte hyg.-mikrobiologische Situation erwartet

? = Effekt für verbesserte hyg.-mikrobiologische Situation unklar, da stark von Maßnahmengestaltung abhängig

- = kein Effekt für verbesserte hyg.-mikrobiologische Situation erwartet