
Flussbad Berlin Testfilteranlage



Betriebsbericht – 2020 und Empfehlungen

Im Auftrag von:



Flussbad Berlin e.V.
Falckensteinstraße 48
10997 Berlin
testfilter@flussbad-berlin.de

Bearbeitung:

Prof. Dr.-Ing. Jens Nowak
Dipl.-Ing. Heribert Rustige

Dr. rer.-nat. Ariane Nowak (Limnolabor)

Dr. rer.-nat. Ute Michels (AquaLytis)

M.Sc. Carl Trebesius

B.Sc. Rabea Feldmann

Stud. Jan Göldner

AKUT Umweltschutz Ingenieure

Burkard und Partner

Wattstraße 10, 13355 Berlin

Berlin, 15.12.2021

AKUT
Partner

Inhalt

Inhalt	1
1 Einleitung	7
2 Versuchsanlage	8
2.1 Allgemeines	8
2.2 Betriebseinstellungen	9
2.2.1 Allgemeines.....	9
2.2.2 Durchflussmengen und Flächenbeschickung.....	10
2.2.3 Aufenthaltszeiten und Sichttiefen.....	12
2.3 Simulationsversuche Mischwasserentlastung	15
2.3.1 Versuchsaufbau	15
2.3.2 Datenauswertung	16
3 Ergebnisse Monitoring	17
3.1 Hydraulische Filterleistung	17
3.2 Ergebnisse aus regelmäßigen Beprobungen	19
3.2.1 Allgemeines.....	19
3.2.2 Mikrobiologische Parameter.....	19
3.2.3 Chemische Parameter.....	23
3.2.4 Phytoplankton	26
3.2.5 Zooplankton/Meiofauna.....	32
3.2.6 Makrozoobenthos	45
3.3 Mischwasserüberläufe im Sommer 2020	57
3.4 Belastungen nach Mischwasserereignissen	58
3.5 Ergebnisse aus Simulation von Mischwasserereignissen	61
3.5.1 Hydraulik.....	61
3.5.2 Sonstige Messwerte der Simulationsversuche.....	62
3.5.3 Mikrobiologische Ablaufwerte	65
3.5.4 UV-Anlage	75
4 Diskussion	77
4.1 Allgemeines	77
4.2 Bodenfilter	77
4.3 Badewasserqualität	79
5 Empfehlungen	81
5.1 Weiterer Untersuchungsbedarf	81
6 Anhang:	84
6.1 Ergebnisse der chemischen Untersuchungen	84
6.2 Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen	84
6.3 Ergebnis Untersuchung von Phytoplanktonorganismen	84
6.4 Ergebnisse Untersuchung von Zoolanktonorganismen	84

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Durchflüsse der Filter und des Frischwasserbeckens im Untersuchungszeitraum 2020 (24-Stunden Mittelwerte).....	10
Abbildung 2: Flächenbeschickung während des Untersuchungszeitraums 2020.....	11
Abbildung 3: Durchflüsse im gesamten Betriebsjahr 2020, kumuliert	11
Abbildung 4: Kontaktzeit bezogen auf das <i>Empty Bed Volume</i> (EBV) der Filterkörper 13	
Abbildung 5: Kontaktzeit bezogen auf das Porenvolumen (PV) der Filterkörper	13
Abbildung 6: Aufenthaltszeiten im FW-Becken	14
Abbildung 7: Sichttiefen in Frischwasserbecken und Spreekanal.....	14
Abbildung 8: Gemessene Filterwiderstände an den vier Testfiltern im Jahr 2020 oben, und 2019 bis 2020 unten	18
Abbildung 9: Ergebnisse Gesamtcoliforme-Bestimmung in KBE/100 ml, box- whisker-Darstellung, oben maximal ein Wert pro Messtag, unten incl. alle Werte aus Intensivbeprobungen.....	20
Abbildung 10: Ergebnisse E. coli-Bestimmung in KBE/100 ml, box-whisker- Darstellung (Zielwert für gute Wasserqualität nach EU-Badegewässerrichtlinie 1.000 KBE/100 ml), oben maximal ein Wert pro Messtag, unten incl. alle Werte aus Intensivbeprobungen	21
Abbildung 11: Ergebnisse Intestinale Enterokokken-Bestimmung in KBE/100 ml, box-whisker-Darstellung (Zielwert für gute Wasserqualität nach EU- Badegewässerrichtlinie 400 KBE/100 ml), oben maximal ein Wert pro Messtag, unten incl. alle Werte aus Intensivbeprobungen.....	22
Abbildung 12: Ergebnisse Pseudomonas aeruginosa- Bestimmung in KBE/100 ml, box- whisker-Darstellung (Zielwert für Badeteiche 10 KBE/100 ml), oben maximal ein Wert pro Messtag, unten incl. alle Werte aus Intensivbeprobungen	23
Abbildung 13: Ergebnisse Phosphor-Gesamt-Bestimmung in mg/l, box-whisker- Darstellung	24
Abbildung 14: Ergebnisse Chlorophyll-a-Bestimmung in µg/l, box-whisker- Darstellung	24
Abbildung 15: Ergebnisse Phaeopigment-Bestimmung in µg/l, box-whisker- Darstellung	25
Abbildung 16: Ergebnisse Sauerstoffmessung in mg/l, box-whisker-Darstellung oben, zeitlicher Verlauf unten.....	25
Abbildung 17: Spreekanal, Anteil der Algenklassen am Gesamtbiovolumen oben, sowie Summe Biovolumen in mm ³ /l und Anteil am Gesamtpartikelvolumen	

(Differenz besteht aus organischen Partikeln, anorganische Partikel nicht mitgezählt) unten	26
Abbildung 18: Ablauf Frischwasserbecken, Anteil der Algenklassen am Gesamtbiovolumen oben, sowie Summe Biovolumen in mm ³ /l, Anteil am Gesamtpartikelvolumen (Differenz aus organischen Partikeln, anorganische Partikel nicht mitgezählt) und Aufenthaltszeit in Stunden unten	27
Abbildung 19: Ablauf Filter 1, prozentualer Anteil der Algenklassen am Gesamtbiovolumen oben, sowie Summe Biovolumen in mm ³ /l und prozentualer Anteil am Gesamtpartikelvolumen (Differenz besteht aus organischen Partikeln, anorganische Partikel nicht mitgezählt) unten	28
Abbildung 20: Ablauf Filter 2, prozentualer Anteil der Algenklassen am Gesamtbiovolumen oben, sowie Summe Biovolumen in mm ³ /l und prozentualer Anteil am Gesamtpartikelvolumen (Differenz besteht aus organischen Partikeln, anorganische Partikel nicht mitgezählt) unten	29
Abbildung 21: Ablauf Filter 3, prozentualer Anteil der Algenklassen am Gesamtbiovolumen oben, sowie Summe Biovolumen in mm ³ /l und prozentualer Anteil am Gesamtpartikelvolumen (Differenz besteht aus organischen Partikeln, anorganische Partikel nicht mitgezählt) unten	30
Abbildung 22: Ablauf Filter 4, prozentualer Anteil der Algenklassen am Gesamtbiovolumen oben, sowie Summe Biovolumen in mm ³ /l und prozentualer Anteil am Gesamtpartikelvolumen (Differenz besteht aus organischen Partikeln, anorganische Partikel nicht mitgezählt) unten	31
Abbildung 23: Individuendichten der Tiergruppen Zooplankton/ Meiofauna für die einzelnen Messstellen (lg-Skala)	33
Abbildung 24: Biomassen der Tiergruppen Zooplankton/ Meiofauna für die einzelnen Messstellen (lg-Skala).....	33
Abbildung 25: Präferenzen für Lebensräume von Zooplankton/Meiofauna in Kompartimenten: Anteile Individuendichte (oben) und Biomasse (unten). A – Ablauf, Ü - Überstand	34
Abbildung 26: Ernährungstypen für das Zooplankton/die Meiofauna in einzelnen Kompartimenten: Anteile an der Individuendichte (oben) und der Biomasse (unten). A – Ablauf; Ü – Überstand	35
Abbildung 27: Individuendichte (oben) und Biomasse (unten) des Zooplanktons im Spreekanal	36
Abbildung 28: Das Zooplankton im Filter 1 (Überstand): Individuendichte (oben) und Biomasse (unten).....	37
Abbildung 29: Das Zooplankton im Filter 1 (Ablauf): Individuendichte (oben) und Biomasse (unten).....	38

Abbildung 30:	Das Zooplankton im Filter 2 (Überstand): Individuendichte (oben) und Biomasse (unten).....	39
Abbildung 31:	Individuendichte (oben) und Biomasse (unten) des Zooplanktons im Überstand von Filter 3.....	40
Abbildung 32:	Individuendichte (oben) und Biomasse (unten) des Zooplanktons im Ablauf von Filter 3.....	41
Abbildung 33:	Individuendichte (oben) und Biomasse (unten) des Zooplanktons im Überstand von Filter 4.....	42
Abbildung 34:	Individuendichte (oben) und Biomasse (unten) des Zooplanktons im Ablauf von Filter 4. (Die Darstellung für den 29.4.2020 zeigt 10% jeder Tiergruppe)	43
Abbildung 35:	Individuendichte (oben) und Biomasse (unten) des Zooplanktons im Frischwasser	44
Abbildung 36:	Abundanzen und Taxazahlen auf den Filtersohlen im April, Juli und November 2020	56
Abbildung 37	Getrübter „Spreeblick“ am 15.09.2020 im Spreekanal auf Höhe der Testfilter	57
Abbildung 38:	Verlauf der Konzentrationen von E. coli während der ersten Intensivbeprobung im Juni 2020	58
Abbildung 39:	Verlauf der Konzentrationen der intestinalen Enterokokken während der ersten Intensivbeprobung im Juni 2020	59
Abbildung 40:	Verlauf der Konzentrationen der Gesamtcoliforme während der ersten Intensivbeprobung im Juni 2020	59
Abbildung 41:	Verlauf der Konzentrationen der Gesamtkeimzahl während der ersten Intensivbeprobung im Juni 2020	60
Abbildung 42:	Flächenbeschickung Filter 1 und Filter 3 während Simulationsversuche (m/d).....	61
Abbildung 43:	Simulationsversuche, sonstige Werte Zulauf, Temperatur, pH, Sauerstoff, CSB, Ammonium, LF	62
Abbildung 44:	Simulationsversuche, sonstige Werte - Filter 1: Temperatur, pH-Wert, Sauerstoff, Flächenbeschickung	63
Abbildung 45:	Simulationsversuche, sonstige Werte - Filter 3: Temperatur, pH-Wert, Sauerstoff, Flächenbeschickung	63
Abbildung 46:	Simulationsversuche, Leitfähigkeit/ CSB/ Ammonium - Filter 1	64
Abbildung 47:	Simulationsversuche, Leitfähigkeit/ CSB/ Ammonium - Filter 3.....	64
Abbildung 48:	MW Simulation – Filter 1 – E. coli	67

Abbildung 49:	MW Simulation – Filter 3 – E. coli	68
Abbildung 50:	MW Simulation – Filter 1 – Intestinale Enterokokken	69
Abbildung 51:	MW Simulation – Filter 3 – Intestinale Enterokokken	70
Abbildung 52:	MW Simulation – Filter 1 – Coliforme.....	71
Abbildung 53:	MW Simulation – Filter 3 – Coliforme.....	72
Abbildung 54:	MW Simulation – Filter 1 – Pseudomonas aeruginosa.....	73
Abbildung 55:	MW Simulation – Filter 3 – Pseudomonas aeruginosa.....	74
Abbildung 56	UV Wirkung auf Keime im Ablauf der Bodenfilter	76

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Liegezeiten des Schiffs am Versuchsstandort Spreekanal.....	8
Tabelle 2:	Bezeichnung der einzelnen Probenahmestellen mit verwendeten Nummerierungen und Abkürzungen	9
Tabelle 3:	Übersicht Betriebsphasen (Filterkombinationen) 2020 und Mischwasserereignisse.....	9
Tabelle 4:	Berechnungsgrundlagen Aufenthaltszeiten.....	12
Tabelle 5:	Versuchseinstellung Mischwassersimulation (Zielgrößen)	16
Tabelle 6:	Taxazahlen, Individuendichten und Biomassen von Zooplankton/Meiofauna in den einzelnen Messstellen. A – Ablauf, Ü - Überstand 32	
Tabelle 7:	Filter 1 – Makrozoobenthos auf der Sohle	45
Tabelle 8:	Filter 1 – Makrozoobenthos an der Wand	46
Tabelle 9:	Filter 2 – Makrozoobenthos auf der Sohle	47
Tabelle 10:	Filter 2 – Makrozoobenthos an der Wand	47
Tabelle 11:	Filter 3 – Makrozoobenthos auf der Sohle	48
Tabelle 12:	Filter 3 – Makrozoobenthos an der Wand	49
Tabelle 13:	Filter 4 – Makrozoobenthos auf der Sohle	49
Tabelle 14:	Filter 4 – Makrozoobenthos an der Wand	50
Tabelle 15:	FW1 – Makrozoobenthos auf der Sohle.....	51
Tabelle 16:	FW1 – Makrozoobenthos an der Wand.....	52
Tabelle 17:	FW2 – Makrozoobenthos auf der Sohle.....	52
Tabelle 18:	FW2 – Makrozoobenthos an der Wand.....	53
Tabelle 19:	FW3 – Makrozoobenthos auf der Sohle.....	54

Tabelle 20:	FW3 – Makrozoobenthos an der Wand.....	54
Tabelle 21:	Zusammenfassung der registrierten Mischwasserüberläufe 2020.....	57
Tabelle 22:	Mittlere Flächenbelastung und Kontaktzeiten im Porenvolumen der Filter 1 und Filter 3 während Simulationsversuche.....	61
Tabelle 23:	Höchstwerte Filter 1 im Zulauf und Ablauf sowie deren Verminderung ..	66
Tabelle 24:	Höchstwerte Filter 3 im Zulauf und Ablauf sowie deren Verminderung ..	66
Tabelle 25:	Vergleich globale Keimreduktionsraten 2019 und 2020 (Median)	77

1 Einleitung

Dieser Bericht umfasst das Betriebsjahr 2020. Im Zeitraum von April bis Oktober 2020 wurden die Testfilter im Spreekanal regelmäßig untersucht. Zwei der insgesamt vier Filter F 3 und F 4 waren erst im August 2019 neu eingerichtet worden.

Im Oktober 2020 wurden Versuche zur Simulation von Mischwassereinträgen durchgeführt.

2 Versuchsanlage

2.1 Allgemeines

Die Gestaltung der Testfilter mit ihren Geräten und Materialien ist in den zurückliegenden Berichten beschrieben worden. Im Folgenden werden Änderungen und die Ergebnisse des Betriebsjahres 2020 vorgestellt.

Wie in den zurückliegenden Jahren begannen die Arbeiten mit der Überführung der Anlage aus dem Winterquartier (Historischer Hafen) an den Versuchsstandort im Spreekanal. Hier wurden sie am 15.04.2020 am gewohnten Standort 50 m oberhalb des Wehres vor dem Flussbadgarten festgemacht. Das regelmäßige Qualitätsmonitoring mit Beprobung der Testfilter wurde vom 22.04.2020 bis zum 14.10.2020 durchgeführt. Zwischen dem 26.09.2020 und dem 23.10.2020 wurden Simulationsversuche durchgeführt, die weiter unten beschrieben werden. Am 02.12.2020 wurde die Anlage wieder zum Historischen Hafen überführt und für die Winterpause vorbereitet (vgl. Tabelle 1).

Da das Schiff, anders als bisher, mit dem Bug flussabwärts gerichtet in den Spreekanal gebracht und entsprechend am Liegeplatz festgemacht wurde, mussten im Frühjahr 2020 die Zu- und Ablaufleitungen zu den Filtern bzw. die Flusswasserpumpen auf die andere Seite verlegt werden. Dadurch sollte eine Rückvermischung des Filterablaufs in den Ansaugbereich der Zulaufpumpen vermieden werden. Diese Umbauten hatten keinen Einfluss auf die folgenden Untersuchungen.

Gegen Ende des regulären Untersuchungszeitraumes wurden ab dem 29.09.2020 bis zum 23.10.2020 zusätzliche Versuche mit Flusswasser durchgeführt, das mit mechanisch vorbehandeltem Schmutzwasser (aus KA Potsdam Nord) angereichert wurde, um Mischwassereinträge in die Spree zu simulieren. Zu diesem Zweck wurde das Schiff mit Lagerbehältern und Dosierpumpen ausgestattet.

Tabelle 1: Liegezeiten des Schiffs am Versuchsstandort Spreekanal

	Anfahrt	Abfahrt
2017	19. Juli	14. Dezember
2018	3. Mai	14. Dezember
2019	1. April	12. Dezember
2020	15. April	2. Dezember

2.2 Betriebseinstellungen

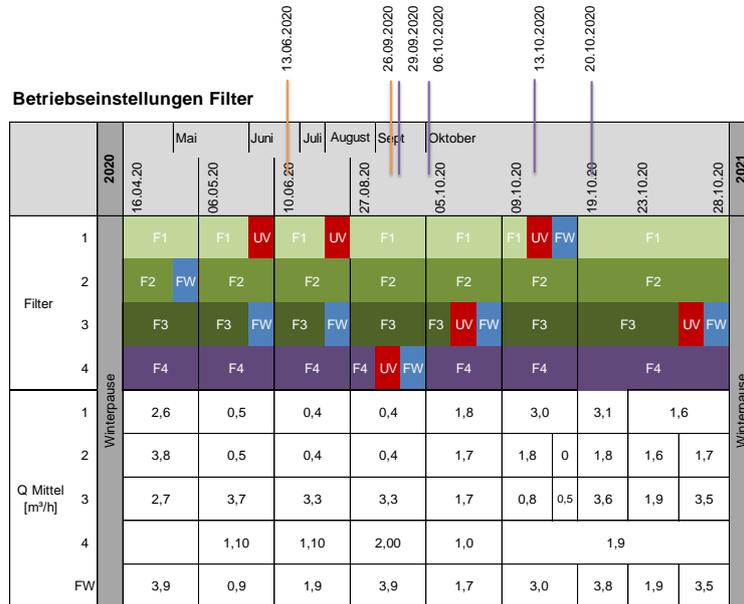
2.2.1 Allgemeines

In Tabelle 2 sind die verschiedenen Anlagenteile, die dazugehörigen Probenahmestellen und deren Kurzbezeichnungen dargestellt. Die Kurzbezeichnung wird auch in den folgenden Tabellen verwendet. Tabelle 3 stellt die benutzten Filterkombinationen vor.

Tabelle 2: Bezeichnung der einzelnen Probenahmestellen mit verwendeten Nummerierungen und Abkürzungen

Ort	Probenahmestelle	kurz	Ort	Probenahmestelle	kurz
1	Spreekanal	Zu	12	UV-Anlage Ablauf	UV
2	Muschelfilter Überstand	MF Ü	13	Sonstige	sonst
3	Muschelfilter Ablauf	MF ab	14	Ablauf Spree	ab
4	Filter 1 Überstand	F1 Ü	15	Filter 4 Überstand	F4 Ü
5	Filter 1 Ablauf	F1 ab	16	Filter 4 Ablauf	F4 ab
6	Filter 2 Überstand	F2 Ü	17	Monbijubrücke	MB
7	Filter 2 Ablauf	F2 ab	18	Schloßbrücke	SB
8	Filter 3 Überstand	F3 Ü	19	Jannowitzbrücke	JB
9	Filter 3 Ablauf	F3 ab	20	Filter 1 Zulauf	F1zu
10	Frischwasser	FW	21	Filter 3 Zulauf	F3zu
11	Frischwasser Ablauf	FW ab			

Tabelle 3: Übersicht Betriebsphasen (Filterkombinationen) 2020 und Mischwasserereignisse



- Legende:**
- FW Frischwasser
 - F1 Filter 1
 - F2 Filter 2
 - F3 Filter 3
 - F4 Filter 4
 - UV UV-Anlage
 - MU Muschelfilter
- ab 2019:
- Liapor 4/8 mm down flow
 - Lava 8/16 mm up flow
 - Kies 4/8 mm down flow
 - ARGEX 8/16 mm down flow
- Starkregen mit Intensivbeprobung
- Mischwasser Dosierversuche

2.2.2 Durchflussmengen und Flächenbeschickung

Im folgenden sind die hydraulischen Verhältnisse in den Filtern während des Untersuchungszeitraums von April bis Oktober dargestellt. Der Gesamtverlauf über den Betriebszeitraum 2020 findet sich im Anhang. Die absoluten Durchflüsse sind in Abbildung 1 dargestellt. Die Schwankungen ergeben sich teilweise daraus, dass sich die Durchflüsse nicht stabil einstellen ließen. Überhöhte Wasserstände oder Störungen in einem Behälter wirkten sich teilweise auf andere Behälter aus. Alle Parameter wurden vom Datenlogger in 15-Minuten Intervallen erfasst. In den Auswertungen werden Stunden oder Tagesmittelwerte dargestellt.

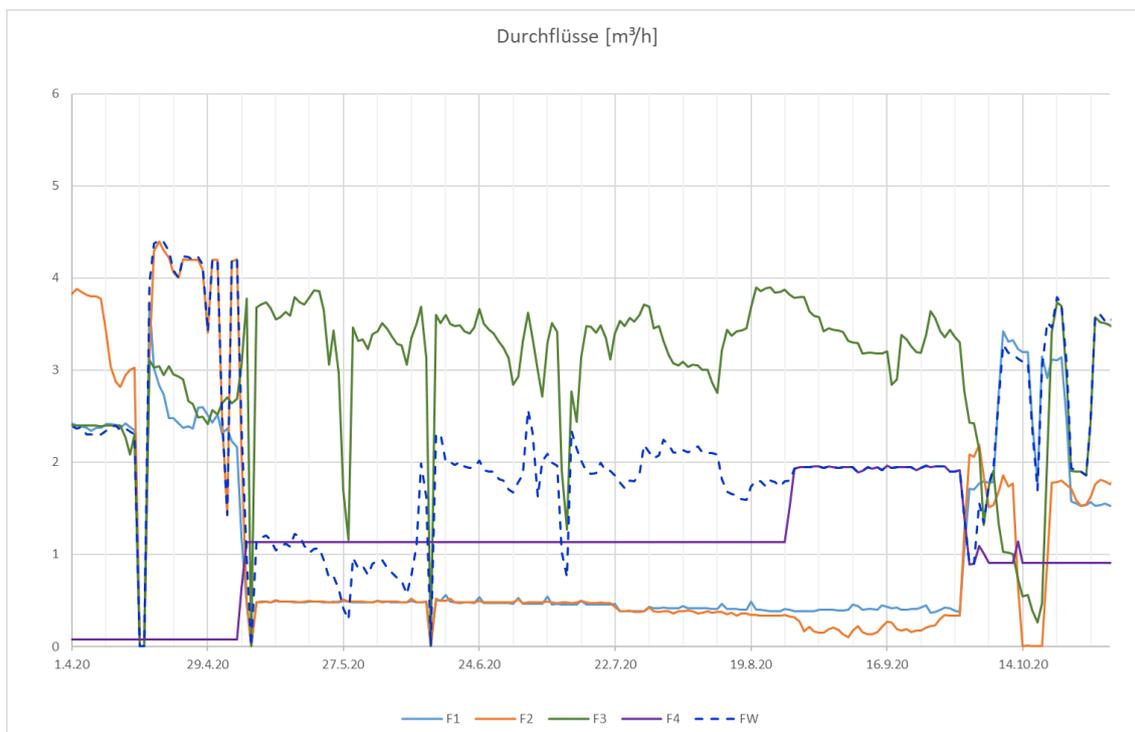


Abbildung 1: Durchflüsse der Filter und des Frischwasserbeckens im Untersuchungszeitraum 2020 (24-Stunden Mittelwerte)

Die Oberflächenbeschickung ist ein relevantes Auslegungskriterium für vertikal durchströmte Bodenfilter. Aus diesem Grund werden die täglichen Durchflüsse auf die Oberflächen umgerechnet. Es wurden Beschickungsraten zwischen 1 m/d und 9 m/d realisiert (vergl. Abbildung 2).

In Versuchszeitraum 2020 sollten die Filter 1 und Filter 2 im Vergleich zu den Vorjahren geringer belastet werden, um zu vergleichen, ob die damit verbundene längere Kontaktzeit mit dem Biofilm zu einer erhöhten Reinigungsleistung führt.

Die Filter 3 und Filter 4 wurden dagegen im Bereich des geplanten Bemessungswertes zwischen 7 m/d und 9 m/d belastet, da hier noch keine entsprechenden Erfahrungen vorlagen. Außerdem sollten hier möglichst schnell wegen des kurzen verbleibenden Untersuchungszeitraums potentielle Veränderungen des Filterwiderstandes beobachtet werden.

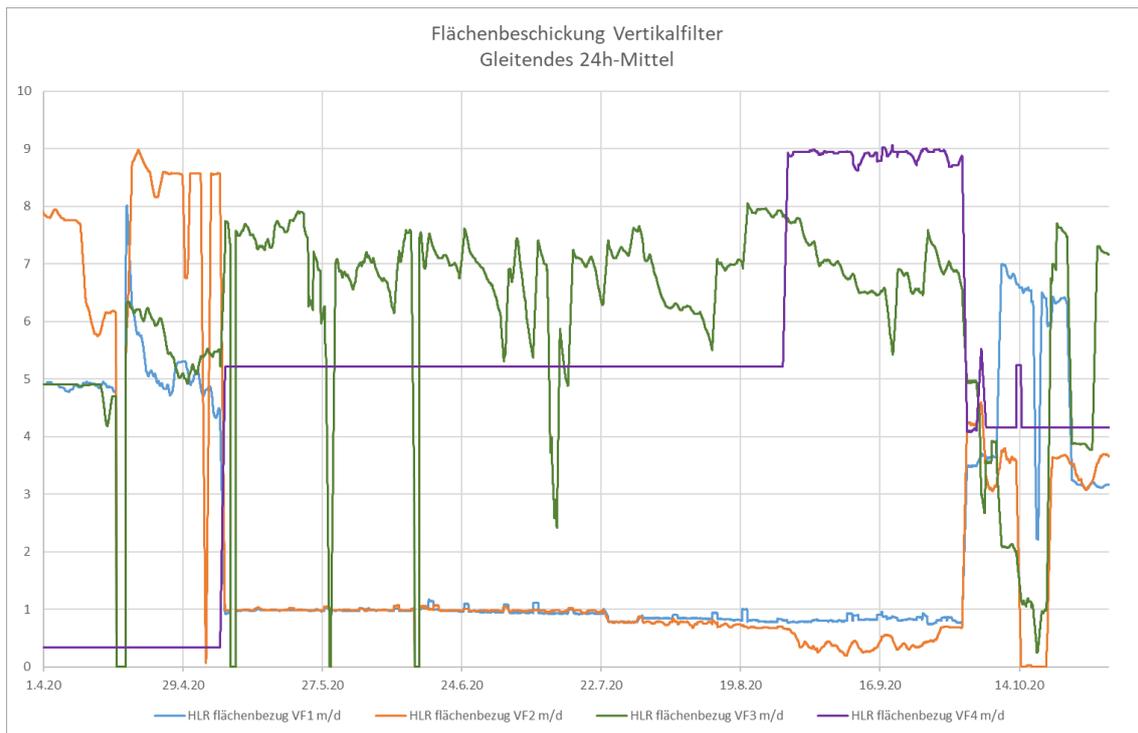


Abbildung 2: Flächenbeschickung während des Untersuchungszeitraums 2020

Abbildung 3 vergleicht anhand der kumulierten Flächenbeschickung im Gesamtzeitraum, d.h. der jährlichen Stapelhöhe, die hydraulische Gesamtbelastung der Filter. Filter 4 wurde erst mit Beginn des Untersuchungszeitraums 2020 voll belastet. Die unterschiedlichen Stapelhöhen sind hinsichtlich der Bewertung der potenziellen Filterkolmation mit Detritus oder Algen zu berücksichtigen (Frachtbetrachtung).

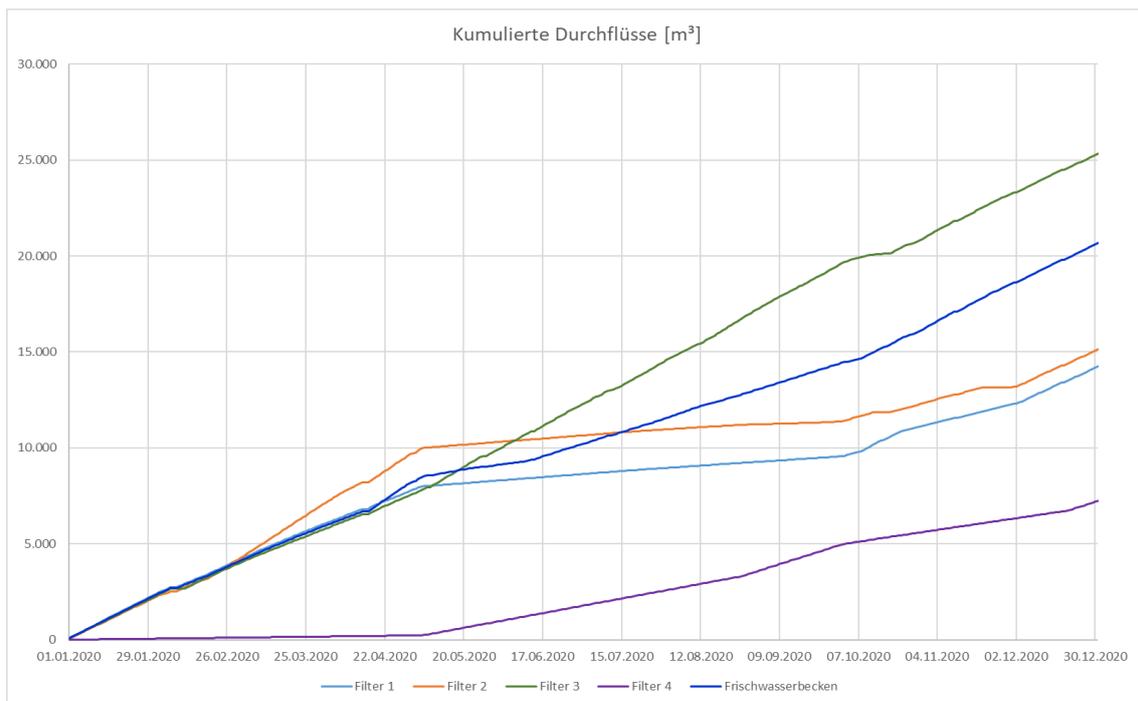


Abbildung 3: Durchflüsse im gesamten Betriebsjahr 2020, kumuliert

2.2.3 Aufenthaltszeiten und Sichttiefen

Soweit es sich um grobporige eingestaute Biofilter handelt, deren Wirkung auf dem im gesamten Filtermaterial verteilten Biofilm beruht, ist die Filteraufenthaltszeit bzw. Kontakt- oder auch Reaktionszeit für den Reinigungserfolg maßgebend. Die Grundlagen für die Berechnung der Aufenthaltszeiten in den Filtern ist in Tabelle 4 dargestellt.

Tabelle 4: Berechnungsgrundlagen Aufenthaltszeiten

	Oberfläche	Filtermaterial Tiefe	Volumen Filterkörper	Porenanteil	Porenvolumen	Überstand	Wasservolumen
	m ²	m	m ³	%	m ³	m	m ³
Filter 1	11,75	1,07	12,6	32,7%	4,1	0,51	10,1
Filter 2	11,75	1,1	12,9	48,2%	6,2	0,53	12,5
Filter 3	11,75	1,04	12,2	39,0%	4,8	0,3	8,3
Filter 4	5,2	1,49	7,7	39,2%	3,0	0,26	4,4
Frischwasser	35,2	0	0,0	100,0%	0,0	1,96	69,0

Für die Bemessung von biologischen Filtern bzw. Raumfiltern ist das Brutto Reaktorvolumen bzw. *Empty Bed Volume* (EBV) ein Kriterium. Dieses ist in Abbildung 4 dargestellt. Während Filter 1 und 2 im Untersuchungszeitraum in der Regel mit Kontaktzeiten von mindestens 24 Stunden bezogen auf das EBV betrieben wurden, lagen diese bei den Filtern 3 und 4 im Bereich von 4 bis 8 Stunden.

Bei Betrachtung der Reinigungsprozesse ist ein Bezug zum Porenvolumen wichtig. Daraus ergibt sich die tatsächliche Kontaktzeit mit dem Biofilm. Vergleich Abbildung 5. Bei der Filterbemessung und auch bei der Bewertung der Reinigungsleistung muss also auch die Filterkörnung berücksichtigt werden. Die minimalen Kontaktzeiten im Untersuchungszeitraum lagen hier bei 1 Stunde in den Filtern 3 und 4.

Bei der Auswertung von Tracerversuchen ist dagegen die Gesamtaufenthaltszeit im Reaktorbecken entscheidend. Hier spielt sowohl das Porenvolumen als auch das Volumen im Filterüberstand und in der Drainage bzw. Filterstützschicht eine große Rolle für den Verlauf der Tracerfunktion.

Für das Frischwasserbecken wurde eine Aufenthaltszeit von 24 Stunden angestrebt. Diese Zeit wurde in der Vorstudie veranschlagt, um dem Sekundärwachstum und dem Ansiedeln von Algen im Schwimmbereich entgegenzuwirken. Im Untersuchungszeitraum sollten die Auswirkungen längerer Stagnationszeiten verifiziert werden, wie bereits in 2019 getestet. Die im Betrieb eingestellten Aufenthaltszeiten sind in Abbildung 6 dargestellt.

Die Messung der Sichttiefe als unmittelbarer Wirkungsparameter wurde jeweils zum Zeitpunkt der Probenahme mithilfe einer Secchi-Scheibe durchgeführt. Es ist zu beachten, dass die messbare Sichttiefe als Folge der größeren Wassertiefe im Spreekanal weit über der im Frischwasserbecken gemessenen liegt (vergl. Abbildung 7).

Im Oktober wurde der reguläre Betrieb eingestellt bzw. die Betriebsführung wurde durch die Mischwasserversuche überlagert. Filter 2 musste dazu zeitweilig außer Betrieb genommen werden. Lediglich Filter 1 und 3 wurden in diese Versuche mit intensiver Be-
probung einbezogen.

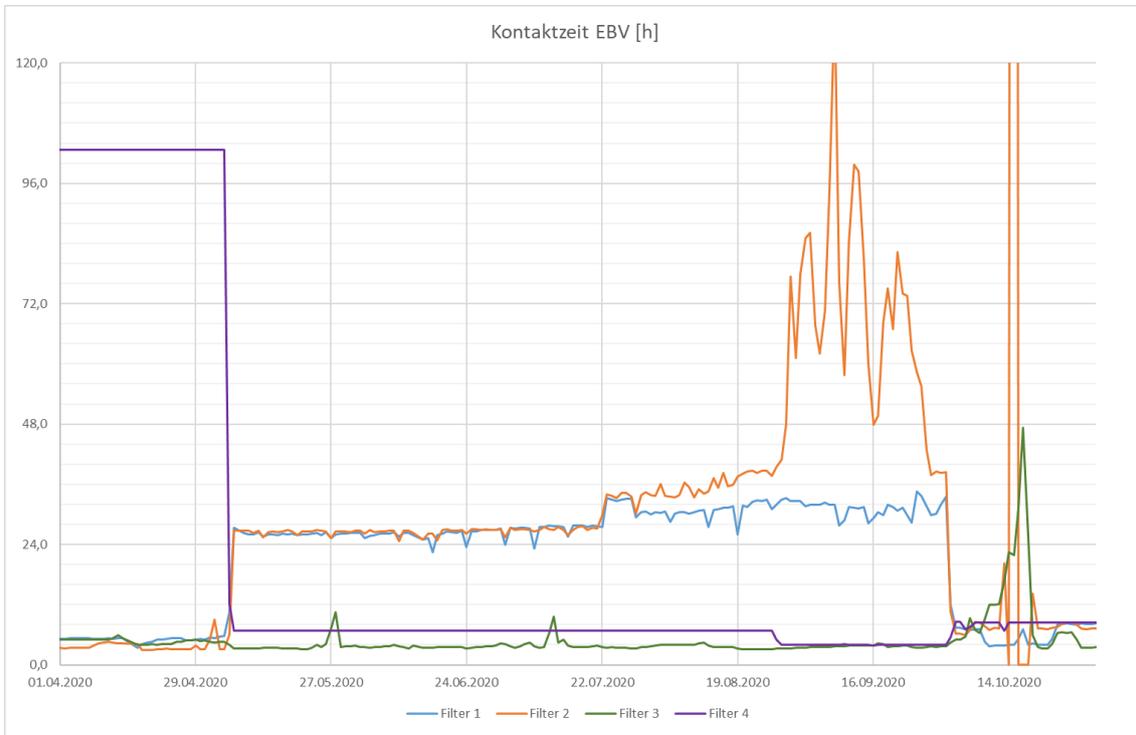


Abbildung 4: Kontaktzeit bezogen auf das *Empty Bed Volume* (EBV) der Filterkörper

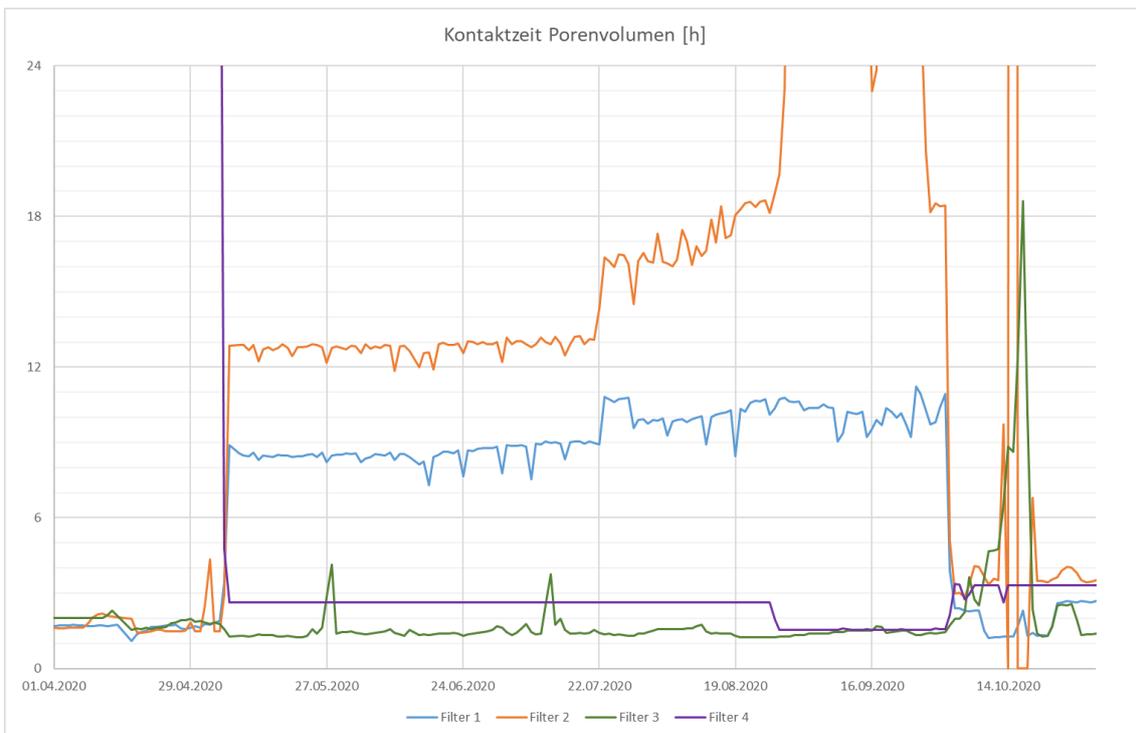


Abbildung 5: Kontaktzeit bezogen auf das Porenvolumen (PV) der Filterkörper

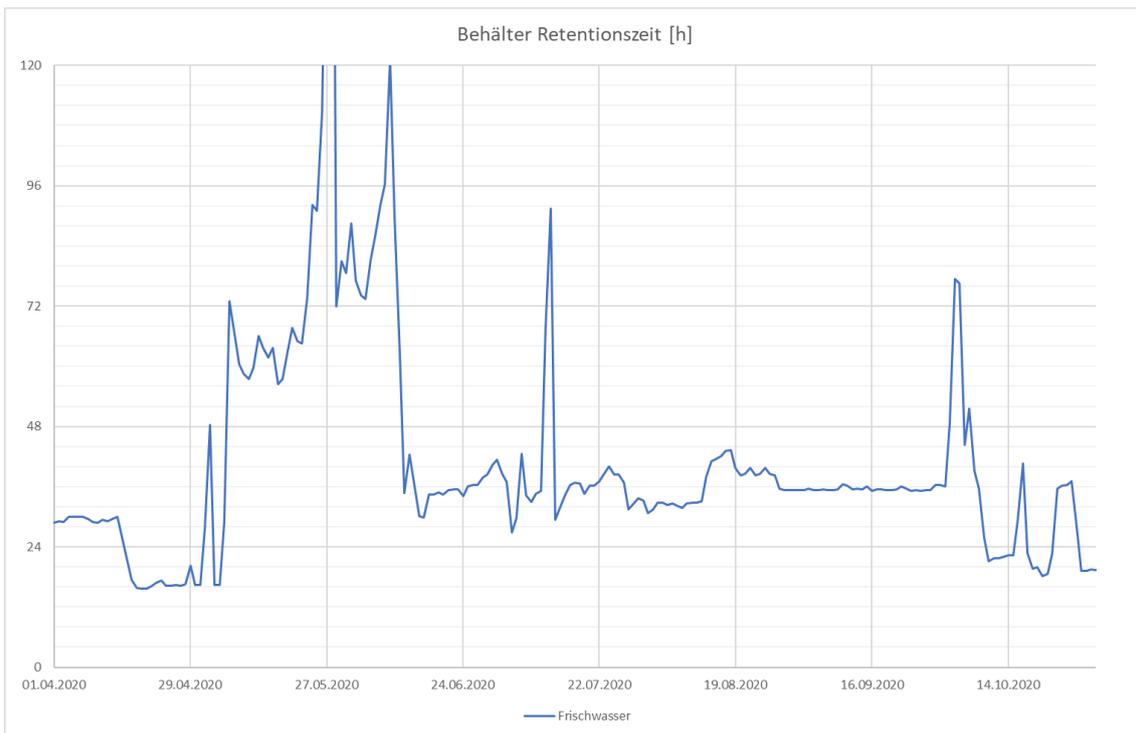


Abbildung 6: Aufenthaltszeiten im FW-Becken

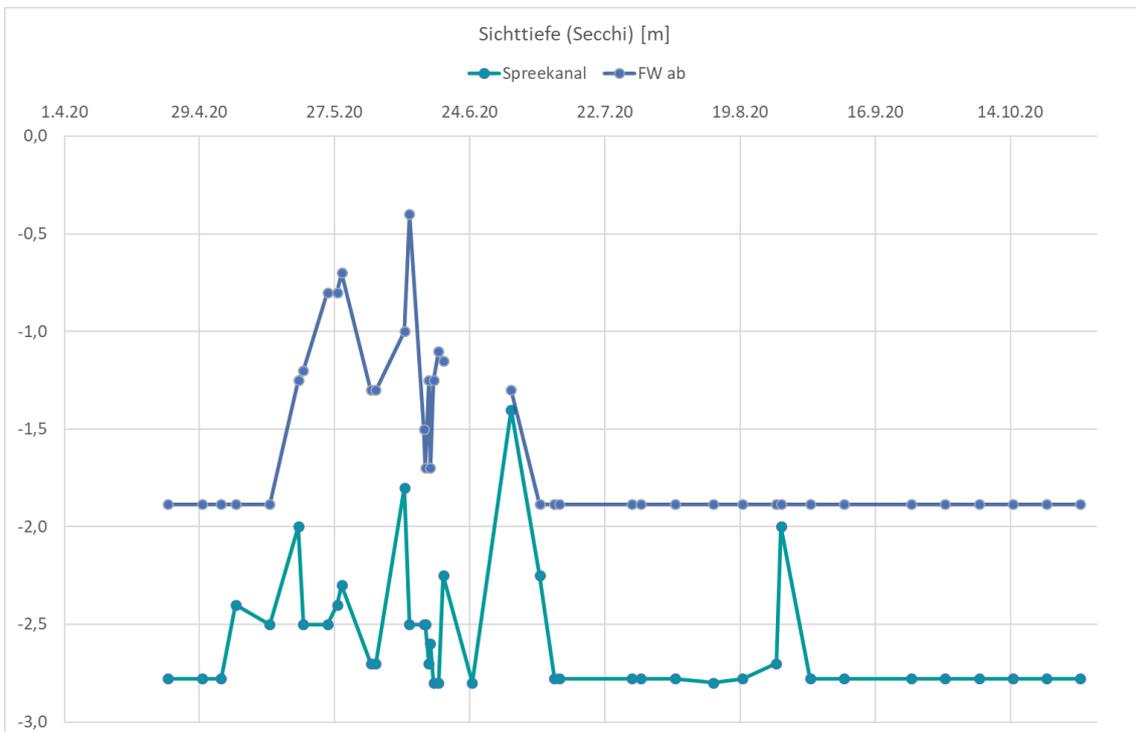


Abbildung 7: Sichttiefen in Frischwasserbecken und Spreekanal

2.3 Simulationsversuche Mischwasserentlastung

2.3.1 Versuchsaufbau

Zum Ende des Betriebsjahres 2020 wurde deutlich, dass wiederum nur wenige kleinere Mischwasserentlastungen in die Spree bzw. den Kanal vorlagen. Deshalb sollten zusätzliche Versuche zur Simulation durchgeführt werden. Ziel war die Feststellung der von der Reaktionszeit abhängenden Eliminationsleistung für mikrobiologische Parameter als Basis für die Bemessung des erforderlichen Filterbettvolumens.

Für die Versuche wurden die Filter 1 (Blähton, 4/8 mm, unbepflanzt) und Filter 3 (Kies, 4/8 mm, bepflanzt) ausgewählt.

Zunächst wurde die benötigte Infrastruktur an Rohleitungen, Sammelbehältern und Dosierpumpen auf dem Schiff installiert. Der Aufbau der Versuche erfolgte insgesamt über zwei Wochen. Ein Teil des eingesetzten Materials und der eingesetzten Technik wurde dankenswerterweise von der TU Berlin, Fachbereich Siedlungswasserwirtschaft zur Verfügung gestellt.

Die Planungen sahen vor, dass einmal wöchentlich Abwässer aus dem Ablauf einer Vorklärung einer Kläranlage angeliefert werden und dann zeitnah über 12 Stunden in die Zuläufe der entsprechenden Filter zugegeben wird. Um die Abwässer bis zur Einleitung lagern zu können, wurden auf der Testfilteranlage zwei IBC Container mit jeweils einem Fassungsvermögen von 1 m³ installiert. Für die Einleitungen mussten teilweise neue Rohre verlegt werden. Zur Dosierung wurden Schlauchdosierpumpen mit Frequenzumwandler angeschlossen und programmiert. Im Steuerschrank der Testfilteranlage mussten zwei zusätzliche Abgänge installiert werden, an die die Dosierpumpen zwecks Synchronisation mit den Flusspumpen anzuschließen waren.

Um eine ähnliche Konzentration von verunreinigtem Schmutzwasser im Zulauf der Filter zu erzielen wie bei realen Mischwasserentlastungsereignisse zu erwarten wäre, wurde eine Volumenverhältnis für die Dosierung von ca. 1 Teil Schmutzwasser: 100 Teilen Mischwasser eingestellt. Bereits während des Aufbaus erfolgten Vorversuche mit Flusswasser und einige Tracerversuche mit dem Fluoreszenzfarbstoff Uranin, um die Konzentration bzw. die Verteilung des zudosierten Schmutzwassers nachvollziehen und überprüfen zu können.

Die Durchführung der Versuche erfolgte nach einem zuvor festgelegten Schema, um die einzelnen Daten aus den unterschiedlichen Wochen möglichst gut vergleichen zu können. Es wurde festgelegt, dass die Filterleistung in Abhängigkeit von verschiedenen Filterbelastungen [m/d] getestet werden soll. Die Änderung bzw. Einstellung dieser Belastungen erfolgte wöchentlich vor der Einleitung des Schmutzwassers durch die Vorgabe verschiedener Takt- und Förderzeiten der Zulaufpumpen.

Bei der Planung der Versuche wurde davon ausgegangen, dass zum einen nicht genügend Kapazitäten zur Lagerung der Abwässer auf dem Schiff vorhanden sind, und zum anderen, dass es nicht gut für die Funktionstüchtigkeit des Filters sei, innerhalb kürzester Zeit von einer geringen Belastung (z.B. 1 m/d) auf eine hohe (z.B. 7 m/d) umzustellen. Dementsprechend sah die Konzeption eine gegenläufige Belastungseinstellung vor (vergl. Tabelle 5).

Hierzu wurden zwei 1-m³-Container (sog. IBC) an Deck der Anlage aufgestellt, aus denen vorbehandeltes kommunales Schmutzwasser in die Zuläufe von Filter 1 und Filter 3 dosiert werden konnte.

Die IBC wurden zu diesem Zweck viermal zwischen dem 29.09.2020 und dem 23.10.20 immer Montags mit frisch angeliefertem, vorgeklärtem Abwasser befüllt. Restmengen aus der Vorwoche wurden jeweils wieder abgefahren.

Tabelle 5: Versuchseinstellung Mischwassersimulation (Zielgrößen)

Nr.	KW	Datum	Filter 1 Belastung [m/d]	Filter 3 Belastung [m/d]
1	41	29.09- 02.10.20	1	7
2	42	06.10- 09.20.20	3,5	3,5
3	43	13.10- 18.10.20	7	1
4	44	20.10- 23.10.20	7	7

Begleitend zu den Simulationsversuchen wurden Tracer-Versuche mit Uranin durchgeführt, um die Funktion der Schmutzwasserbeimischung in den Filterzulauf überprüfen zu können.

2.3.2 Datenauswertung

Die Auswertungen der genommenen Proben erfolgte analog zu den Intensivbeprobungen durch das bereits mit den Analysen des Filterbetriebs beauftragte Labor. Zur Beurteilung der Filterleistung und Eliminationsraten wurden sowohl Proben im Zulauf der Filter als auch im Ablauf genommen.

Untersucht wurden diese auf die Parameter E. coli [KBE/100 ml], Intestinale Enterokokken [KBE/100 ml], Coliforme Keime [KBE/100 ml], Koloniezahl [KBE/ml], sowie Pseudomonas aeruginosa. In den ersten drei Versuchswochen erfolgte zudem die Untersuchung der CSB Konzentration [mg/l], in der vierten und somit letzten Woche der Versuchsdurchführung wurde stattdessen die Ammonium Konzentration [mg/l] ermittelt, um die Vergleichbarkeit mit regulären Mischwasserzusammensetzungen prüfen zu können.

Zudem wurde das Schmutzwasser in den Lagebehältern vor der Mischung mit Flusswasser mit dem bereits erwähnten Tracerstoff Uranin versetzt. Parallel zu den Probenahmen konnte somit anhand der vor Ort messbaren Uraninkonzentration [µg/l] die Durchmischung bzw. Durchströmung nachvollzogen werden.

Aufgrund vielfältiger Probleme mit dem Labor und der nicht rechtzeitig verfügbaren Analysen konnte zwischendurch keine Optimierung der Versuche bzw. der Messbereiche vorgenommen werden. Erst gegen Ende der Versuche wurde bspw. der Messbereich für die Bestimmung von E. coli im Zulauf angepasst.

Somit enthalten die Daten aus den ersten Wochen insbesondere der hochbelasteten Zuläufe nur Angaben, dass der entsprechende Wert über der Bestimmungsgrenze (> 35.000 KBE/100 ml) liegt. Die Filterwirkung lässt sich somit wider Erwarten nicht quantitativ sondern nur qualitativ beschreiben, da zur Berechnung der Eliminierungsraten wichtige Eingangsgrößen wie die entsprechenden Konzentrationen im Zulauf fehlen.

Die Ergebnisse dieser Versuche sind in Kapitel 3.5 zusammengestellt.

3 Ergebnisse Monitoring

3.1 Hydraulische Filterleistung

Die hydraulische Leistungsfähigkeit der Filter kann über den resultierenden Druckverlust überwacht werden. Dieser verändert sich vor allem infolge von Ablagerungen und Biomassewachstum (Biofilm und Wurzelwerk von Makrophyten) im Porenraum und ggf. an der Filteroberfläche. Im Extremfall können die Poren sich soweit zusetzen, dass bei gegebenem Druck kein Durchfluss mehr möglich ist. Derartige Kolmationen sind in der Regel irreversibel. Sie gilt es in jedem Fall zu vermeiden.

Insofern ist die Beobachtung der bislang im Filter zurückgehaltenen Feststoffe sinnvoll. Hierzu ist eine Frachtbilanz erforderlich. Allerdings sind Volumen und Zusammensetzung der zurückgehaltenen Stoffe dabei von großer Bedeutung. Organisches Material kann im Filter abgebaut werden, wohingegen anorganische Substanzen akkumulieren. Zudem unterscheiden sich Algen, Detritus und anorganische Schwebstoffe in Partikelform und Dichte, wodurch sie sehr verschieden in Wechselwirkung mit dem Filter und seinem Porenraum treten. Anhand der Massenkonzentration abfiltrierbarer Stoffe (AFS) kann diese Abschätzung also nicht in Gänze erfolgen.

Im Idealfall stellt sich im Laufe des Betriebs ein Gleichgewicht ein. D.h., in Abhängigkeit von Porengröße, Temperatur, biologischer Aktivität und Wasserzusammensetzung lässt sich eine bestimmte Wassermenge pro Jahr filtrieren. Die zurückgehaltenen Feststoffe werden soweit abgebaut, dass es nicht zum Anstieg des Filterwiderstandes kommt.

Die gemessenen Filterwiderstände im gesamten Jahresverlauf sind in Abbildung 8 dargestellt.

In den ersten drei Wochen nach Inbetriebnahme zeigten die Filter 1 und 2 Filterwiderstände von 4 cm bis 5 cm. Im übrigen Verlauf der Untersuchungen blieben die Filterwiderstände stets im Bereich unter 2 cm. Filter 4 blieb während der gesamten Untersuchungszeitraums im Bereich unterhalb von 2 cm. In den meisten Fällen konnte kein Filterwiderstand festgestellt werden ($< 0,5$ cm). Filter 3 zeigte zwischen Mai und Dezember einen Anstieg des Filterwiderstands auf 24 cm an.

Besonders während der Simulationsversuche (29.09.2020 - 10.10.2020) ist ein starker Anstieg des Filterwiderstands in Filter 3 zu erkennen, der sich aber bis zum Jahresende fortsetzte.

Filter 3 wurde ganzjährig mit rund 25.000 Kubikmetern Flusswasser beschickt (vergl. Abbildung 3). Dies entspricht einer Stapelhöhe von 2.156 m bzw. einer Flächenbelastung von durchschnittlich 5,9 m/d. Die spezifische Flächenbelastung lag damit bei Filter 3 in 2020 rund doppelt so hoch wie bei den übrigen Filtern. Das gilt sowohl für die hydraulische als auch grob betrachtet für die stoffliche Belastung, wobei Filter 1 und 3 in die kurzen Simulationsversuche eingebunden waren und Filter 4 erst ab Frühjahr betrieben wurde.

Bei der Bewertung der hydraulischen Leistungsfähigkeit der Filter sind die Versuche aus den Vorjahren mit einzubeziehen. Grundsätzlich ist hier ein möglichst langjähriger Betrieb zu beobachten, weshalb die Filter auch über das gesamte Jahr weiter betrieben wurden und nicht nur im eigentlichen Untersuchungszeitraum während der sommerlichen Badesaison.

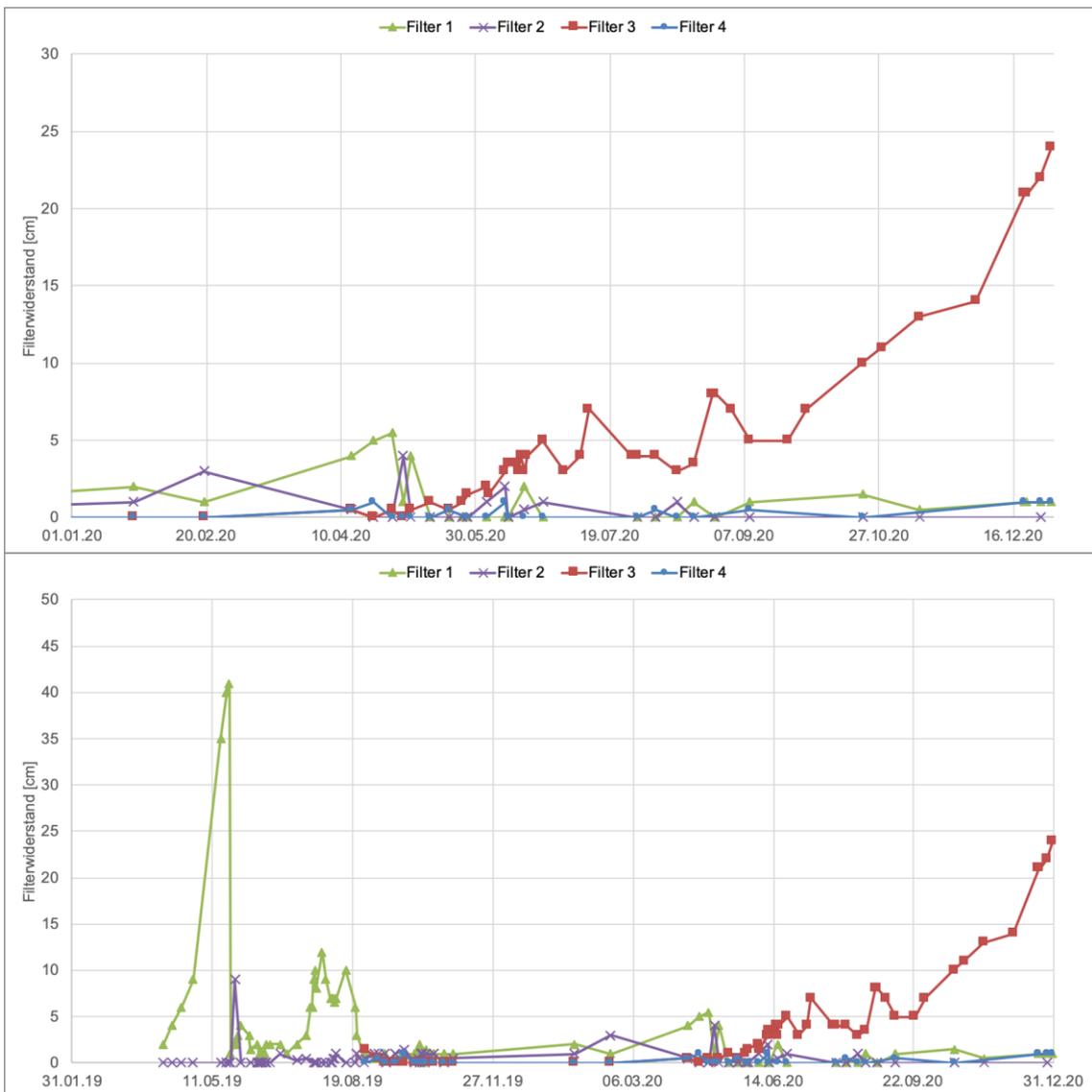


Abbildung 8: Gemessene Filterwiderstände an den vier Testfiltern im Jahr 2020 oben, und 2019 bis 2020 unten

3.2 Ergebnisse aus regelmäßigen Beprobungen

3.2.1 Allgemeines

Ab dem 22.04.2020 wurden wöchentlich (mittwochs) Proben aus dem Spreekanal, den Filterabläufen sowie den Abläufen der UV-Anlage und des Frischwasserbeckens genommen. Die Betriebsführung zum jeweiligen Zeitpunkt ist Abschnitt 2.2 zu entnehmen.

Wie in den Vorjahren wurden in zweiwöchigen Abständen zusätzlich Proben zur Bestimmung des Phytoplanktons genommen. In vierwöchigen Abständen wurden die Filterabläufe sowie der Filterüberstau auf Zooplankton untersucht.

Bei der Beurteilung der Ergebnisse sind die Belastungen aus Mischwasserereignissen am 13.06.2020 und 26.09.2020 sowie durch die im Oktober durchgeführten Simulationsversuche mit Abwasser zu berücksichtigen. Die Simulationsversuche sind gesondert ausgewertet (vergl. Abschnitt 3.5).

3.2.2 Mikrobiologische Parameter

Die Ergebnisse der Bestimmung der mikrobiologischen Parameter sind nachfolgend als box-whisker Darstellung eingefügt (Abbildung 9 bis Abbildung 12). Die berechneten Log-Reduktionsraten könnten tatsächlich eher größer sein, da die Berechnung bei Unterschreitung der Bestimmungsgrenze von hier 15 KBE/100 ml nur eine Schätzung sein kann.

Es wurden jeweils alle Analysenergebnisse aus dem Untersuchungszeitraum 2020 verwendet, sowohl aus den Zeiten der Regelbeprobung, als auch bei den Intensivprobenahmen bei Mischwasserabschlag und den Sonderversuchen mit Zugabe von mechanisch vorgereinigtem Abwasser. Die Ergebnisse sind jeweils getrennt in zwei Bildern dargestellt.

Die Begründung für die gemeinsame Darstellung ist eine Übersicht über das Messspektrum und, dass im Extremfall ja durchaus sechs Mischwasserereignisse (hier zwei echte und vier simulierte) pro Jahr vorkommen könnten. Allerdings ist die Anzahl Probenahmen dann nicht repräsentativ (nicht gleich oder zufällig verteilt und die Intensivbeprobungen bekommen dadurch ein Übergewicht). Es ist somit eine *worst-case* Betrachtung.

Erstmalig wurde im Jahr 2020 *Pseudomonas aeruginosa* untersucht. Während dieser Parameter im Flusswasser zuvor nicht nachgewiesen wurde, war das Vorkommen von *P. aeruginosa* in Filter 3 auffällig. Hier kam es offenbar zu einer Kontamination. Als Ursache kommt evtl. die Besiedlung mit Teichhühnern in diesem Filter in Frage. Diese bildeten ein verstecktes Nest zwischen den Pflanzen und es wurden zahlreiche Küken ausgebrütet. Nicht alle Küken wurden flügge, denn es wurden mindestens zwei abgestorbene Küken entdeckt. Es ist nicht sicher, ob alle entfernt werden konnten. Solche Reste könnten einen Nährboden für bestimmte Keime bieten.

Für diese Vermutung spricht, dass die gleichen Keime nicht in dem benachbarten, vergleichbar strukturierten und ebenfalls mit Makrophyten bepflanzten Filter 4 aufgetreten sind. Hier wurden keine Wasservögel beobachtet.

Die Abflusswerte der nachgeschalteten UV-Anlage lagen bezüglich der Indikatororganismen E. coli und intestinale Enterokokken in 90% der Proben unterhalb der Bestimmungsgrenze. Werte über der Bestimmungsgrenze wurden nur vereinzelt für E. coli aber stets im Bereich < 100 KBE/100 ml festgestellt (Ausnahme kurzzeitig während der Simulationsversuche immer noch unter dem Grenzwert für „sehr gute“ Gewässerqualität 500 KBE/100 ml) (Daten nicht gezeigt).

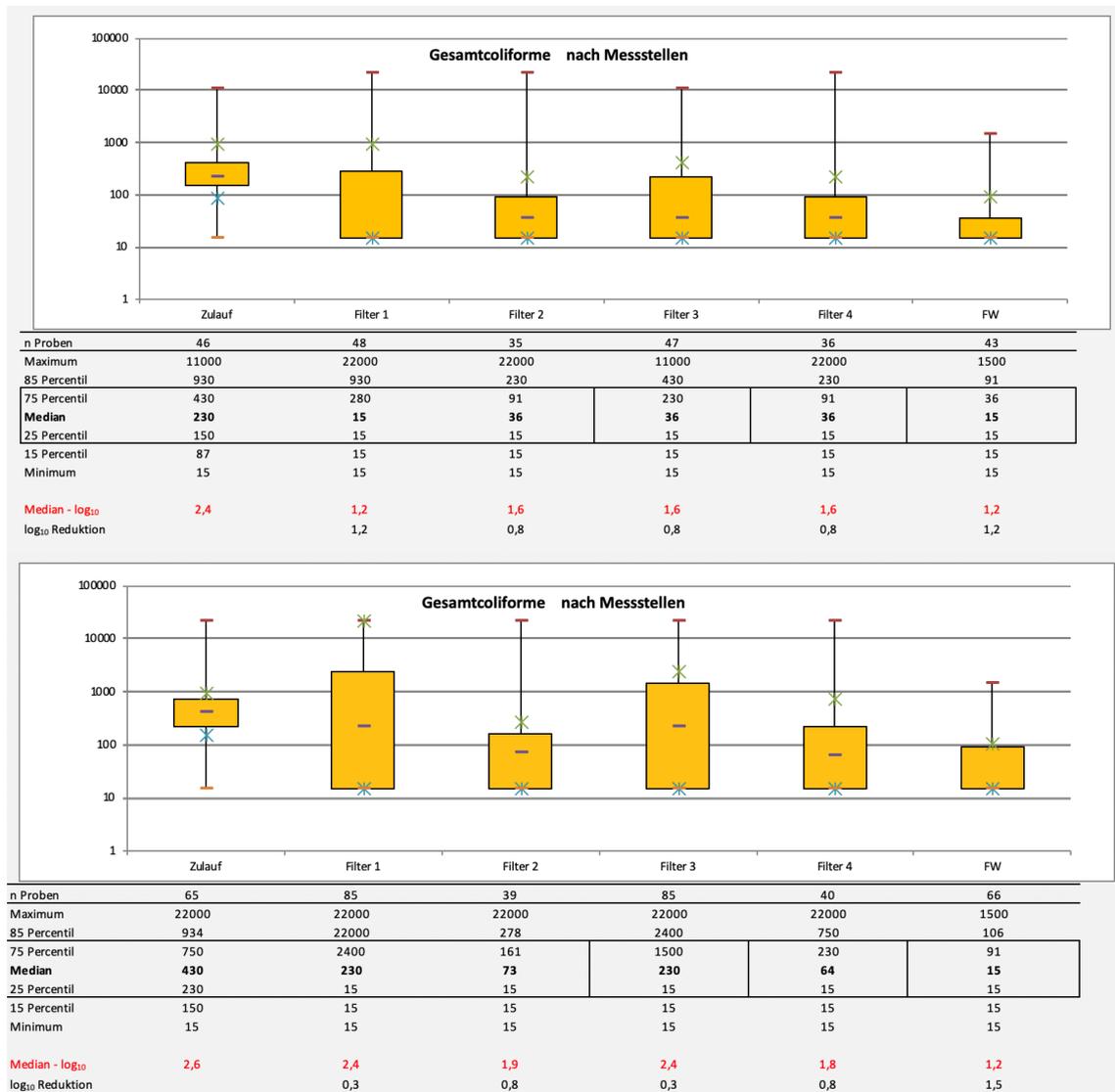


Abbildung 9: Ergebnisse Gesamtcoliforme-Bestimmung in KBE/100 ml, box-whisker-Darstellung, oben maximal ein Wert pro Messtag, unten incl. alle Werte aus Intensivbeprobungen

Die geringsten Konzentrationen an Gesamtcoliformen Bakterien wurden im Frischwasserbecken gemessen. Die mediane Konzentration lag rund 1,2 log Stufen unterhalb der Flusswasserkonzentration (oben, ohne Intensivbeprobung).

Filter 1 und 2 wurden hydraulisch vergleichbar gering belastet. Filter 1 weist ohne die Werte aus den Simulationsversuchen die höchste mediane Reinigungsleistung von 1,2 log Stufen auf.

Die übrigen Filter schafften unabhängig von der hydraulischen Belastung jeweils etwa 0,8 log Stufen. Das heißt, der grobporige Filter 2 war trotz geringerer Belastung nicht besser als die beiden doppelt so hoch belasteten bepflanzten Filter 3 und 4.

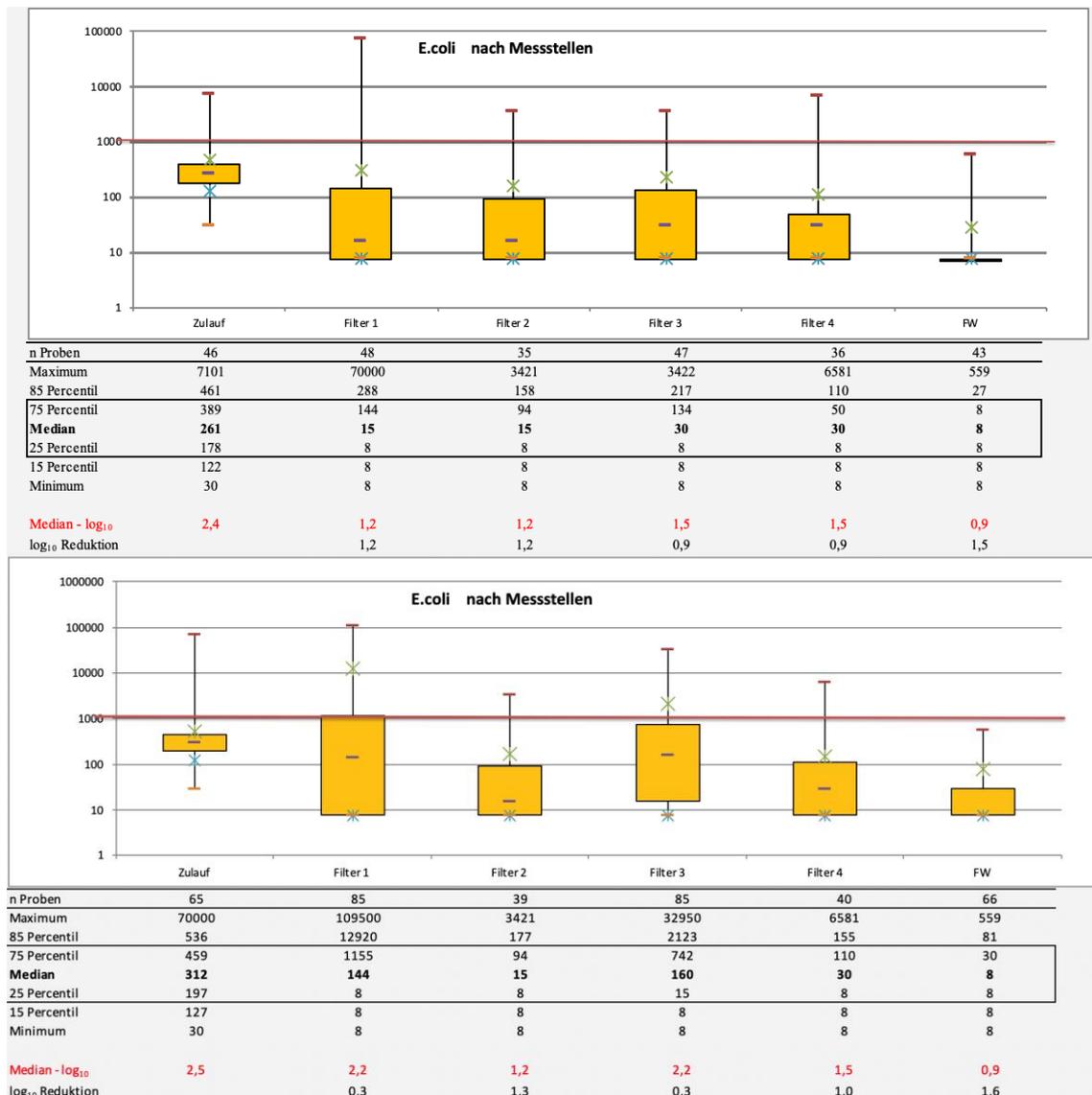


Abbildung 10: Ergebnisse E. coli-Bestimmung in KBE/100 ml, box-whisker-Darstellung (Zielwert für gute Wasserqualität nach EU-Badegewässerrichtlinie 1.000 KBE/100 ml), oben maximal ein Wert pro Messtag, unten incl. alle Werte aus Intensivbeprobungen

E. coli gilt als maßgeblicher Belastungsindikator. Dieser wurde in allen Filtern zwischen 1,2 und 0,9 log stufen reduziert. Die Gesamtreduktion im Frischwasserbecken betrug dann 1,5 log Stufen (zeitweise mit zwischengeschalteter UV-Anlage betrieben, vergl. Tabelle 3).

Stoßbelastungen (vergl. Filter 1 und 3, unten) führten hier zu einer Verringerung der durchschnittlichen Reinigungsleistung.

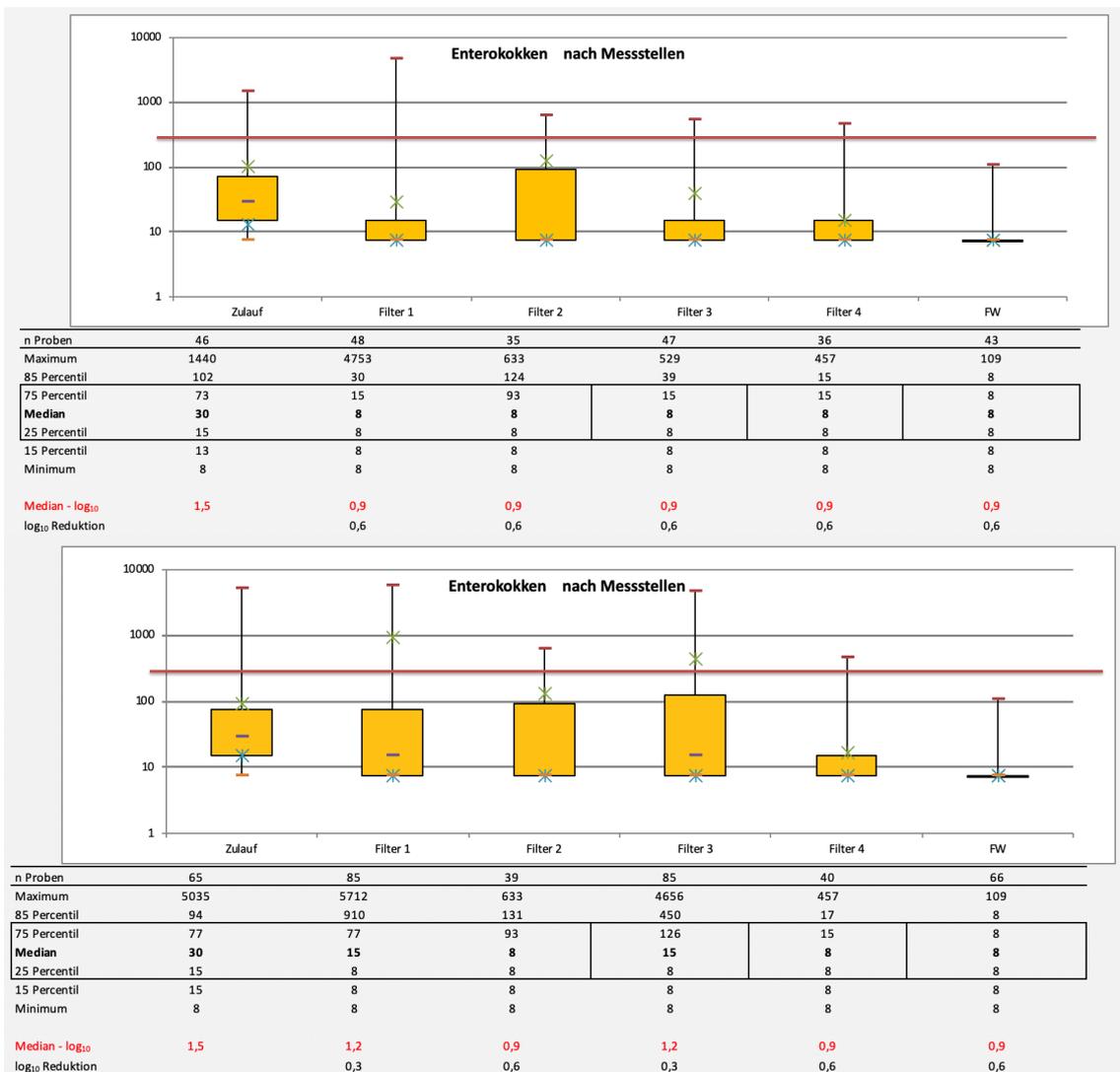


Abbildung 11: Ergebnisse Intestinale Enterokokken-Bestimmung in KBE/100 ml, box-whisker-Darstellung (Zielwert für gute Wasserqualität nach EU-Badegewässerrichtlinie 400 KBE/100 ml), oben maximal ein Wert pro Messtag, unten incl. alle Werte aus Intensivbeprobungen

Die Reinigungsleistung kann hier nicht sinnvoll ausgewertet werden, da die 15 KBE Bestimmungsgrenze sehr häufig unterschritten wurde. Dadurch könnten die tatsächlichen Reduktionen viel größer sein. Tendenziell weist Filter 2 im Normalbetrieb hier die höchsten Ablauf-Werte auf.

Auffällig ist hier, wie bei den anderen Parametern auch schon, die geringe Streuung der Werte in dem Frischwasserbecken, vermutlich verursacht dadurch, dass zeitweise mit zwischengeschalteter UV-Anlage betrieben wurde, vergl. Tabelle 3.

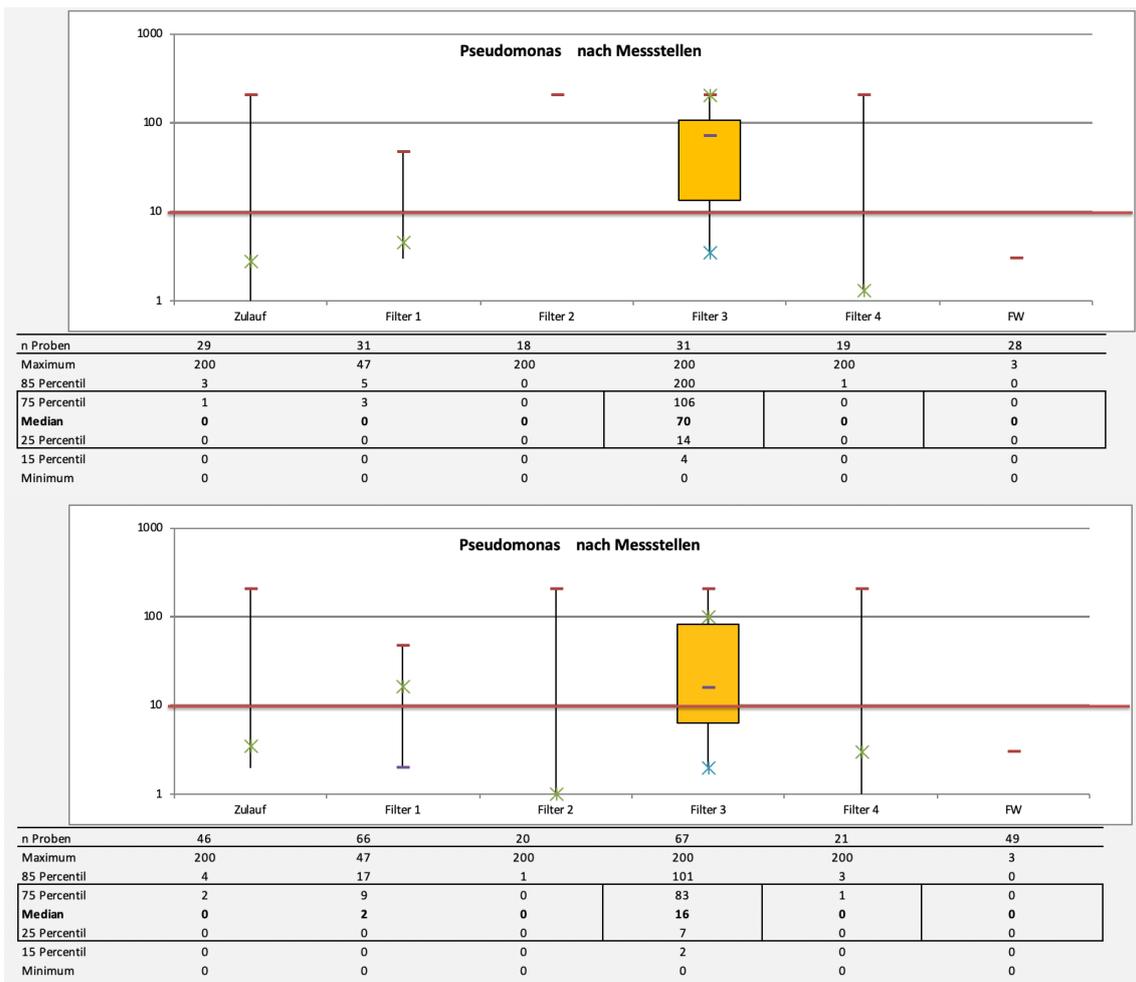


Abbildung 12: Ergebnisse *Pseudomonas aeruginosa*- Bestimmung in KBE/100 ml, box-whisker-Darstellung (Zielwert für Badeteiche 10 KBE/100 ml), oben maximal ein Wert pro Messtag, unten incl. alle Werte aus Intensivbeprobungen

In Filter 3 wurde eine Aufkeimung von *P. aeruginosa* beobachtet. Als Ursache wird eine Kontamination durch ein Vogelnest vermutet (siehe oben).

3.2.3 Chemische Parameter

Im Jahr 2020 wurden weniger Parameter gemessen (Abbildung 13 bis Abbildung 16). Auf Stickstoffanalysen und Kohlenstoff wurde i.d.R. verzichtet.

Die Phosphorwerte bleiben im Betrieb bis auf Filter 1 nahezu unverändert. In Filter 1 scheint es P-Rücklösungen gegeben zu haben. Der Filter wurde deutlich langsamer durchströmt als im Vorjahr.

Die Chlorophyll-Gehalte und Pigmente stiegen im Untersuchungszeitraum dagegen im Frischwasserbecken an. Hier sind auch die Stagnationszeiten mit langen Aufenthaltszeiten enthalten.

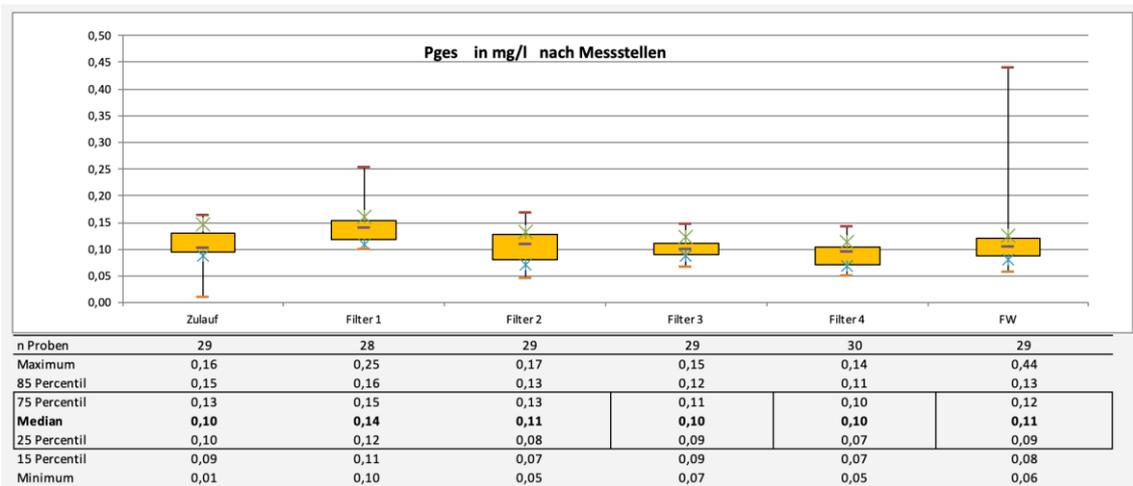


Abbildung 13: Ergebnisse Phosphor-Gesamt-Bestimmung in mg/l, box-whisker-Darstellung

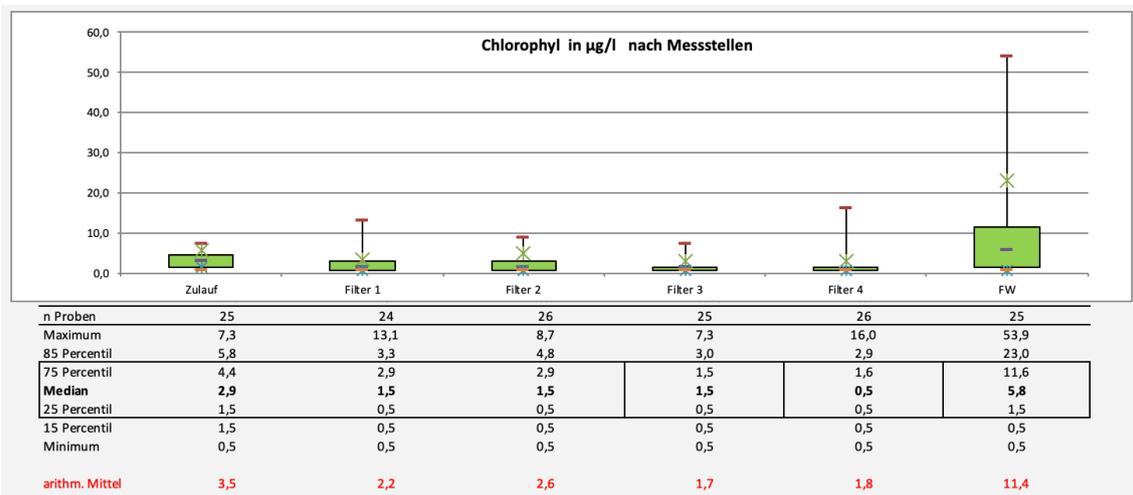


Abbildung 14: Ergebnisse Chlorophyll-a-Bestimmung in µg/l, box-whisker-Darstellung

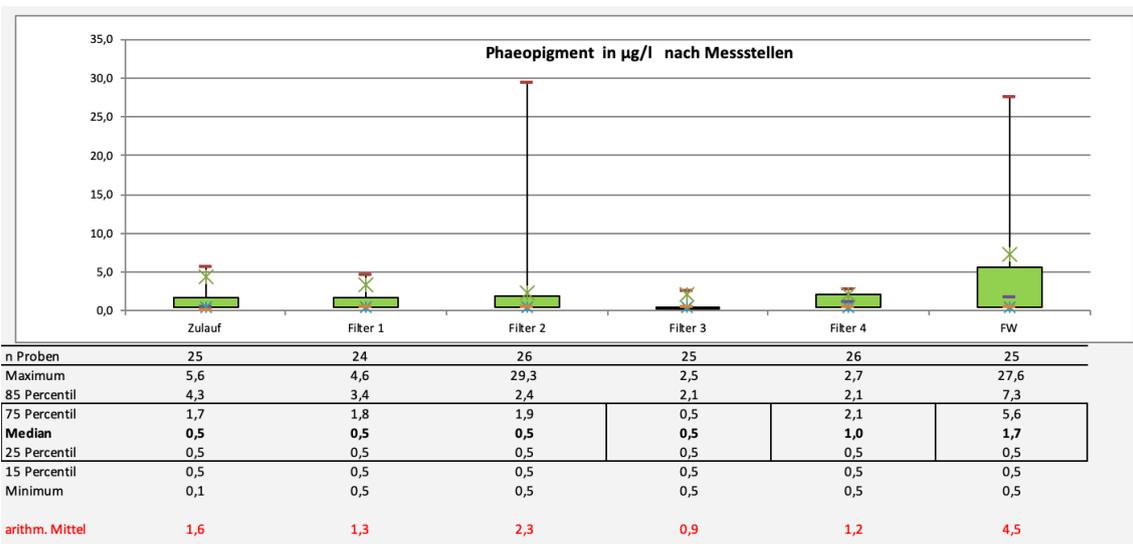


Abbildung 15: Ergebnisse Phaeopigment-Bestimmung in µg/l, box-whisker-Darstellung

Die Sauerstoffgehalte im Gewässer und in den Filtern bzw. Frischwasserbecken zeigen die Aktivität der biologischen Filter und die physikalischen Prozesse (temperaturabhängige Löslichkeit) an (vergl. Abbildung 16).

Die niedrigsten Sauerstoffkonzentrationen wurden im Ablauf von Filter 1 (Median 0,7 mg/l) und in Filter 4 (Median 1 mg/l) gemessen. Dies deutet auf eine hohe biologische Aktivität. Hierbei sind allerdings die Kontaktzeiten zu berücksichtigen.

Im Jahr 2020 wurden die Filter nicht zusätzlich künstlich belüftet. Die Aufenthaltszeit im Frischwasserbecken war offenbar fast immer ausreichend, um wieder genug Sauerstoff im Wasserkörper anzureichern ($O_2 > mg/l$). Bei langer Stagnation im Frischwasserbecken kam es dort zur Sauerstoffübersättigung. Dies ist typisch für stehende Gewässer mit freischwebendem Phytoplankton. Diese sorgen tagsüber für einen hohen Sauerstoffeintrag.

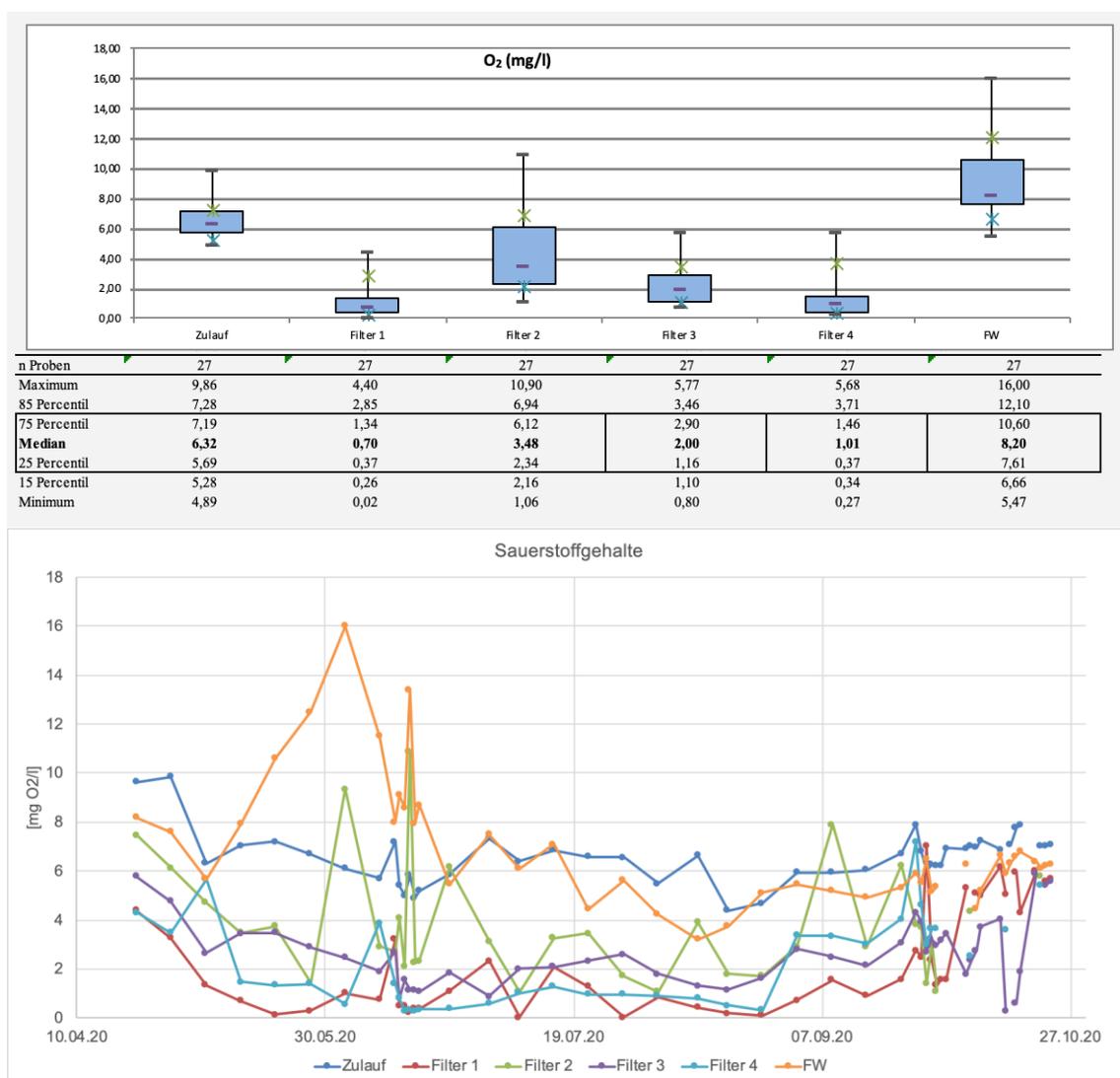


Abbildung 16: Ergebnisse Sauerstoffmessung in mg/l, box-whisker-Darstellung oben, zeitlicher Verlauf unten

3.2.4 Phytoplankton

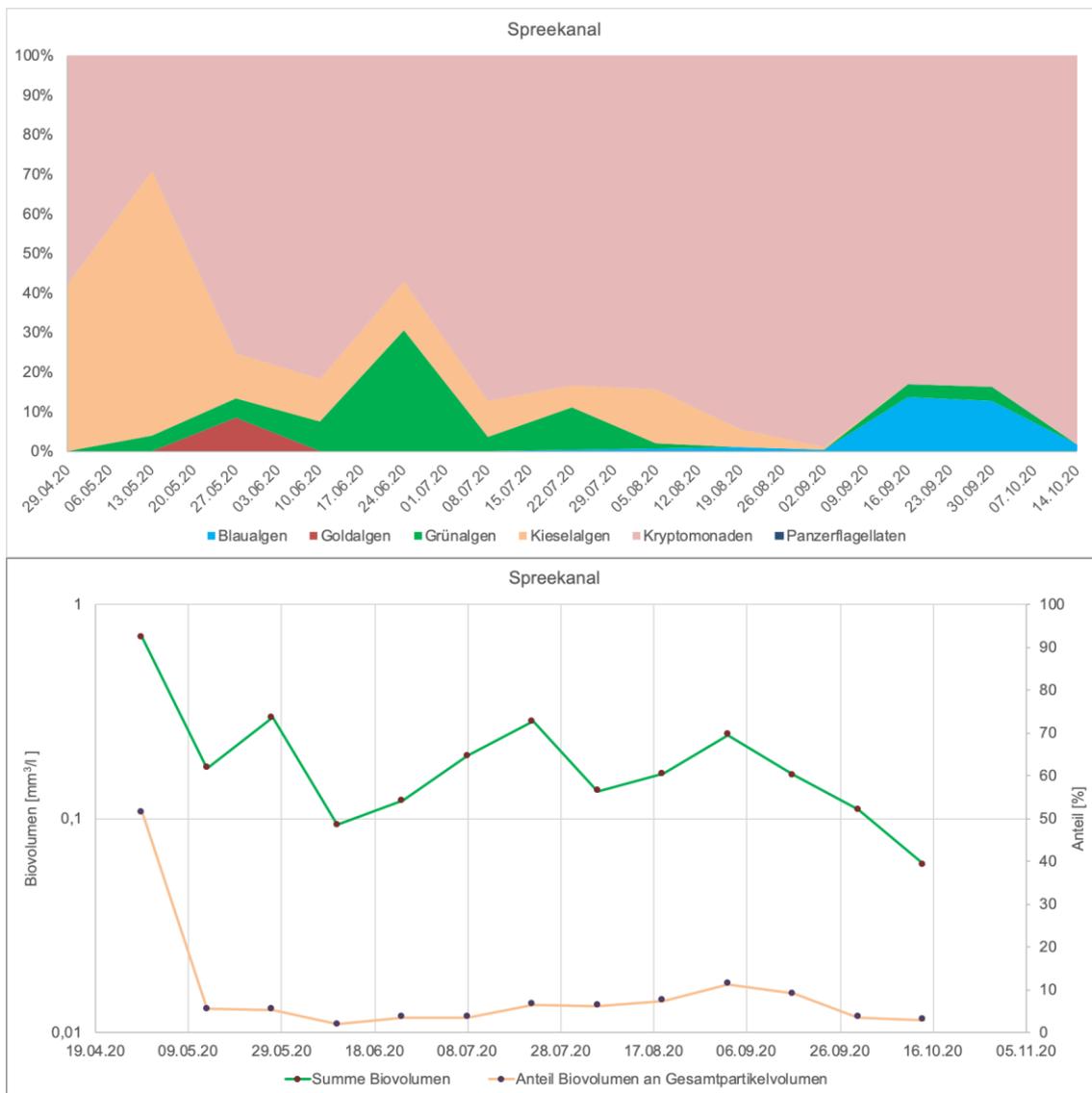


Abbildung 17: Spreekanal, Anteil der Algenklassen am Gesamtbiovolumen oben, sowie Summe Biovolumen in mm^3/l und Anteil am Gesamtpartikelvolumen (Differenz besteht aus organischen Partikeln, anorganische Partikel nicht mitgezählt) unten

Im Spreekanal war das Phytoplankton-Biovolumen mit Ausnahme des Frühjahrspeaks der Kieselalgen gering und schwankte zwischen $0,1 \text{ mm}^3/\text{l}$ und $0,3 \text{ mm}^3/\text{l}$. Es dominierte die mixotrophe Schlundalge *Cryptomonas* spp.. Mixotrophe Arten sind sowohl zur photoautotrophen als auch zur heterotrophen (osmotroph oder durch Phagocytose = aktive Aufnahme von Partikeln) Ernährungsweise befähigt. Ab August 2020 trat die Blaualge *Microcystis wesenbergii* mit einem Anteil am Biovolumen von unter 10 % auf. Der Anteil des Algenbiovolumens am Gesamtpartikelvolumen (es wurden Detrituspartikel in vier Größenklassen erfasst) lag stets unter 10 % (Abbildung 17).

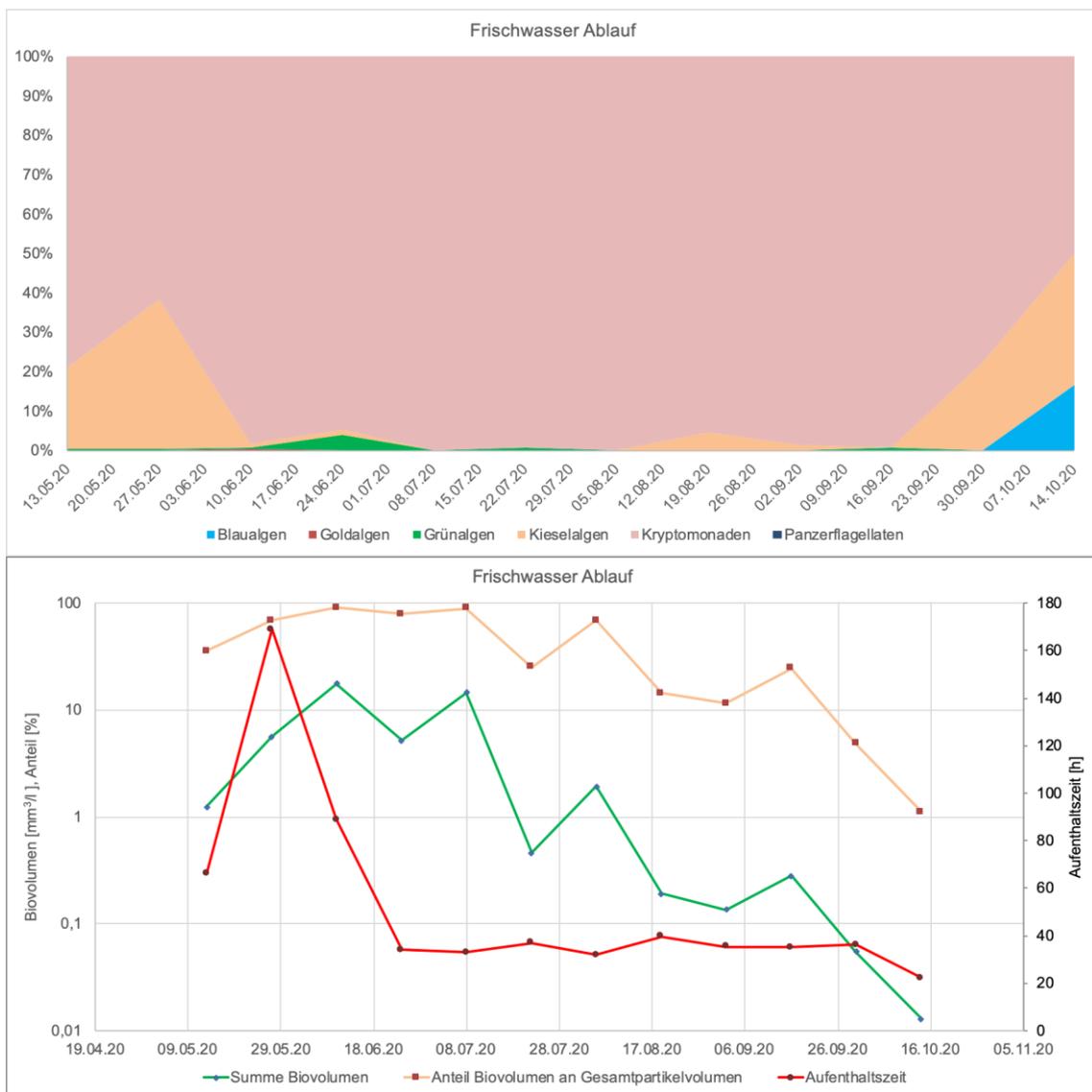


Abbildung 18: Ablauf Frischwasserbecken, Anteil der Algenklassen am Gesamtbiovolumen oben, sowie Summe Biovolumen in mm³/l, Anteil am Gesamtpartikelvolumen (Differenz aus organischen Partikeln, anorganische Partikel nicht mitgezählt) und Aufenthaltszeit in Stunden unten

2019 lag die Aufenthaltszeit im Frischwasserbecken im Mittel unter 23 Stunden. Maximale Algen-Biovolumina wurden im Juli mit ca. 3 mm³/l vermerkt, sonst schwankten die Biovolumina zwischen 0,1 mm³/l und 0,5 mm³/l.

Abbildung 18 verdeutlicht anschaulich, dass im Frischwasserbecken die Entwicklung der Algen stark von der Aufenthaltszeit abhängig ist. Angestrebt werden max. 24 Stunden, um das Biovolumen der Algen zu minimieren. Im Frischwasserbecken kamen auch 2020 hauptsächlich Schlundalgen vor. Blualgen wurden in den vorgeschalteten Filtern effektiv zurückgehalten. Bei langen Aufenthaltszeiten betrug das Biovolumen bis zu 17 mm³/l und der Anteil am Gesamtpartikelvolumen bis zu 90 %. Hingegen wurden bei kurzen Aufenthaltszeiten Biovolumina zwischen 0,05 mm³/l und 0,2 mm³/l ermittelt und der Anteil am Gesamtpartikelvolumen sank unter 10 %. Mitunter waren die Biovolumina der Phytoplankter im Frischwasserbecken etwas höher als in den Filterabläufen.

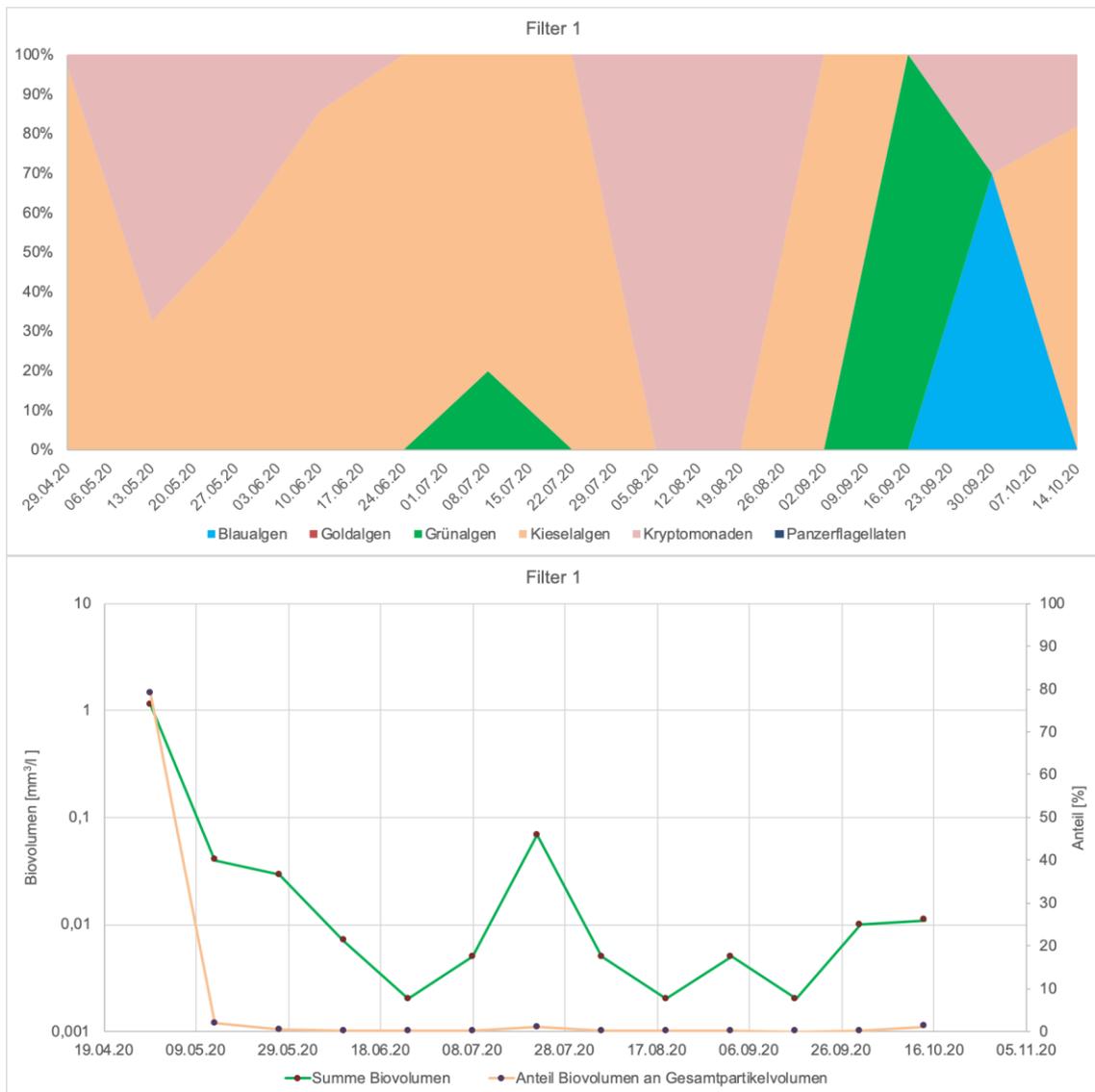


Abbildung 19: Ablauf Filter 1, prozentualer Anteil der Algenklassen am Gesamtbiovolumen oben, sowie Summe Biovolumen in mm^3/l und prozentualer Anteil am Gesamtpartikelvolumen (Differenz besteht aus organischen Partikeln, anorganische Partikel nicht mitgezählt) unten

Analog zum Phytoplankton im Spreekanal wurde nur zur Zeit des Frühjahrsmaximums der Kieselalgen ein höheres Biovolumen im Ablauf Filter 1 vermerkt. Ansonsten waren die Biovolumina von meist unter $0,01 \text{ mm}^3/\text{l}$ sehr gering. Deren Anteil am Gesamtpartikelvolumen betrug $< 2 \%$. Es kamen hauptsächlich Algen aus den Klassen Kieselalgen und Schlundalgen vor (Abbildung 19).

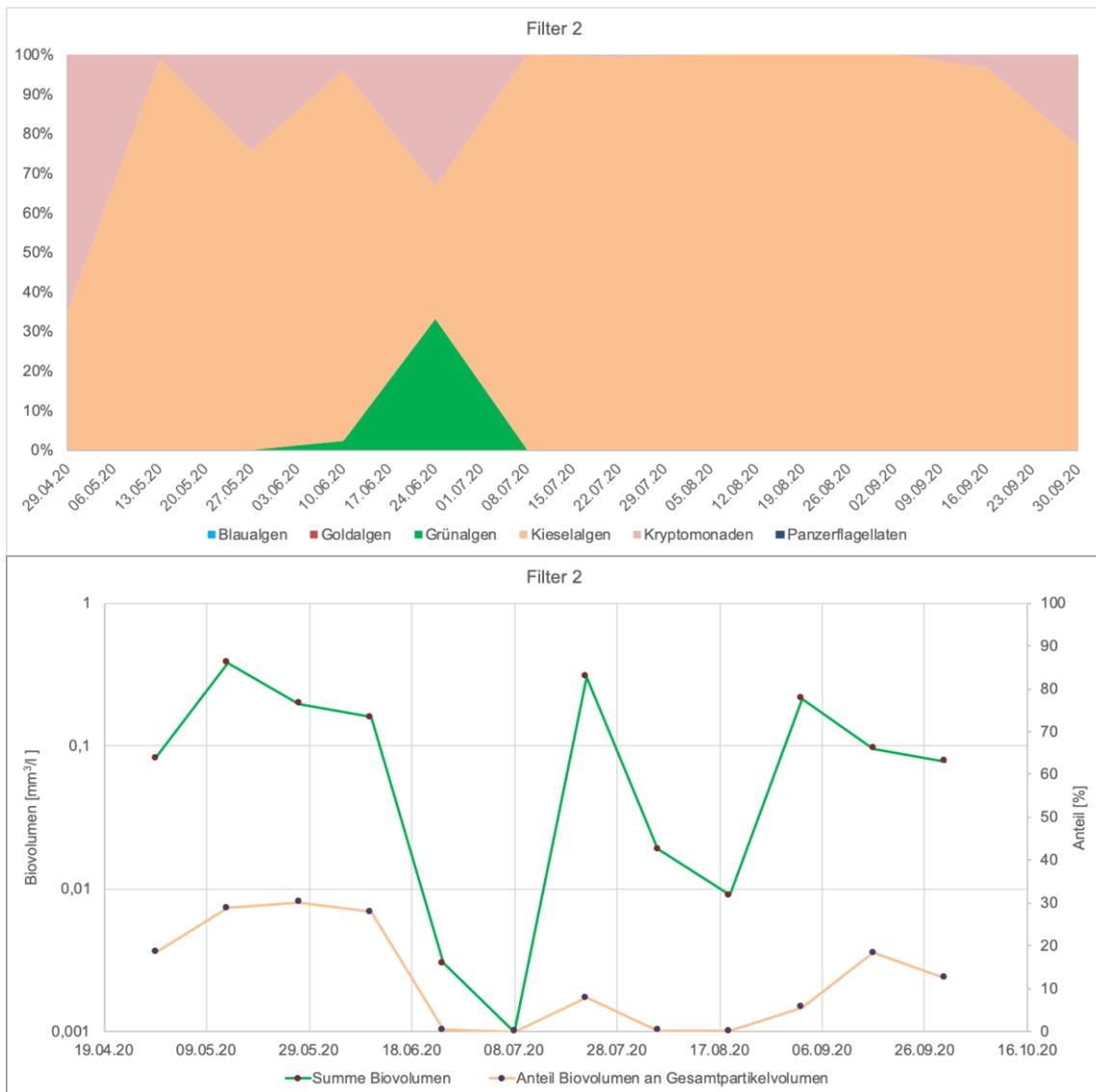


Abbildung 20: Ablauf Filter 2, prozentualer Anteil der Algenklassen am Gesamtbiovolumen oben, sowie Summe Biovolumen in mm^3/l und prozentualer Anteil am Gesamtpartikelvolumen (Differenz besteht aus organischen Partikeln, anorganische Partikel nicht mitgezählt) unten

Im Ablauf von Filter 2 wurden 2020 hauptsächlich Kieselalgen vorgefunden. Die Biovolumina waren stets gering und schwankten stark zwischen $0,001 \text{ mm}^3/\text{l}$ und $0,4 \text{ mm}^3/\text{l}$. Deren Anteil am Gesamtpartikelvolumen betrug zwischen 0 % und 30 % (Abbildung 20).

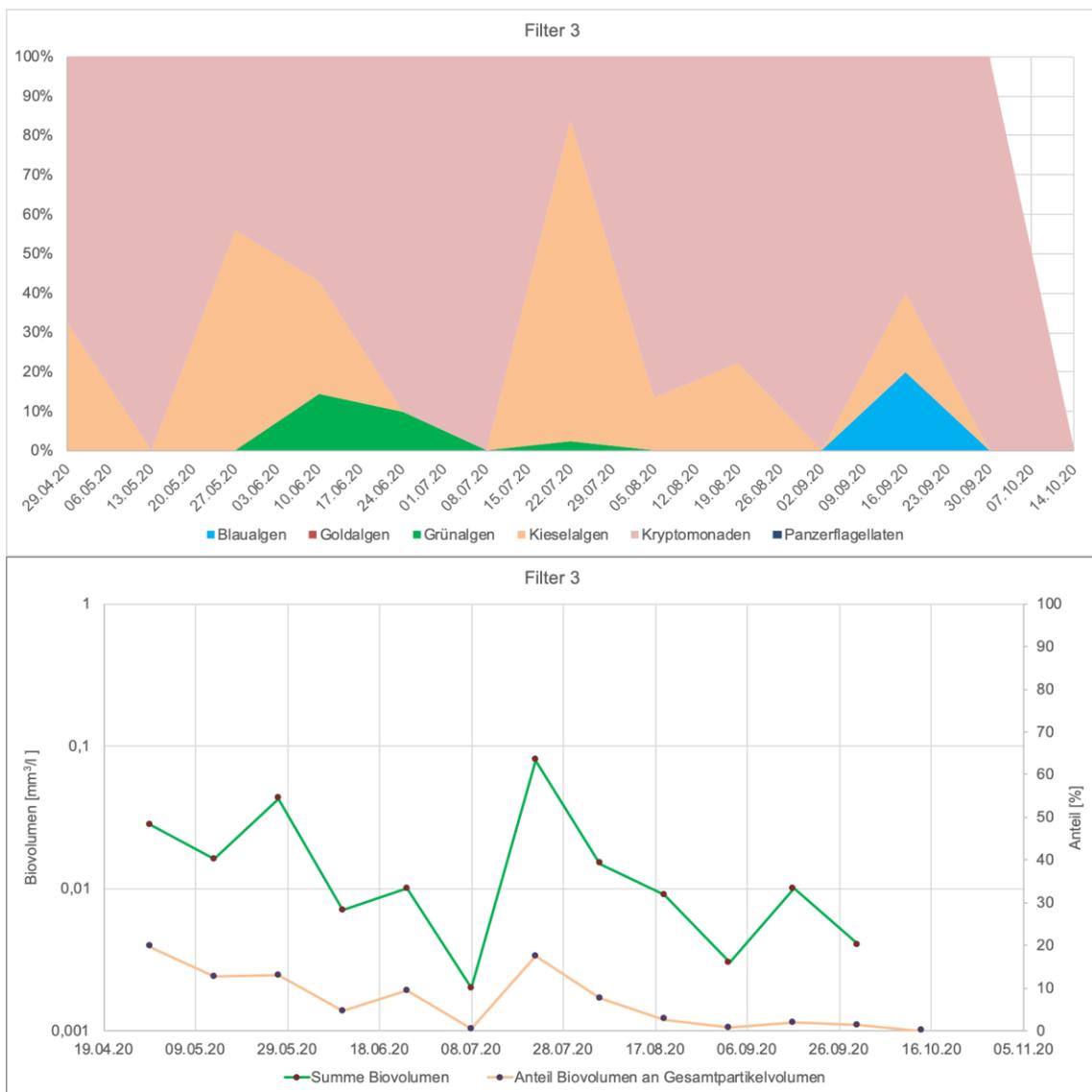


Abbildung 21: Ablauf Filter 3, prozentualer Anteil der Algenklassen am Gesamtbiovolumen oben, sowie Summe Biovolumen in mm^3/l und prozentualer Anteil am Gesamtpartikelvolumen (Differenz besteht aus organischen Partikeln, anorganische Partikel nicht mitgezählt) unten

Im Ablauf von Filter 3 war das Biovolumen der Algen äußerst gering und lag zwischen $0 \text{ mm}^3/\text{l}$ und $0,08 \text{ mm}^3/\text{l}$. Neben den Schlundalgen kamen hauptsächlich Kieselalgen in den Proben vor. Der Anteil der Algen am Gesamtpartikelvolumen schwankte zwischen 0% und 20% . Demzufolge waren auch die ermittelten Gesamtvolumina der Detrituspartikel gering (Abbildung 21).

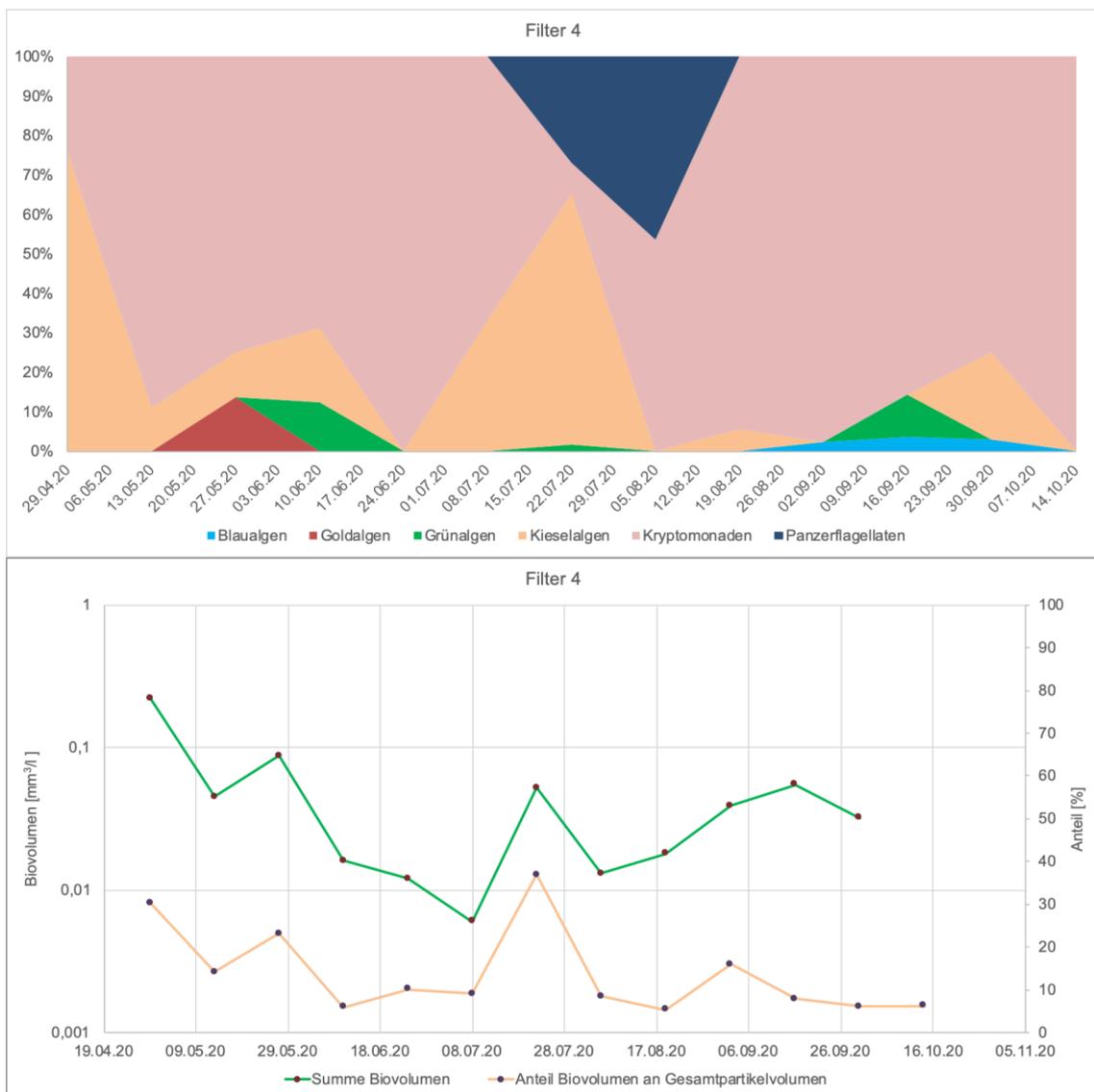


Abbildung 22: Ablauf Filter 4, prozentualer Anteil der Algenklassen am Gesamtbiovolumen oben, sowie Summe Biovolumen in mm^3/l und prozentualer Anteil am Gesamtpartikelvolumen (Differenz besteht aus organischen Partikeln, anorganische Partikel nicht mitgezählt) unten

Im Ablauf Filter 4 war das Biovolumen nur zur Zeit des Frühjahrspeaks der Kieselalgen erhöht. Anschließend lagen die Biovolumina, ähnlich wie im Ablauf Filter 3, zwischen $0,007 \text{ mm}^3/\text{l}$ und $0,09 \text{ mm}^3/\text{l}$. Die geringen Biovolumina hatten einen Anteil von bis zu 35 % am Gesamtpartikelvolumen. Das Phytoplankton setzte sich aus verschiedenen Algenklassen zusammen (Abbildung 22).

3.2.5 Zooplankton/Meiofauna

Übersicht

Die Tiergruppen Zooplankton und Meiofauna umfassen Taxa wirbelloser Tiere mit einer Körpergröße von ca. 50 µm bis 3 mm. Beide Tiergruppen unterscheiden sich im bevorzugten Lebensraum; während Zooplankter das Freiwasser besiedeln, leben Tiere der Meiofauna eher substratgebunden und meiden offene Wasserflächen. Hinsichtlich ihrer Stellung in der Nahrungskette gehören die meisten Taxa zu den Primärkonsumenten oder Destruenten und sind somit am Ab- und Umbau von Algenbiomasse und/oder Detritus beteiligt.

Im Untersuchungszeitraum 2020 wurden 67 verschiedene Taxa nachgewiesen, pro Messstelle (Kompartiment) konnten durchschnittlich 37 Taxa registriert werden. Die höchste Taxaabundanz (49) wurde im Zulauf (Spree-, Kanalwasser) festgestellt, die geringsten Taxazahlen (28) waren im Frischwasser vorhanden. Ähnliche Unterschiede wurden auch für die Besiedlungsdichten registriert. Im Durchschnitt wurden 62 Ind./l festgestellt, die durchschnittlich höchsten Individuendichten waren im Überstand von Filter 3 vorhanden (186 Ind./l), die geringsten Abundanzen wurden im Ablauf von Filter 1 und im Frischwasser nachgewiesen (3 Ind./l). Die Biomasse der Tiergemeinschaft betrug durchschnittlich 106 µg/l mit ähnlich großen Unterschieden zwischen den einzelnen Messstellen. Die folgenden Tabellen und Abbildungen zeigen wichtige zöologische Merkmale der Tiergemeinschaften bezogen auf die einzelnen Messstellen (Abbildung 23, Abbildung 24, Tabelle 6).

Tabelle 6: Taxazahlen, Individuendichten und Biomassen von Zooplankton/Meiofauna in den einzelnen Messstellen. A – Ablauf, Ü - Überstand

		Zulauf	F1 Ü	F1 A	F2 Ü	F3 Ü	F3 A	F4 Ü	F4 A	FW
Anzahl Werte		7	7	7	7	7	7	6	7	7
Taxazahl		49	32	36	38	42	32	46	36	28
Abundanz [Ind./l]	MW	43	38	3	118	186	11	68	45	3
	MIN	6	8	1	5	8	1	9	1	1
	MAX	161	72	5	408	500	25	120	245	7
Biomasse [µg/l]	MW	56	128	2	173	349	1	111	36	1
	MIN	8	24	0,1	6	20	0,04	20	0,5	0,1
	MAX	246	231	7	543	810	3	260	233	2

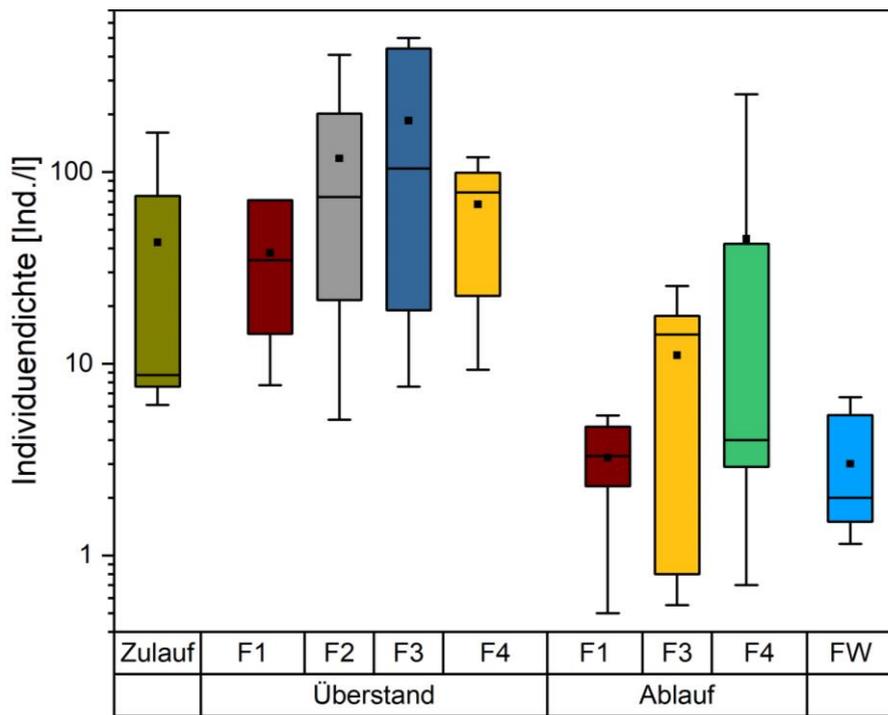


Abbildung 23: Individuendichten der Tiergruppen Zooplankton/ Meiofauna für die einzelnen Messstellen (lg-Skala)

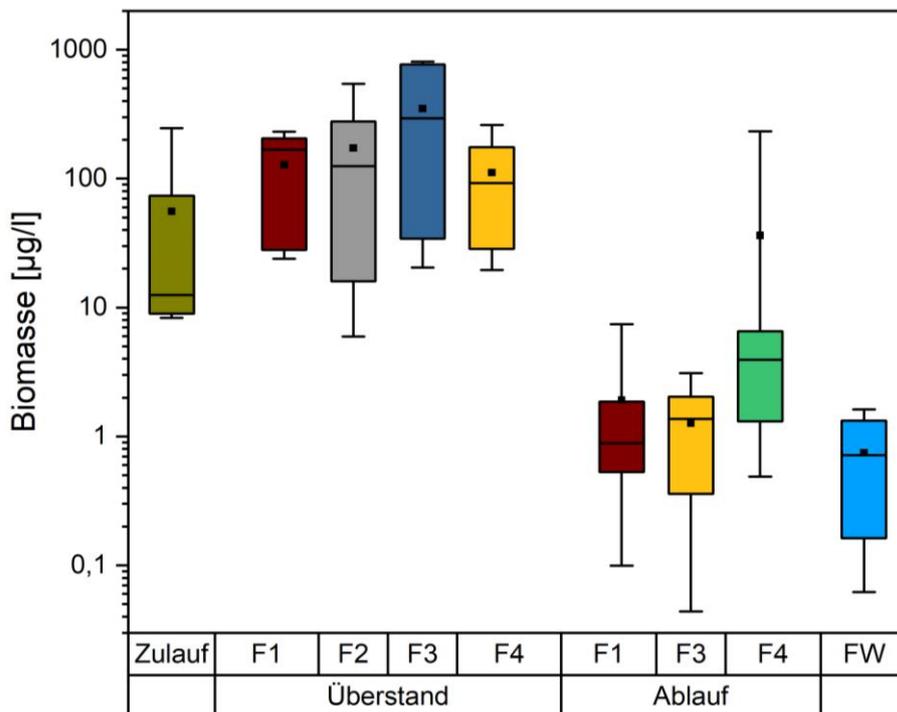


Abbildung 24: Biomassen der Tiergruppen Zooplankton/ Meiofauna für die einzelnen Messstellen (lg-Skala)

Die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft hinsichtlich ihrer Stellung im Nahrungsnetz und ihrer Präferenzen für bestimmte Lebensräume ist wesentlich für die Funktion der geplanten Anlage. Beim Durchfluss durch die Kompartimente des Schiffes ändert sich der Lebensraum, indem in allen Kompartimenten der Anteil des Freiwassers geringer wird und feste Oberflächen in Form von Wänden, Füllmaterialien und Pflanzen an Bedeutung zunehmen. In natürlichen Gewässern sind dies Kleingewässer und ufernahe Bereiche größerer Wasserkörper. Im Vergleich zum Spreekanal entwickeln sich in den Kompartimenten des Schiffes Taxa, die vor allem Kleingewässer bzw. das Litoral besiedeln, Taxa des Planktons bzw. unspezifische Taxa werden verdrängt. Dieser Aspektwechsel wird besonders im Ablauf der Filter deutlich (Abbildung 25).

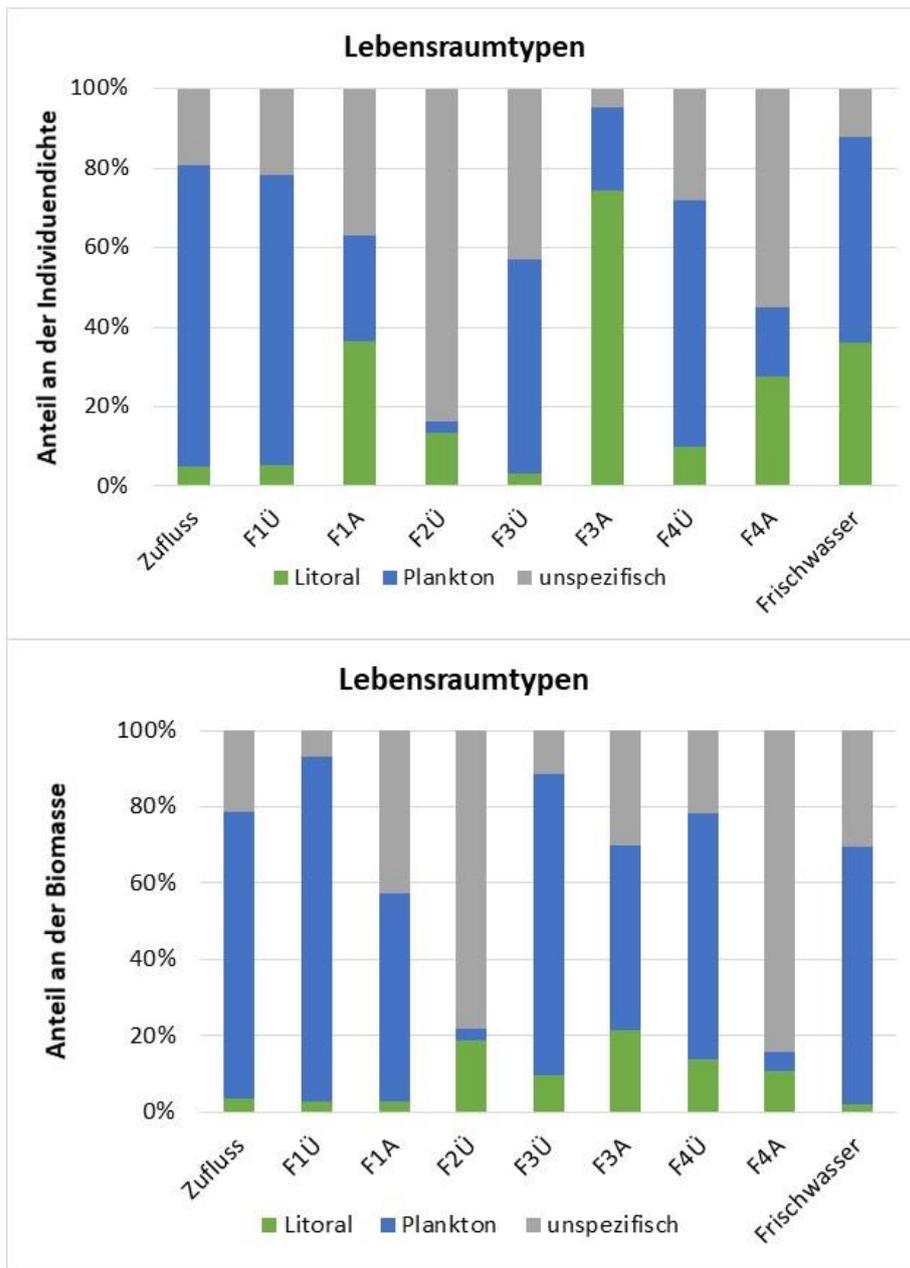


Abbildung 25: Präferenzen für Lebensräume von Zooplankton/Meiofauna in Kompartimenten: Anteile Individuendichte (oben) und Biomasse (unten). A – Ablauf, Ü - Überstand

Die Arten des Litorals sind im Vergleich zum Plankton über ein komplexeres Nahrungsgefüge miteinander verbunden, neben einer direkten Filtration von Algen und Detritus aus dem Freiwasser können Aufwuchsalgen und Biofilme von festen Oberflächen abgeweidet werden. Darüber hinaus gibt es sog. Substratfiltrierer, die Sedimente zunächst aufwirbeln und diese Bestandteile dann filtrieren. Zunehmende Anteile von Taxa mit detritivorer Ernährungsweise verdeutlichen diesen Aspektwechsel besonders im Ablauf der Filter 1, 3 und 4 sowie im Überstand von Filter 2 (Abbildung 26).

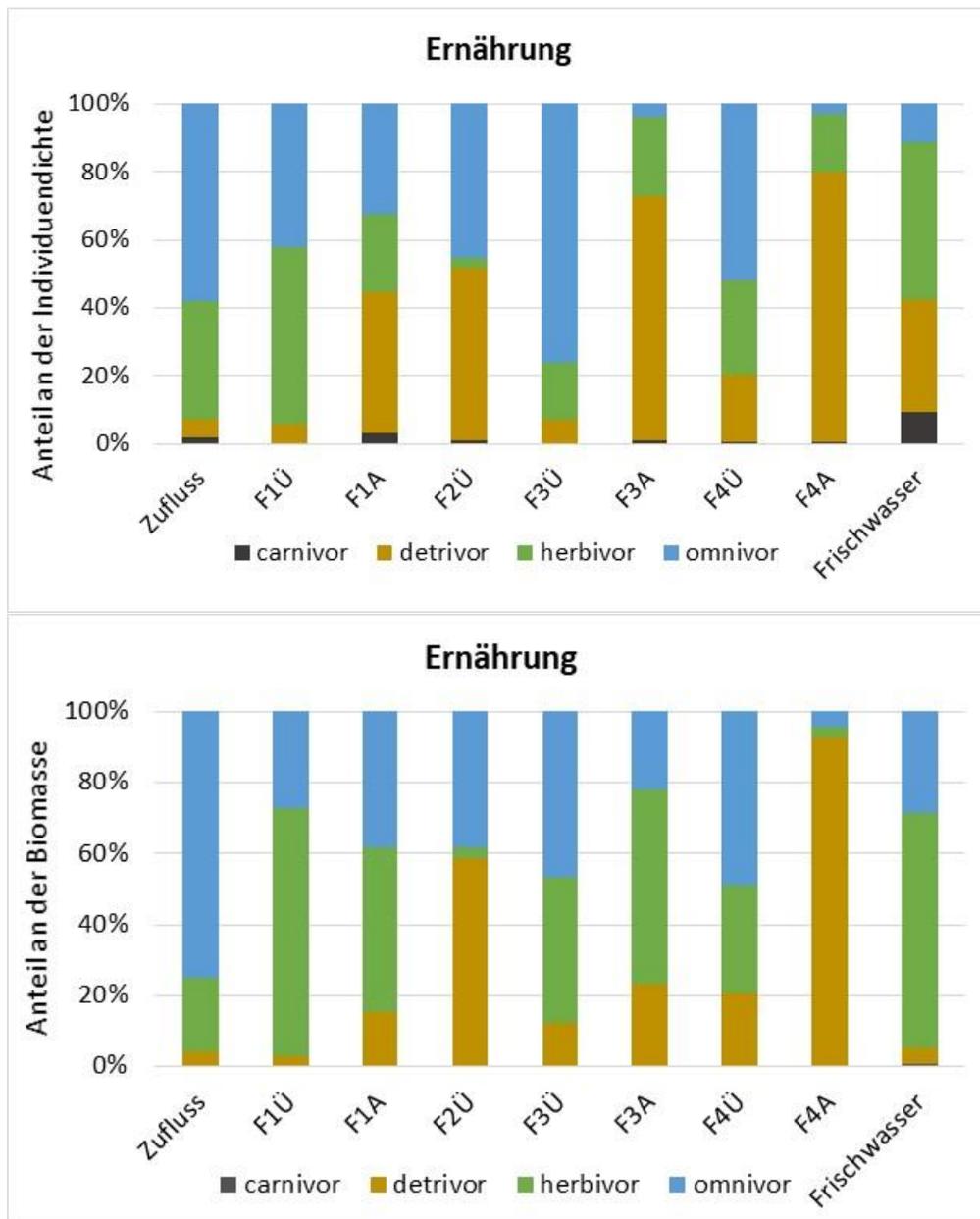


Abbildung 26: Ernährungstypen für das Zooplankton/die Meiofauna in einzelnen Kompartimenten: Anteile an der Individuendichte (oben) und der Biomasse (unten). A – Ablauf; Ü – Überstand

Spreekanal

Im jahreszeitlichen Verlauf bildet das Zooplankton im Spreekanal im Mai und Ende Juli zwei Entwicklungsmaxima aus. Der erste Entwicklungspeak wird von Rädertierchen bestimmt, Ende Juli wird die Lebensgemeinschaft von Hüpferlingen (Cyclopoida) dominiert. Blattfußkrebse als effektive Filtrierer von Phytoplankton sind vor allem im Frühjahr in vergleichsweise hohen Dichten vorhanden, ein zweiter, wesentlich kleinerer Entwicklungspeak wurde im September registriert (Abbildung 27).

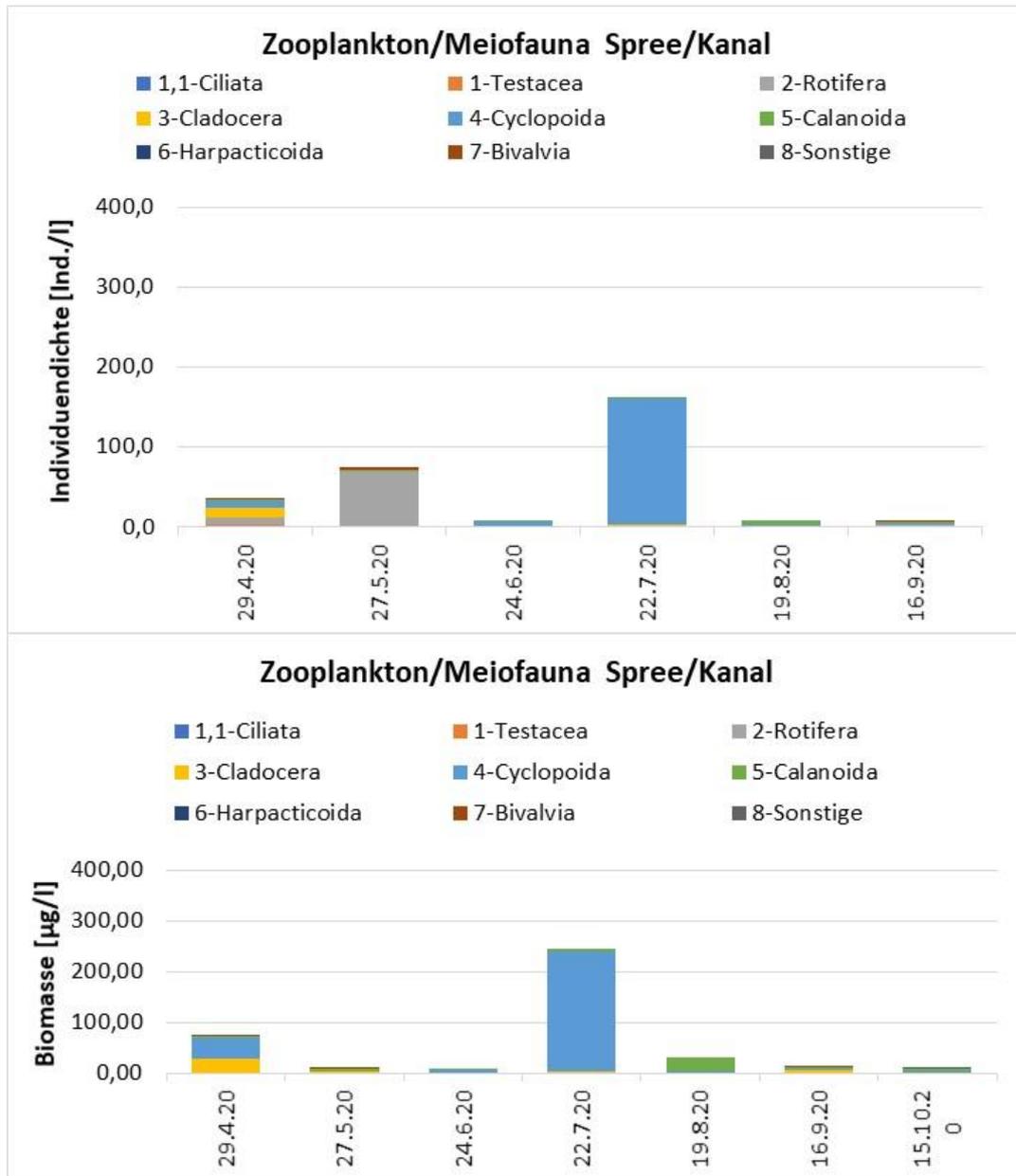


Abbildung 27: Individuendichte (oben) und Biomasse (unten) des Zooplanktons im Spreekanal

Filter 1 (Blähton)

Im Überstand von Filter 1 sind die Zooplankter im Vergleich zum Spreekanal in ähnlichen Individuendichten und Biomassen vorhanden. Innerhalb der Lebensgemeinschaft wird ein Aspektwechsel deutlich: Ruderfußkrebse dominieren ganzjährig sowohl zahlenmäßig als auch hinsichtlich der Biomasse. Für die Verwertung von Algen spielen vor allem calanoide Ruderfußkrebse eine zentrale Rolle, die in den Sommermonaten vergleichsweise hohe Individuendichten und Biomassen ausbilden.

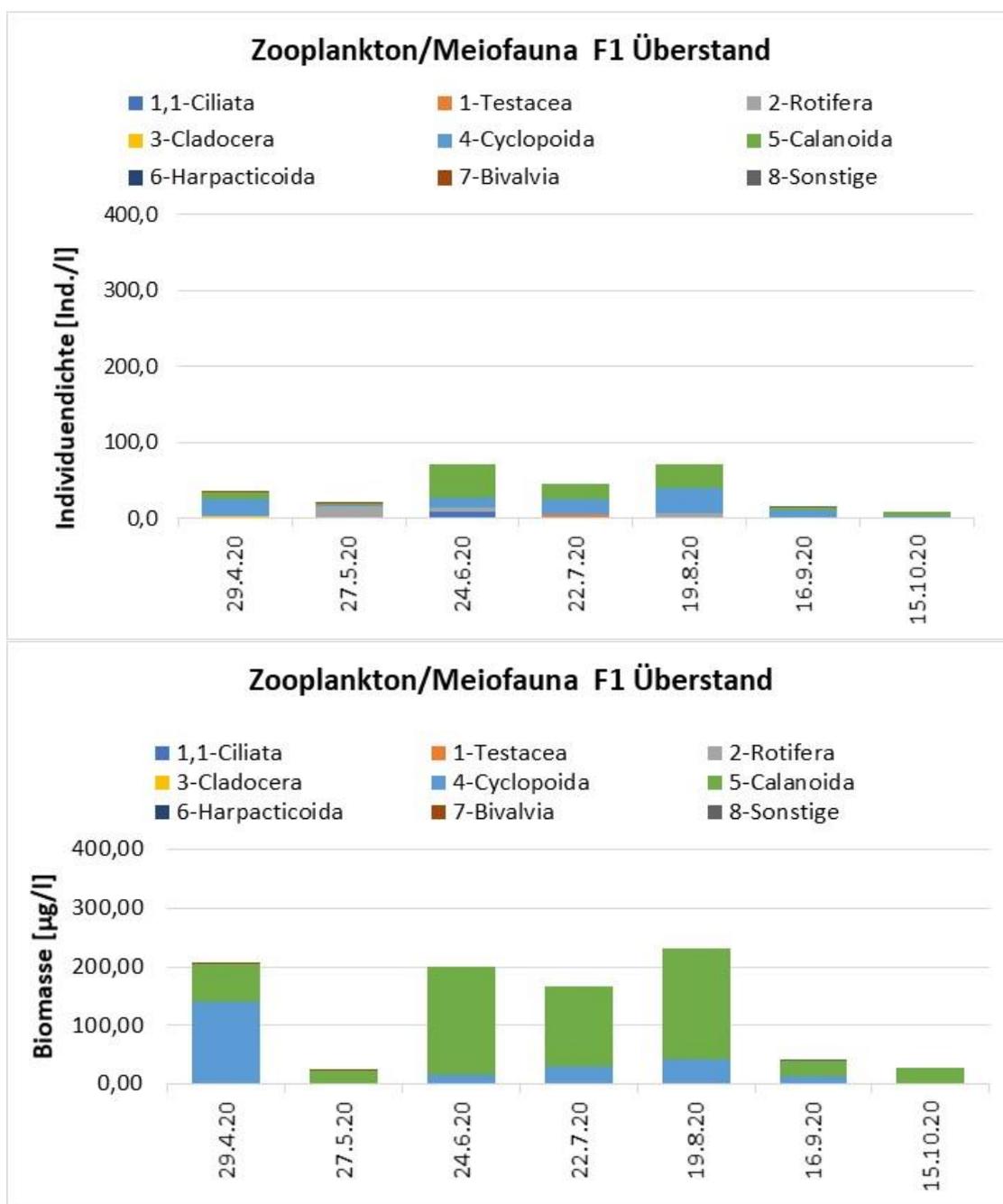


Abbildung 28: Das Zooplankton im Filter 1 (Überstand): Individuendichte (oben) und Biomasse (unten)

Im Ablauf des Filters sind sowohl die Individuendichten als auch die Biomassen insgesamt deutlich geringer gegenüber den Werten im Überstand. Zahlenmäßig dominieren hier die Rädertierchen, bezogen auf die Biomasse haben Ruderfußkrebse die höchsten Anteile.

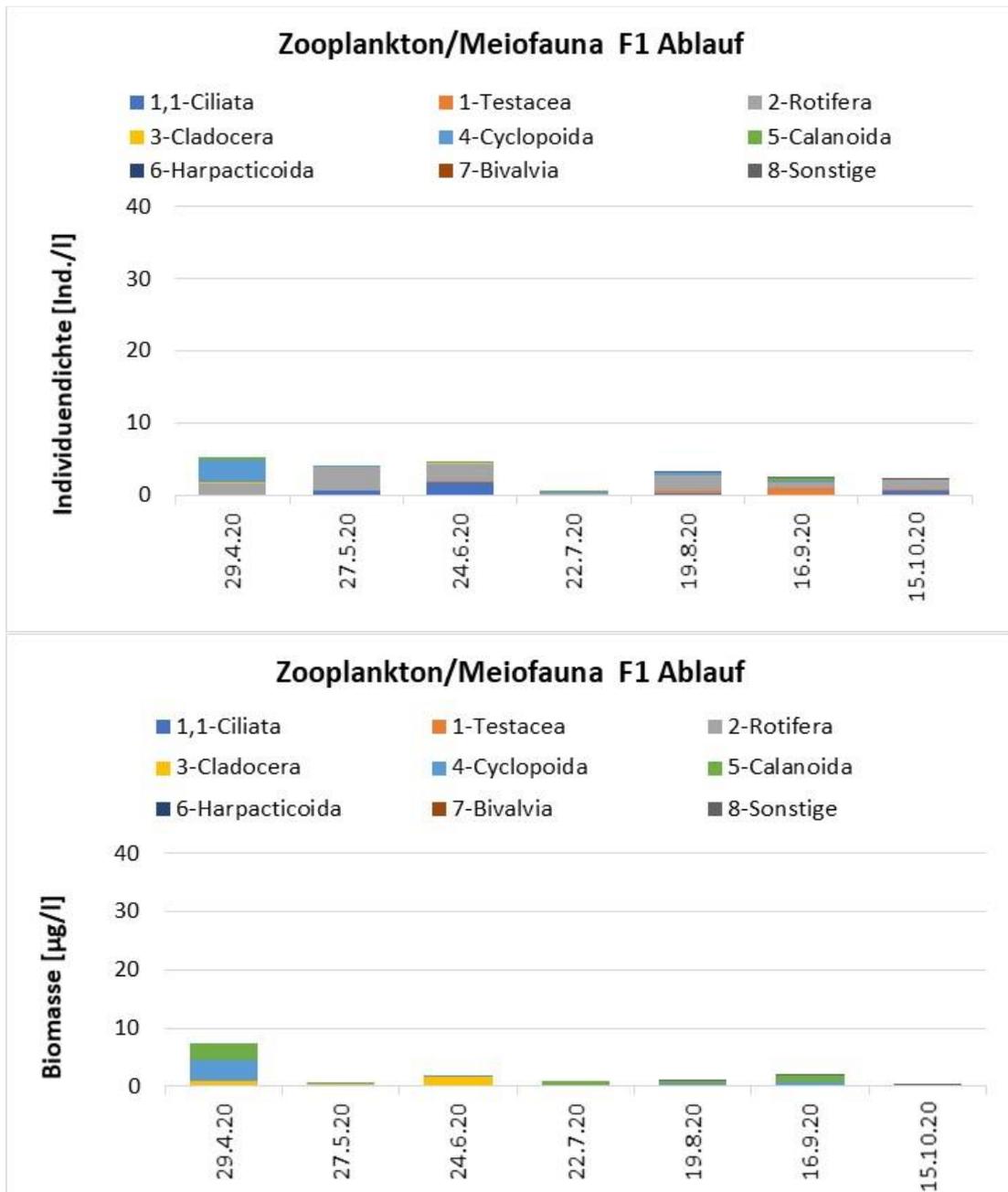


Abbildung 29: Das Zooplankton im Filter 1 (Ablauf): Individuendichte (oben) und Biomasse (unten)

Filter 2 (Lava)

Im Überstand von Filter 2 wachsen Zooplankton und Meiofauna vor allem in der zweiten Jahreshälfte auf. Die Lebensgemeinschaft wird hinsichtlich Individuendichte und Biomasse vor allem von Blattfußkrebsen dominiert, was für die Verwertung von Phytoplankton von besonderer Bedeutung ist. Die ebenfalls in hohen Individuendichten vorkommenden Hüpferlinge (Cyclopoida) tragen auf Grund ihrer omnivoren Lebensweise weniger zur Verminderung von Phytoplankton bei.

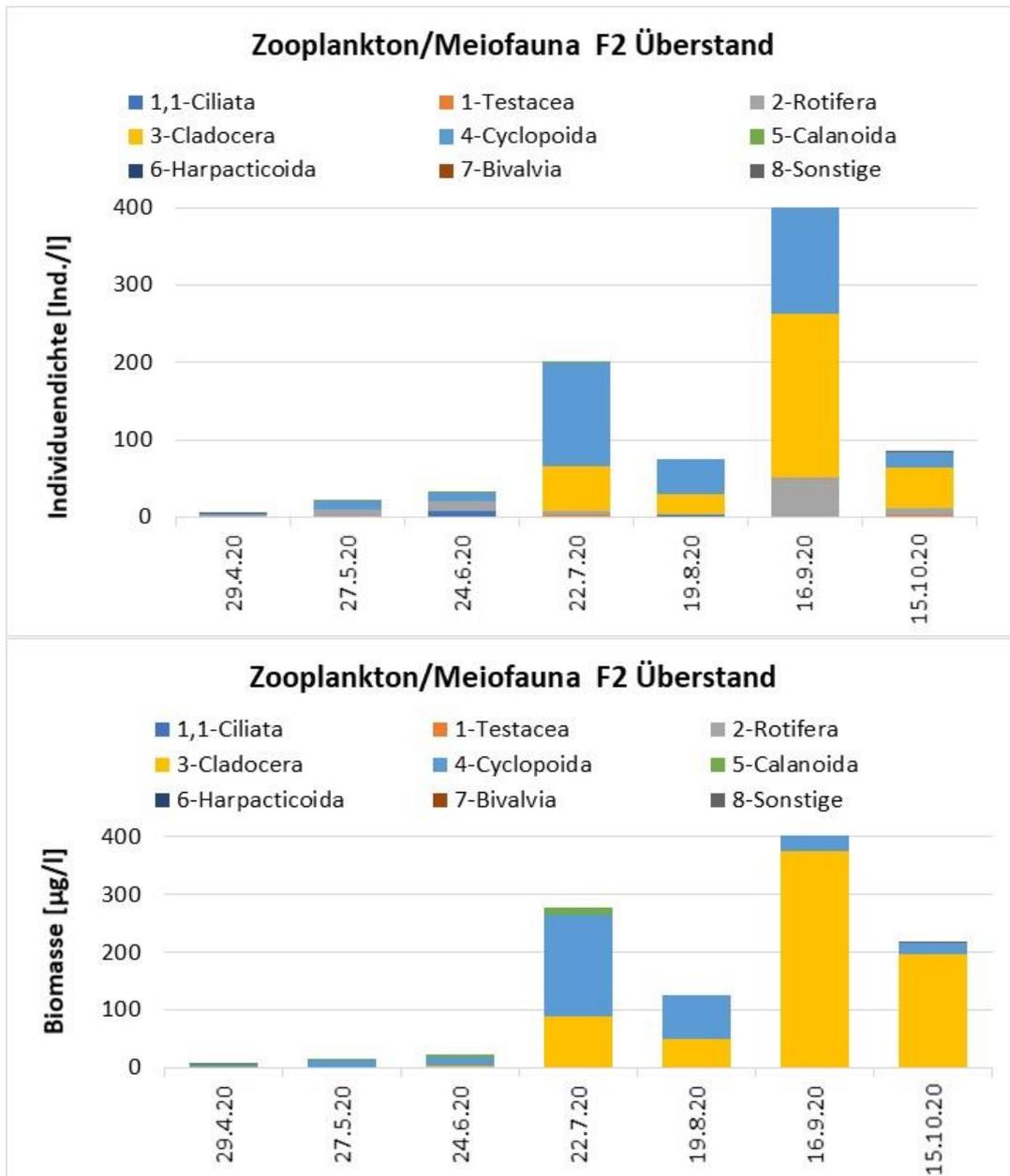


Abbildung 30: Das Zooplankton im Filter 2 (Überstand): Individuendichte (oben) und Biomasse (unten)

Filter 3

Die Entwicklung des Zooplanktons/der Meiofauna beginnt im Frühjahr mit hohen Abundanz und Biomassen. Der Entwicklungsspeak wird zahlenmäßig von Wimpertierchen bestimmt, die sich vor oder mit Wieder-Inbetriebnahme der Filter entwickeln konnten. Ohne Berücksichtigung der Ciliaten erreicht das Zooplankton im Filter 3 Ende Juli sein Entwicklungsmaximum. Die Lebensgemeinschaft wird ähnlich Filter 1 von Ruderfußkrebsen bestimmt, mit hohen Individuendichten und Biomassen der Calanoiden Planktonfiltrierer im Juni und August.

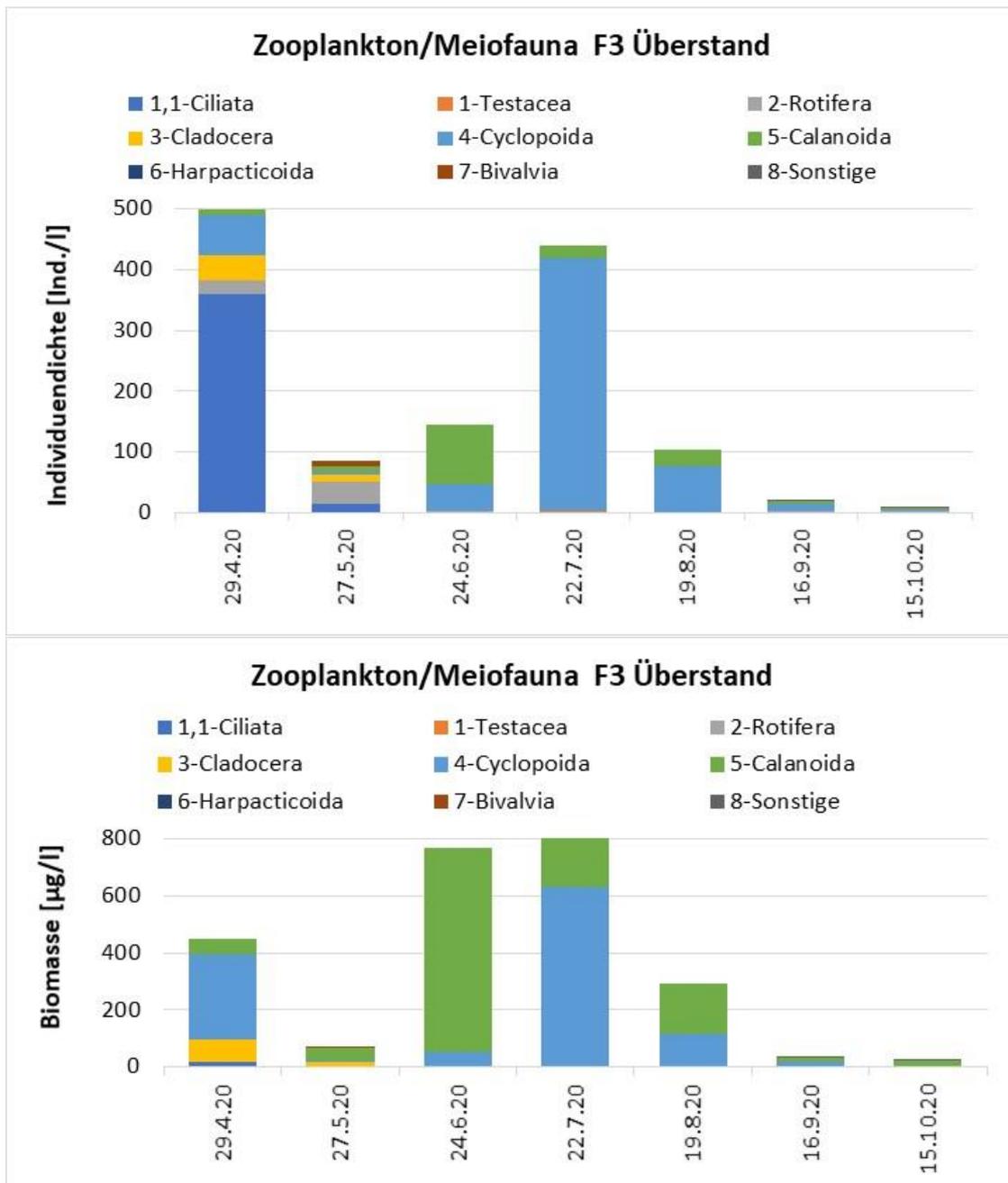


Abbildung 31: Individuendichte (oben) und Biomasse (unten) des Zooplanktons im Überstand von Filter 3

Im Ablauf des Filters sind sowohl die Individuendichten als auch die Biomassen deutlich geringer gegenüber den Werten im Überstand. Zahlenmäßig dominieren hier die Rädertierchen und Schalenamöben.

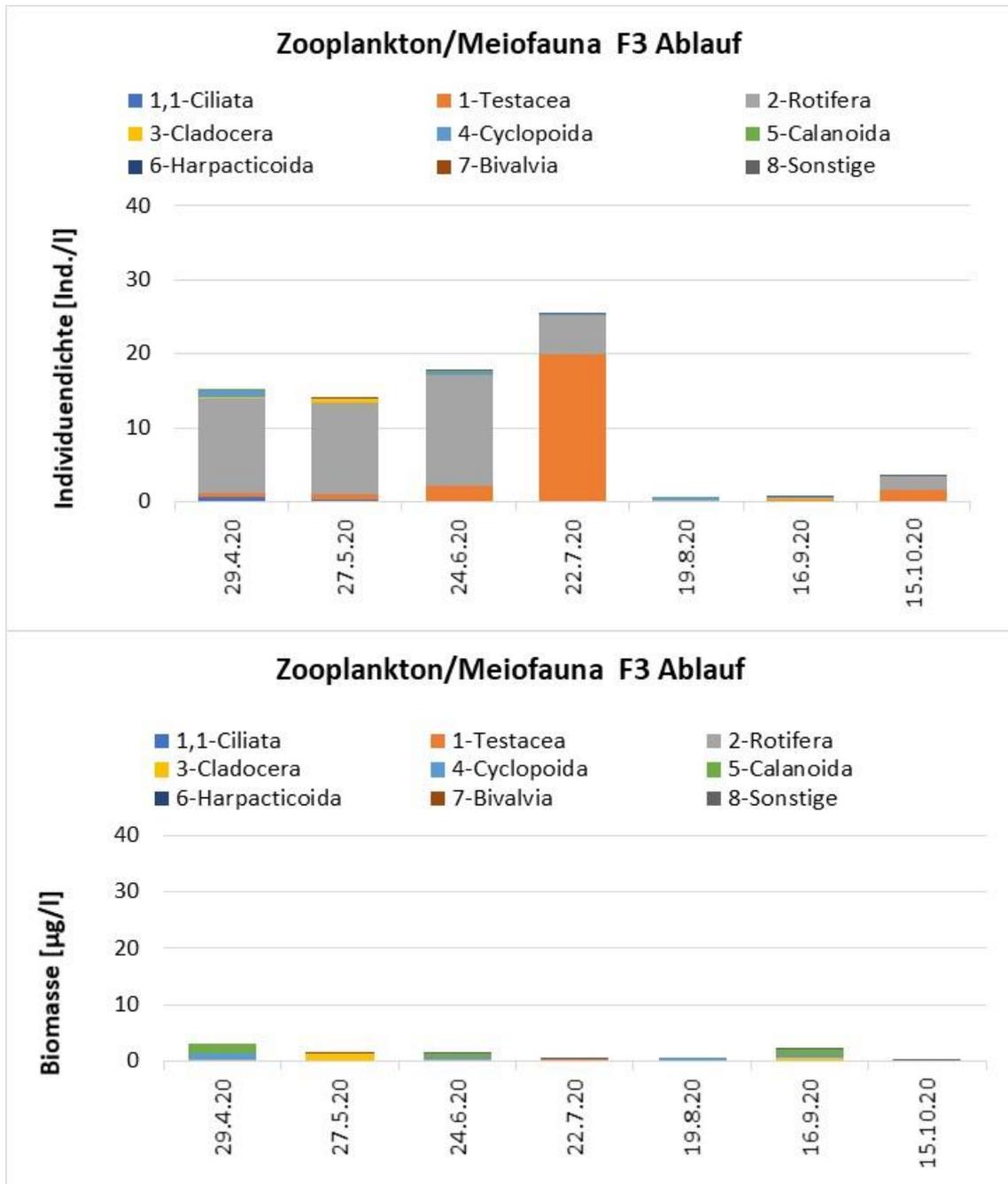


Abbildung 32: Individuendichte (oben) und Biomasse (unten) des Zooplanktons im Ablauf von Filter 3

Filter 4

Die Entwicklung des Zooplanktons / der Meiofauna im Überstand von Filter 4 verläuft eingipflig mit höchsten Individuendichten und Biomassen im Juli. Ruderfußkrebse (Copepoda) haben ab Juli die höchsten Anteile an der Abundanz und ganzjährig an der Biomasse der Lebensgemeinschaft. In dieser Gruppe tragen Schwebekrebse (Calanoida) maßgeblich zur Verminderung von Phytoplankton bei. Sie werden im Frühjahr von kleinen Arten der Blattfußkrebse (v.a. *Chydorus sphaericus*) unterstützt.

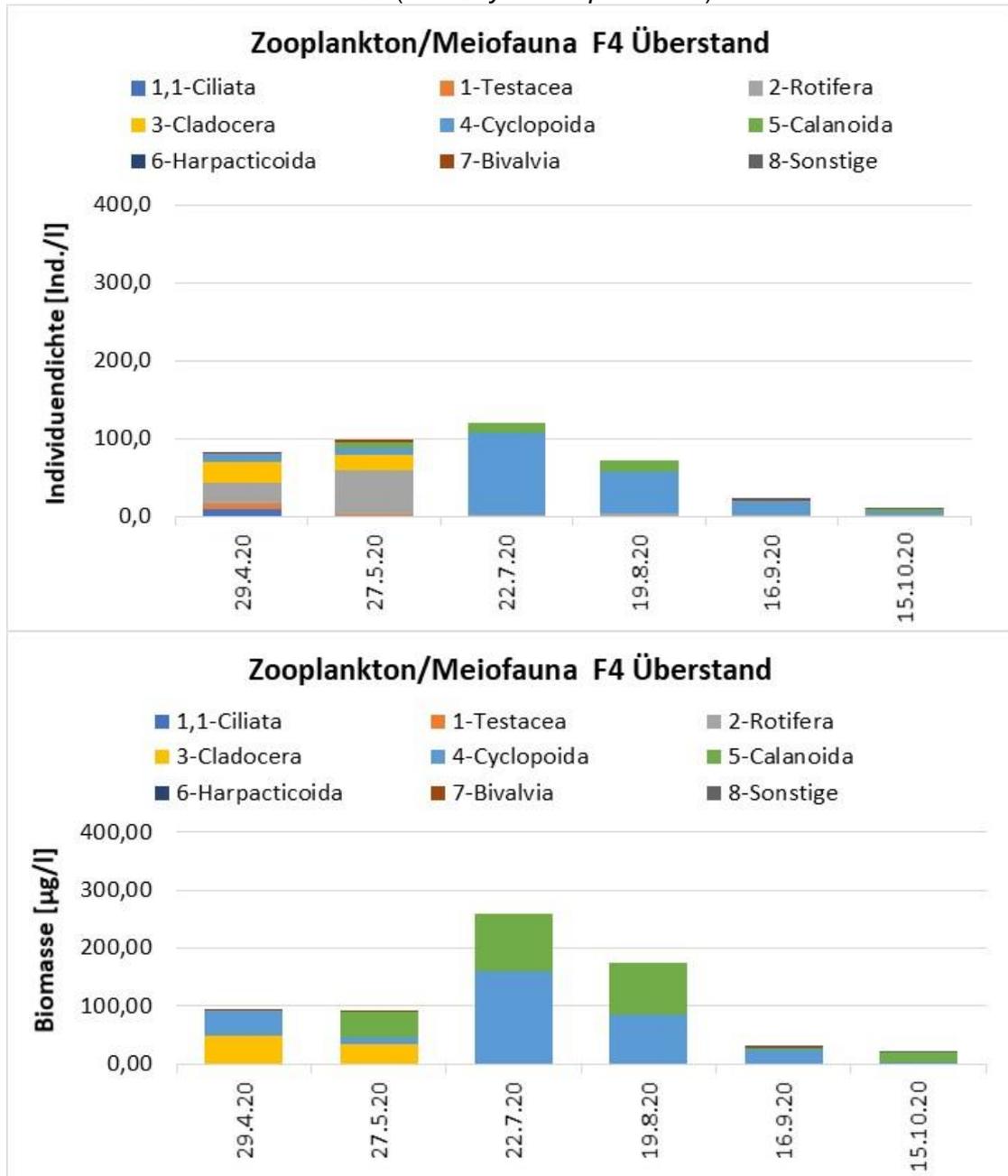


Abbildung 33: Individuendichte (oben) und Biomasse (unten) des Zooplanktons im Überstand von Filter 4

Die Individuendichten der Zooplankter sind im Ablauf des Filters wieder deutlich geringer, höchste Anteile haben Rotatorien hinsichtlich ihrer Abundanzen und Krebse (Blattfußkrebse und Ruderfußkrebse) hinsichtlich ihrer Biomasse. Auffällig sind die Ergebnisse vom 29.4. 2020 mit extrem hohen Individuendichten von Blattfußkrebsen (*Chydorus sphaericus*). Dieser Wert ist mit hoher Wahrscheinlichkeit den Verhältnissen während der Standzeit / der Wiederinbetriebnahme des Filters geschuldet.

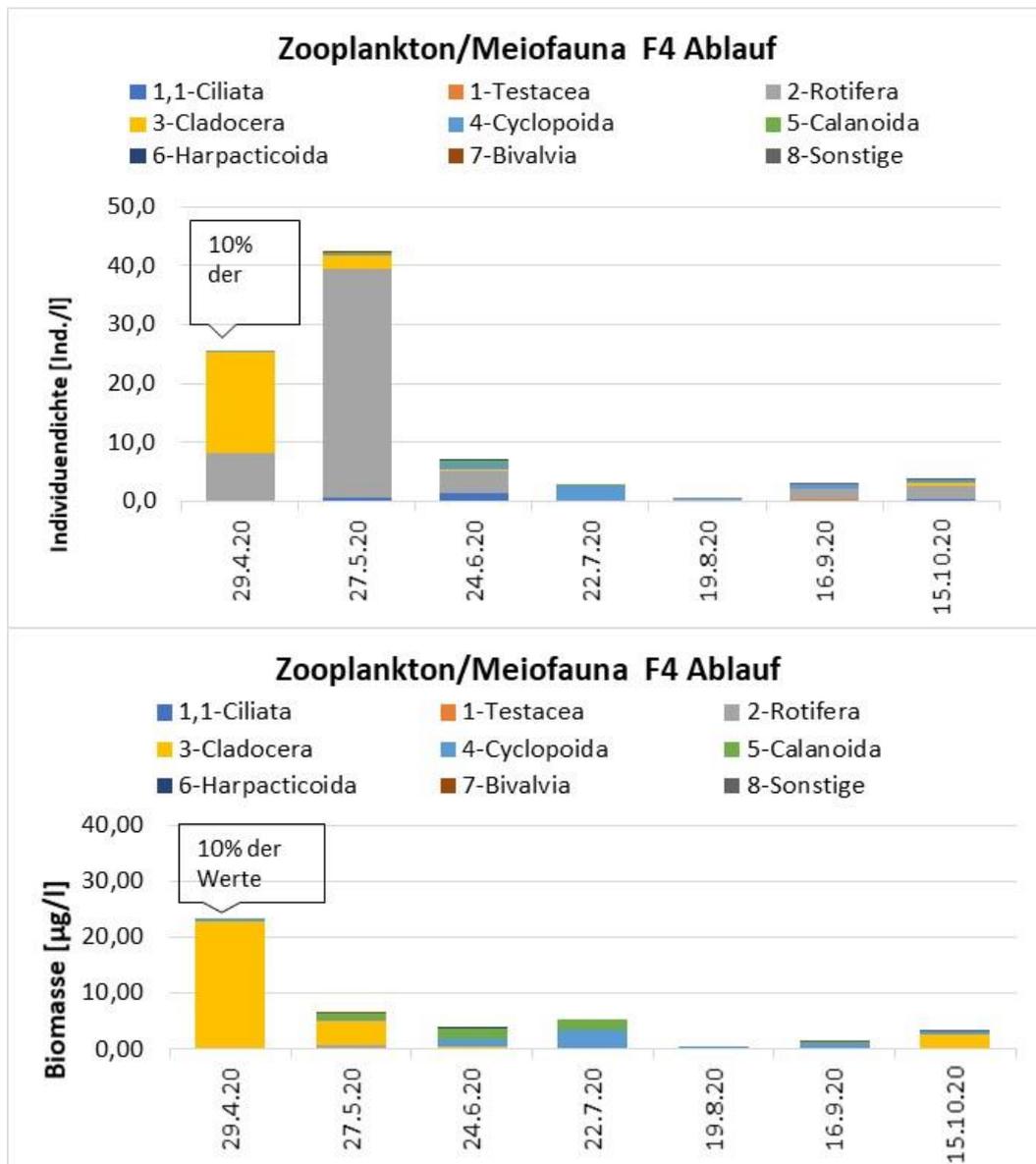


Abbildung 34: Individuendichte (oben) und Biomasse (unten) des Zooplanktons im Ablauf von Filter 4. (Die Darstellung für den 29.4.2020 zeigt 10% jeder Tiergruppe)

Frischwasser

Das Zooplankton des Frischwassers ist ähnlich individuenarm wie die Gemeinschaft im Ablauf von Filter 1. Höchste Individuendichten wurden im April und Mai (Individuendominanz von Rädertierchen) festgestellt; die Biomassen sind ganzjährig auf sehr niedrigem Niveau.

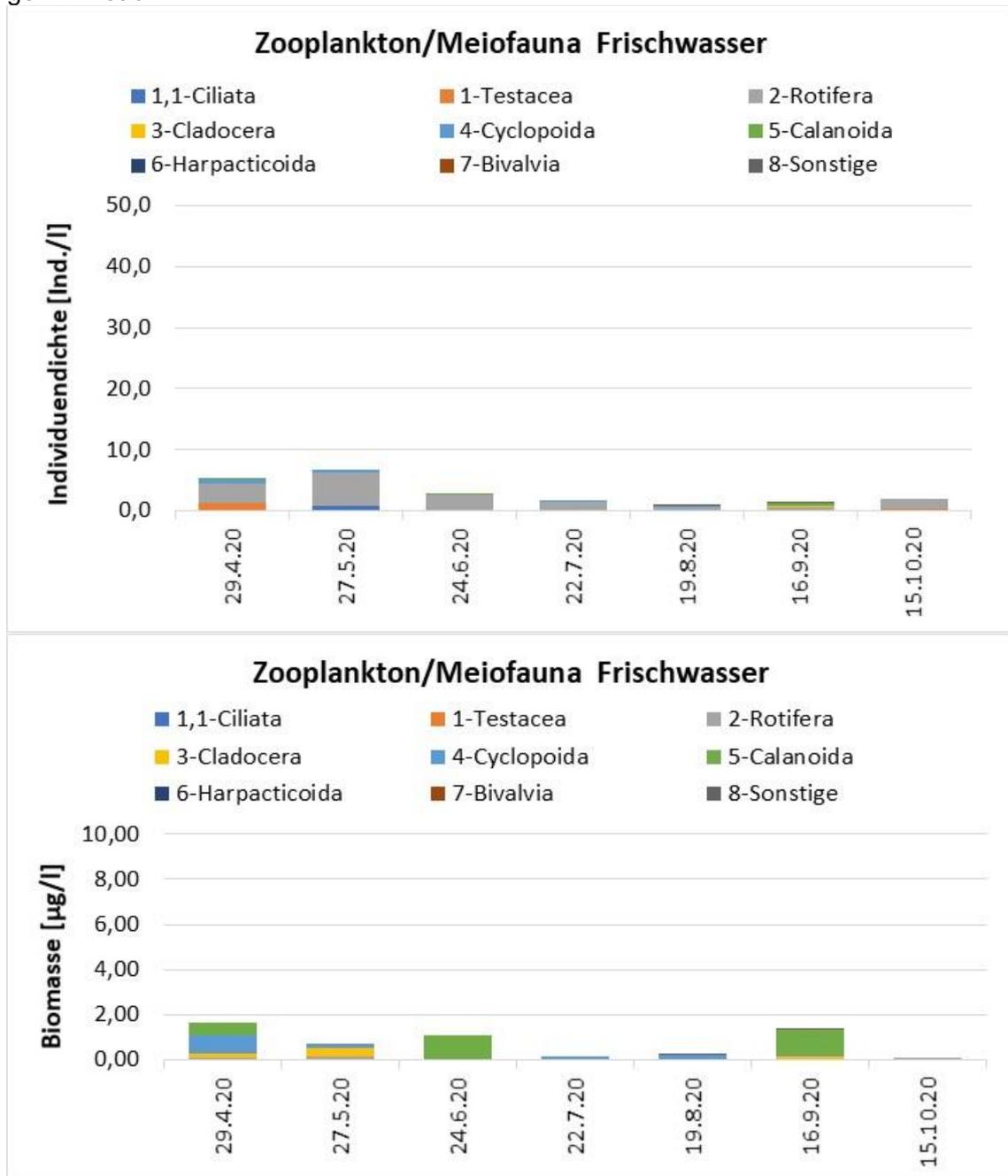


Abbildung 35: Individuendichte (oben) und Biomasse (unten) des Zooplanktons im Frischwasser

3.2.6 Makrozoobenthos

Zum Makrozoobenthos, auch Fischnährtiere genannt, gehören die ohne optische Hilfsmittel sichtbaren, bodenlebenden, aquatischen Wirbellosen. Dies sind im Wesentlichen Insektenlarven, Larven und Imagines der Wasserkäfer, Wasserwanzen, Muscheln, Wasserschnecken, Krebstiere, Strudelwürmer, Würmer, Egel sowie sessile (festsitzende) Tiere wie z.B. Schwämme und Moostierchen.

Die Untersuchungen des Makrozoobenthos erfolgten im Sommer 2018, im Sommer und Herbst 2019 sowie im Frühjahr, Sommer und Herbst 2020.

Erfassung und Auswertung des Makrozoobenthos in den Filterbecken

Von der Sohle der Filter (1 Blähton, 2 Lavagestein, 3 Pflanzenbett auf Kies, 4 kleines Pflanzenbeet auf Blähton) wurden jeweils drei Teilproben mit dem Kescher entnommen und pro Filter zu einer Mischprobe vereinigt. Der Kescher wurde auf die Sohle aufgesetzt, das Sohlsubstrat leicht aufgewirbelt und pro Teilprobe eine Fläche von 0,25 m x 0,25 m, entsprechend der Kantenlänge des Keschers, aufgefangen. Die Mischprobe entsprach einer Fläche von 0,1875 m².

Seit Anfang Oktober 2019 wurden zusätzlich die HDPE-Wände der Filter untersucht. Mittels eines Pfahlkratzers mit einer Kantenlänge von 0,13 m wurde der Bewuchs jeweils an zwei bis drei Stellen abgekratzt.

Im Labor wurden die Tiere ausgelesen, bestimmt und auf einen Quadratmeter Fläche hochgerechnet.

Filter 1

Tabelle 7: Filter 1 – Makrozoobenthos auf der Sohle

Sohle		15.07.18	20.07.19	06.10.19	29.04.20	29.07.20	04.11.20
Taxon	Gruppe	Individuen/m ²					
<i>Chelicorophium curvispinum</i>	Flohkrebse	64	32		11		
<i>Dikerogammarus haemobaphus</i>	Flohkrebse	533	1.525	2.133	4.267	8.000	597
<i>Dikerogammarus villosus</i>	Flohkrebse	320					
<i>Echinogammarus ischnus</i>	Flohkrebse	3.200					1.920
<i>Lymnaea stagnalis</i>	Schnecken		5		64		
<i>Radix</i> sp.	Schnecken	11					
<i>Caenis luctuosa</i>	Eintagsfliegen		117		5		
<i>Ecnomus tenellus</i>	Köcherfliegen		11				
<i>Tinodes waeneri</i>	Köcherfliegen		5				
Tubificidae Gen. sp.	Würmer						32
Chironomidae Gen. sp.	Zuckmücken		245				
<i>Ephydatia fluviatilis</i>	Schwämme						1
Summe		4.128	1.940	2.133	4.347	8.000	2.550

Zwischen dem Filtermaterial Blähton im Filter 1 wurden hauptsächlich massenhaft Flohkrebse nachgewiesen (Tabelle 7). Sie ernähren sich räuberisch sowie von lebenden und verwesenden Pflanzen, Detritus und Aas. 2019 und 2020 wurden viele leere Schneckenhäuser in dem Probenmaterial gefunden.

Mitte September 2020 wurden auf dem Blähton festhaftend ca. 30 Kolonien des Klumpenschwammes *Ephydatia fluviatilis* vorgefunden.

Tabelle 8: Filter 1 – Makrozoobenthos an der Wand

Wand		06.10.19	29.04.20	29.07.20	04.11.20
Taxon	Gruppe	Individuen/m ²			
Dikerogammarus haemobaphus	Flohkrebse		8	133	
Gammarus pulex	Bachflohkrebse	111			
Lymnaea stagnalis	Schnecken	333	23		
Radix sp.	Schnecken			15	7
Dugesia lugubris	Strudelwürmer	94			
Summe		538	31	148	7

Die Wandfläche war im Oktober 2019 von einer sehr dünnen mineralischen Kruste mit Kieselalgen und der fädigen Grünalge *Rhizclonium hieroglyphicum* bedeckt. Darauf saßen auffällig viele Exemplare der Spitzschlammschnecke *Lymnaea stagnalis*. Die Schnecke ernährt sich von Algen, weichen und verrotteten Wasserpflanzen, Aas, Laich und Detritus. Im Sommer 2019 wurde im Filterbecken 1 beobachtet, wie die Spitzschlammschnecken an der Wasseroberfläche die dicht wachsenden Wasserlinsen *Lemna minor* fraßen, quasi alle Wasserlinsen auffraßen. Die Schnecke ist in der Lage, an der Wasseroberfläche Schleim zum Festhaften abzusondern.

Auch 2020 bedeckte eine dünne mineralische Kruste mit anhaftenden kurzen Blaualgenfäden sowie aufsitzenden Kieselalgen die Wände. Die Spitzschlammschnecke wurde jedoch nur im Frühjahr 2020 an Wand und Sohle vorgefunden (Tabelle 8).

Filter 2

Filter 2 war in den drei Untersuchungsjahren dicht mit der Wasserpflanze Hornblatt *Ceratophyllum demersum* und Fadenalgenwatten bewachsen.

Während der Aufwirbelung des Filtermaterials Lavagestein wurde im Sommer 2018 ein starker Faulschlammgeruch festgestellt. Das Filtermaterial war dicht mit Algenwatten der benthischen Fadenalgen *Spirogyra* sp. (Faden-Jochalgen) und *Microspora* sp. (Grünalgen) bedeckt. Massenhaft wurden Flohkrebse und Wasserasseln vorgefunden. Die Gesamtindividuumdichte von ca. 14.500 Individuen/m² war extrem hoch. Die Hauptnahrung der Flohkrebse besteht aus lebenden und verwesenden Pflanzen, Detritus und Aas. Wasserasseln ernähren sich von verwesenden Stoffen. In den Algenwatten befanden sich zudem viele Zooplankter der Ordnung Blattfußkrebse. 2019 und 2020 wurde kein Faulschlammgeruch bemerkt. Neben dem Hornblatt wuchsen in beiden Jahren Algenwatten der Grünalge *Rhizclonium hieroglyphicum*.

Im Herbst 2020 war der Filter zudem dicht mit der Wasserlinse *Lemna minor* bedeckt. Es wurden hauptsächlich Wasserasseln in hoher Individuumdichte vorgefunden. Außerdem kam erstmals die Schwebegarnele *Hemimysis anomala* im Filter 2 vor. Im Vorjahr wurden Schwebegarnelen ausschließlich im Frischwasserbecken nachgewiesen (Tabelle 9). Die Lebensweise von *Hemimysis anomala*, Neozoa aus den pontokaspischen Raum, ist nektobenthisch.

Das bedeutet, die Art lebt sowohl im Freiwasser sowie auch am Boden und kann sich in diesen Bereichen aktiv bewegen. Die photophobe Art führt eine vertikale Wanderung abhängig von dem abiotischen Faktor Licht durch. In der Nacht sowie in der Dämmerung

kommt *Hemimysis anomala* an der Wasseroberfläche vor. Bei Tagesanbruch taucht sie in mittlere oder bodennahe Schichten ab, zum Schutz vor Licht und vor Prädatoren. Die als euryök beschriebene Schwebegarnele ernährt sich omnivor, wobei adulte Tiere Zooplankton favorisieren, juvenile Tiere hingegen Algen fressen (Roth, 2015).

Tabelle 9: Filter 2 – Makrozoobenthos auf der Sohle

Sohle		15.07.18	20.07.19	06.10.19	29.04.20	29.07.20	04.11.20
Taxon	Gruppe	Individuen/m ²					
<i>Chelicorophium robustum</i>	Flohkrebse		5				
<i>Dikerogammarus haemobaphus</i>	Flohkrebse				48	149	
<i>Dikerogammarus villosus</i>	Flohkrebse	8					
<i>Echinogammarus ischnus</i>	Flohkrebse	8.533				21	21
<i>Gammarus pulex</i>	Bachflohkrebse		5				
<i>Hemimysis anomala</i>	Schwebegarnelen						11
Ostracoda	Muschelkrebse					128	
<i>Dugesia lugubris</i>	Strudelwürmer						21
<i>Asellus aquaticus</i>	Wasserasseln	5.333	2.379	2.133	2.667	2.773	800
<i>Bithynia tentaculata</i>	Schnecken		203	5	27	149	27
<i>Radix</i> sp.	Schnecken					21	
<i>Oligoecaeta</i> Gen. sp.	Würmer	640				149	5
<i>Cloeon dipterum</i>	Eintagsfliegen						59
<i>Plea minutissima</i>	Wasserwanzen						64
Chironomidae Gen. sp.	Zuckmücken		400			64	
Summe		14.514	2.992	2.138	2.742	3.454	1.008

Tabelle 10: Filter 2 – Makrozoobenthos an der Wand

Wand		06.10.19	29.04.20	29.07.20	04.11.20
Taxon	Gruppe	Individuen/m ²			
<i>Dikerogammarus haemobaphus</i>	Flohkrebse	70	91		
<i>Asellus aquaticus</i>	Wasserasseln	1.189	1.259	109	20
<i>Dreissena</i> sp.	Muscheln	140	112	32	
<i>Bithynia tentaculata</i>	Schnecken	7	21	13	7
<i>Lymnaea stagnalis</i>	Schnecken	7			
<i>Dugesia lugubris</i>	Strudelwürmer				7
Summe		1.413	1.483	154	34

An den Wänden von Filter 2 wuchsen im Herbst 2019 und im Frühjahr 2020 Fadenalgen (*Rhizodonium hieroglyphium*). In dem Bewuchs fanden sich massenhaft Wasserasseln sowie Flohkrebse und Dreikantmuscheln mit 3 mm bis 15 mm Länge. Im Sommer und Herbst 2020 waren die Wände mit einer dünnen mineralischen Kruste und darauf aufsitzenden Kieselalgen bedeckt. Die Dichte an Wasserasseln war vergleichsweise gering (Tabelle 10).

Filter 3

Auf der Sohle des Filters 3 befanden sich Ablagerungen von Schilfdetritus. Auf diesem Filter wurden die höchsten Taxazahlen an Benthosorganismen ermittelt. Pro Termin konnten sechs bis 15 Taxa nachgewiesen werden. Vermehrt traten Flohkrebse und Wasserschnecken auf. Außerdem wurden Insektenlarven verschiedener Ordnungen gefunden. 2019 wurde das Pflanzenbeet erst im Spätsommer in Betrieb genommen. Im Oktober wurden auf der Filtersohle hauptsächlich Wasserschnecken vorgefunden. 2020 kamen zahlreiche Flohkrebse, Wasserschnecken und Würmer auf der Filtersohle vor. Im Filter 3 konnten bereits im Sommer 2020 Schwebegarnelen nachgewiesen werden (Tabelle 11).

Tabelle 11: Filter 3 – Makrozoobenthos auf der Sohle

Sohle		15.07.18	20.07.19	06.10.19	29.04.20	29.07.20	04.11.20
Taxon	Gruppe	Individuen/m ²					
Chelicorophium robustum	Flohkrebse	11		5		3	
Dikerogammarus haemobaphus	Flohkrebse	53		11	32	309	48
Dikerogammarus villosus	Flohkrebse					11	5
Echinogammarus ischnus	Flohkrebse	261					128
Ostracoda	Muschelkrebse					48	27
Hemimysis anomala	Schwebegarnelen					16	5
Asellus aquaticus	Wasserasseln					21	
Bathymorphalus contortus	Schnecken	43					
Galba truncatula	Schnecken				5		
Gyraulus albus	Schnecken	197		144	336	133	53
Physella acuta/heterostropha	Schnecken	267		128			5
Radix sp.	Schnecken					37	11
Stagnicola sp.	Schnecken	149					
Dreissena sp.	Muscheln	11				11	
Pisidium sp.	Muscheln				5		
Ephydatia fluviatilis	Schwämme	11				5	5
Eiseniella tetraedra	Würmer				32	11	11
Oligochaeta Gen. sp.	Würmer	48		5	21		
Stylaria lacustris	Würmer				117		
Caenis luctuosa	Eintagsfliegen	16				11	48
Mystacides azurea	Köcherfliegen						5
Oecetis lacustris	Köcherfliegen	5					
Ischnura elegans	Libellen	5					
Chironomidae Gen. sp.	Zuckmücken	37		32	149		
Hydra sp.	Wasserpolyphen				59		
Summe		1.114	n.b.	325	756	616	351

Die Wandflächen von Filter 3 waren 2019 von einer sehr dünnen mineralischen Kruste mit Kieselalgen und der fädigen Grünalge *Rhizodinium hieroglyphium* bedeckt. In dem Bewuchs kamen vermehrt Wasserschnecken vor. Im Frühjahr 2020 befanden sich auf der Kruste hauptsächlich Fadenalgengeflechte der Kieselalgen *Melosira varians* und *Fragilaria capucina*. In dem Aufwuchs befanden sich massenhaft Würmer der Art *Stylaria lacustris*, die sich von Algen ernähren. Im Sommer und Herbst 2020 war die sehr dünne Kruste an den Wänden mit der Grünalge *Cladophora glomerata* sowie mit fädigen Blaualgen und Kieselalgen bewachsen. Die Würmer waren verschwunden. Hingegen kamen vermehrt Wasserschnecken vor (Tabelle 12).

Tabelle 12: Filter 3 – Makrozoobenthos an der Wand

Wand		06.10.19	29.04.20	29.07.20	04.11.20
Taxon	Gruppe	Individuen/m ²			
Dikerogammarus haemobaphus	Flohkrebse	33	51		
Dreissena sp.	Muscheln			7	
Ferrissia wautieri	Schnecken		9		
Gyraulus albus	Schnecken	187	77	29	46
Physella acuta/heterostropha	Schnecken	143	26		
Radix sp.	Schnecken		9	93	92
Stylaria lacustris	Würmer	22	1.538		
Chironomidae Gen. sp.	Zuckmücken	165	60		
Psychodidae Gen. sp.	Zweiflügler				27
Anacaean sp.	Wasserkäfer		1		
Hydra sp.	Wasserpolyphen		43		
Summe		550	1.814	129	165

Filter 4

Tabelle 13: Filter 4 – Makrozoobenthos auf der Sohle

Sohle		06.10.19	29.04.20	29.07.20	04.11.20
Taxon	Gruppe	Individuen/m ²			
Chelicorophium curvispinum	Flohkrebse		11	11	
Dikerogammarus haemobaphus	Flohkrebse	11	59	144	37
Dikerogammarus villosus	Flohkrebse		5	21	
Echinogammarus ischnus	Flohkrebse			16	85
Hemimysis anomala	Schwebegarnelen				949
Ferrissia wautieri	Schnecken				5
Galba truncatula	Schnecken				5
Gyraulus albus	Schnecken	11	149	32	48
Physella acuta/heterostropha	Schnecken		11	336	
Radix sp.	Schnecken		21		
Ephydatia fluviatilis	Schwämme			5	5
Stylaria lacustris	Würmer		187		
Caenis luctuosa	Eintagsfliegen		5		
Cloeon dipterum	Eintagsfliegen			11	
Ecnomus tenellus	Köcherfliegen		5		
Chironomidae Gen. sp.	Zuckmücken	27	91	21	11
Hydra sp.	Wasserpolyphen		80		
Summe		49	624	597	1.145

Filter 4 wurde im Spätsommer 2019 als kleines Pflanzenbeet mit Schilf auf dem Substrat Blähton eingerichtet. Auf der Sohle befanden sich im Herbst 2019 vergleichsweise wenig

Tiere aus den Gruppen Flohkrebse, Schnecken und Zuckmücken. 2020 war die Sohle mit Schilfdetritus bedeckt. Es kamen hauptsächlich Flohkrebse und Wasserschnecken vor. Bemerkenswert ist eine Massenentwicklung der Schwebegarnele *Hemimysis anomala* im Herbst 2020. In Filter 2 und 3 kam die Art nur vereinzelt vor (Tabelle 13).

Tabelle 14: Filter 4 – Makrozoobenthos an der Wand

Wand		06.10.19	29.04.20	29.07.20	04.11.20
Taxon	Gruppe	Individuen/m ²			
Dikerogammarus haemobaphus	Flohkrebse		17		
Asellus aquaticus	Wasserasseln			7	
Gyraulus albus	Schnecken	9	145	165	162
Physella acuta/heterostropha	Schnecken		34	343	
Radix auricularia	Schnecken		9		
Radix sp.	Schnecken			7	
Stagnicola sp.	Schnecken	9			
Stylaria lacustris	Würmer		188		
Chironomidae Gen. sp.	Zuckmücken		77		9
Hydra sp.	Wasserpolyphen		68		
Ephydatia fluviatilis	Schwämme			7	
Summe		18	538	529	171

An den Wänden von Filter 4 hafteten im Herbst 2019 wenige Wasserschnecken. 2020 wurde im Frühjahr und Sommer eine dünne mineralische Kruste an den Wänden vermehrt, die sich im Herbst augenscheinlich aufgelöst oder abgelöst hatte. Es kamen vermehrt hauptsächlich Wasserschnecken vor (Tabelle 14).

Erfassung und Auswertung des Makrozoobenthos im Frischwasserbecken

Im Frischwasserbecken wurden die drei Bereiche FW1 (2 Meter nach Zulauf), FW2 (2 Meter nach Kehre) und FW3 (2 Meter vor Ablauf) beprobt.

Von der Sohle der Bereiche 1 bis 3 wurden jeweils drei Teilproben mit dem Kescher entnommen und pro Bereich zu einer Mischprobe vereinigt. Der Kescher wurde auf die Sohle aufgesetzt, das Sohlsubstrat leicht aufgewirbelt und pro Teilprobe eine Fläche von 0,25 m x 0,25 m, entsprechend der Kantenlänge des Keschers, aufgefangen. Die Mischprobe entsprach einer Fläche von 0,1875 m². Im Labor wurden die Tiere ausgelesen, bestimmt und auf einen Quadratmeter hochgerechnet.

Desweiteren wurde an den HDPE-Wänden der jeweiligen Bereiche eine definierte Menge des Biofilms mittels eines Pfahlkratzers entnommen. Der Pfahlkratzer mit einer Kantenlänge von 0,13 m wurde auf die Filtersohle aufgesetzt und an der Wand ca. 1,40 m hochgezogen. Die beprobte Teilfläche betrug 0,182 m². Im Labor wurden die Tiere ausgelesen, bestimmt und auf einen Quadratmeter hochgerechnet.

In den Bereichen FW1 und FW3 wurden 2018 Proben der aufschwimmenden Fadenalgen zur Bestimmung entnommen. 2019 und 2020 wurden keine aufschwimmenden Fadenalgen gesichtet.

Frischwasserbereich 1

Die Sohle im Frischwasserbereich FW1 war im Sommer 2018 dicht mit Fadenalgenwat- ten bedeckt. Hauptsächlich kamen Flohkrebse und Zuckmückenlarven darin vor. Die In- dividuendichte war mit 84 Individuen/m² gering. In den Algenwat- ten befanden sich zu- dem massenhaft Zooplankter der Ordnung Blattfußkrebse. 2019 und 2020 wurden keine Fadenalgenwat- ten auf der Beckensohle vermerkt. Neben Flohkrebse- n und Zuckmü- ckenlarven wurde im Sommer und Herbst 2019 in allen drei untersuchten Sohlbereichen erstmals die Schwebegarnele *Hemimysis anomala*, Neozoa aus den pontokaspischen Raum, vorgefunden. Im Großversuch kam diese Garnele in hoher Dichte im Herbst 2019 auf der Sohle des Frischwasserbereiches FW 1 vor. Im Frühjahr 2020 kamen auf der Sohle hauptsächlich Zuckmückenlarven vor, die sich von Abbaustoffen im Wasser sowie von Kieselalgen durch Beweidung der Sohlsubstrate ernähren. Im Sommer wurden vermehrt Wasserschnecken und Schwebegarnelen vorgefunden. Eine Massenentwicklung an Wasserschnecken wurde im Herbst 2020 vermerkt (Tabelle 15).

Tabelle 15: FW1 – Makrozoobenthos auf der Sohle

Sohle		15.07.18	20.07.19	06.10.19	29.04.20	29.07.20	04.11.20
Taxon	Gruppe	Individuen/m ²					
Dikerogammarus haemobaphus	Flohkrebse	48	11	53	5	5	69
Hemimysis anomala	Schwebegarnelen		80	245	5	85	
Bithynia tentaculata	Schnecken			5		160	181
Gyraulus albus	Schnecken	5					16
Potamopyrgus antipodarum	Schnecken			5			389
Radix sp.	Schnecken		5			170	411
Caenis luctuosa	Eintagsfliegen				37		
Oecetis lacustris	Köcherfliegen	5					
Sigara sp. Larve	Wasserwanzen	5					
Oligochaeta Gen. sp.	Würmer			11			
Tubificidae Gen. sp.	Würmer				16	5	27
Chironomidae Gen. sp.	Zuckmücken	21	5	32	160		
Summe		84	101	351	223	425	1.093

An der Wand des Bereiches FW1 wurden im Sommer 2018 drei Arten an Wasserschne- cken vermehrt vorgefunden. Wasserschnecken weiden den Biofilm ab. Bei den auf- schwimmenden Fadenalgen im Bereich FW1 handelte es sich um die benthischen Gat- tungen *Oedogonium* sp. und *Mougeotia* sp. (Grünalgen). Die dünne Fadenalge *Mouge- otia* sp. war dicht mit Kieselalgen besetzt.

Wie bereits für die Wände der Filterbecken beschrieben, waren 2019 die Wände des großen Frischwasserbeckens mit einer dünnen, leicht zerbrechlichen mineralischen Kruste mit massenhaft Kieselalgen sowie fädige Grünalgen bedeckt. Augenscheinlich waren diese Krusten etwas dicker als die der Filterwände. In dem Bewuchs hafteten Wasserschnecken und bewegten sich vermehrt Flohkrebse.

Auch 2020 waren die Wände mit dieser dünnen mineralischen Kruste bedeckt. Nur im Frühjahr hafteten daran großflächig hautartige Überzüge aus fädigen Blaualgen. Diese Überzüge wurden in allen drei untersuchten Beckenbereichen vorgefunden. Offenbar wirken sie für Benthosorganismen besiedlungsfeindlich. Im Bereich FW1 kamen aus- schließlich Wasserschnecken in geringer Dichte vor. Im Juli war die „Haut“ verschwun- den und die Wand war dicht mit Wasserschnecken besetzt. Auch im Herbst wurden viele Wasserschnecken vorgefunden (Tabelle 16).

Tabelle 16: FW1 – Makrozoobenthos an der Wand

Wand		15.07.18	20.07.19	06.10.19	29.04.20	29.07.20	04.11.20
Taxon	Gruppe	Individuen/m ²					
Dikerogammarus haemobaphus	Flohkrebse		22	104		66	82
Hemimysis anomala	Schwebegarnelen						11
Bithynia tentaculata	Schnecken				11	1.472	209
Gyraulus albus	Schnecken	225		5			
Physella acuta/heterostropha	Schnecken	55	5	5			
Potamopyrgus antipodarum	Schnecken						33
Radix sp.	Schnecken	248	132	93	22	2.901	1.511
Stagnicola sp.	Schnecken			5			
Oligochaeta Gen. sp.	Würmer			5			
Chironomidea Gen. sp.	Zweiflügler		33			22	
Summe		528	192	217	33	4.461	1.846

Frischwasserbereich 2

Auf der Sohle im Bereich FW2 befanden sich im Sommer 2018 dichte Fadenalgenwatten der Grünalgen *Oedogonium* sp. und *Microspora* sp.. In den Algenwatten befanden sich massenhaft Zooplankter der Ordnung Blattfußkrebse. Die Individuendichte der Benthosorganismen war mit 52 Individuen/m² gering. Hauptsächlich kamen Flohkrebse vor. Auch 2019 wurden relativ wenige Tiere vorgefunden. Vermehrt kam auf der Sohle im Bereich FW 2 im Sommer 2019 die Schwebegarnele vor. Im Frühjahr 2020 kamen vermehrt Schlammröhrenwürmer vor. Die Tubificiden bilden kleine, mit Sekret ausgekleidete Röhren aus Sand- und Schlammteilchen und ernähren sich von nährstoffreichem Schlamm, Pflanzenresten und tierischen Zerfallsprodukten. Während die Schwebegarnele im Frühjahr nicht im Bereich FW2 vorgefunden wurde, konnte sie im Juli neben vielen Wasserschnecken und Flohkrebse massenhaft in der Probe nachgewiesen werden. Im Herbst kamen hauptsächlich Flohkrebse und Wasserschnecken vor. Außerdem waren viele leere Schneckenhäuser von *Radix* sp. in der Sohlprobe enthalten (Tabelle 17).

Tabelle 17: FW2 – Makrozoobenthos auf der Sohle

Sohle		15.07.18	20.07.19	06.10.19	29.04.20	29.07.20	04.11.20
Taxon	Gruppe	Individuen/m ²					
Dikerogammarus haemobaphus	Flohkrebse	32	27	21		107	144
Dikerogammarus villosus	Flohkrebse	5				16	5
Echinogammarus ischnus	Flohkrebse						16
Gammarus pulex	Bachflohkrebse		11				
Hemimysis anomala	Schwebegarnelen		71	5		400	5
Bithynia tentaculata	Schnecken			5		203	117
Gyraulus albus	Schnecken					5	
Potamopyrgus antipodarum	Schnecken		5	5		16	149
Radix sp.	Schnecken	5				288	181
Oecetis lacustris	Köcherfliegen	5					
Oligochaeta Gen. sp.	Würmer		38	11			
Tubificidae Gen. sp.	Würmer				133		43
Chironomidae Gen. sp.	Zuckmücken	5	22	11	16		
Summe		52	174	58	149	1.035	660

Die Wand im Bereich FW2 war wie im Bereich FW1 im Sommer 2018 mit vielen Wasserschnecken besiedelt. 2019 kam nur die Schnecke *Radix* sp. neben Flohkrebse und Schwebegarnelen auf der mineralischen Kruste vor. Im Frühjahr 2020 war die Wand nur gering mit Wasserschnecken und Zuckmückenlarven besiedelt. Im Sommer war die Dichte an auf der Kruste aufsitzenden Wasserschnecken sehr hoch. Im Herbst konnten ebenfalls viele Wasserschnecken beobachtet werden. Sowohl im Sommer als auch im Herbst waren in den Wandproben Schwebegarnelen enthalten (Tabelle 18).

Tabelle 18: FW2 – Makrozoobenthos an der Wand

Wand		15.07.18	20.07.19	06.10.19	29.04.20	29.07.20	04.11.20
Taxon	Gruppe	Individuen/m ²					
<i>Dikerogammarus haemobaphus</i>	Flohkrebse			44		88	22
<i>Hemimysis anomala</i>	Schwebegarnelen		11	11		27	5
<i>Bithynia tentaculata</i>	Schnecken					989	187
<i>Gyraulus albus</i>	Schnecken	137				11	
<i>Physella acuta/heterostropha</i>	Schnecken	55				16	
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	Schnecken					22	88
<i>Radix</i> sp.	Schnecken	368	110	88	38	2.264	1.011
<i>Tinodes waeneri</i>	Köcherfliegen					22	
Chironomidae Gen. sp.	Zuckmücken		33		16	27	
Summe		560	154	143	54	3.466	1.313

Frischwasserbereich 3

Auf der Sohle im Bereich FW3 wuchs im Juli 2018 die benthische Schlauchalge *Vaucheria* sp. (Gelbgrünalgen). Hauptsächlich kamen Wasserschnecken und Flohkrebse vor. Die Individuendichte von ca. 750 Individuen/m² war auffallend hoch. In den Algenwatten wurden viele Zooplankter der Ordnung Blattfußkrebse vorgefunden. Im Freiwasser des Bereiches FW3 wurden im Sommer 2018 Algenwatten der benthischen Grünalge *Mougeotia* sp., dicht besetzt mit Kieselalgen, vorgefunden.

Im Sommer 2019 wurden hauptsächlich Schwebegarnelen gefangen. Im Herbst 2019 zeigte sich ein anderes Bild; es kamen vermehrt Flohkrebse, die salztolerante Schnecke *Potamopyrgus antipodarum* sowie Würmer vor. Im Frühjahr 2020 kamen auf der Beckensohle massenhaft Schlammröhrenwürmer vor. Sie wurden auch im Sommer und Herbst in erhöhter Dichte vorgefunden. Die Schwebegarnelen konnten im Bereich FW3 nur im Sommer nachgewiesen werden. Sie kamen massenhaft neben Wasserschnecken und Würmern in der entnommenen Probe vor. Im Herbst war die Anzahl an Wasserschnecken höher als im Sommer. Zudem kamen Flohkrebse vermehrt vor (Tabelle 19).

Die Wandfläche im Bereich FW3 war im Sommer 2018, wie auch die beiden Wandbereiche FW1 und FW 2, mit vielen Wasserschnecken besiedelt. 2019 wurde auch im Bereich FW3 eine Krustenbildung mit aufsitzenden Wasserschnecken vermerkt. Im Herbst kamen zudem Flohkrebse vermehrt vor. Im Frühjahr 2020 war die Wandkruste mit zum Teil hautartigen Überzügen dünn mit Wasserschnecken besiedelt. Hingegen saßen im Sommer und Herbst an der Wand ohne „Haut“ massenhaft Wasserschnecken (Tabelle 20).

Tabelle 19: FW3 – Makrozoobenthos auf der Sohle

Sohle		12.02.00	20.07.19	06.10.19	29.04.20	29.07.20	04.11.20
Taxon	Gruppe	Individuen/m ²					
Dikerogammarus haemobaphus	Flohkrebse	133	22	176	21	43	213
Dikerogammarus villosus	Flohkrebse					5	
Hemimysis anomala	Schwebegarnelen		117	5		720	
Bithynia tentaculata	Schnecken			21		192	208
Gyraulus albus	Schnecken	507					32
Physella acuta/heterostropha	Schnecken	59					
Potamopyrgus antipodarum	Schnecken			176		11	267
Radix sp.	Schnecken	37			21	277	571
Oecetis lacustris	Köcherfliegen	5					
Sigara sp. Larve	Wasserwanzen	11					
Sigara striata	Wasserwanzen	5					
Oligochaeta Gen. sp.	Würmer		11	155			
Tubificidae Gen. sp.	Würmer				1.067	373	336
Chironomidae Gen. sp.	Zuckmücken	5	5		16		5
Summe		762	155	533	1.125	1.621	1.632

Tabelle 20: FW3 – Makrozoobenthos an der Wand

Wand		15.07.18	20.07.19	06.10.19	29.04.20	29.07.20	04.11.20
Taxon	Gruppe	Individuen/m ²					
Dikerogammarus haemobaphus	Flohkrebse	5	5	104	5	44	49
Dikerogammarus villosus	Flohkrebse					44	
Ostracoda Gen. sp.	Muschelkrebse				5		
Hemimysis anomala	Schwebegarnelen		22				11
Bithynia tentaculata	Schnecken		5		11	1.253	374
Gyraulus albus	Schnecken	165				22	
Physella acuta/heterostropha	Schnecken	5					
Potamopyrgus antipodarum	Schnecken					110	60
Radix sp.	Schnecken	176	181	77	55	1.560	2.175
Tubificidae Gen. sp.	Würmer						93
Chironomidae Gen. sp.	Zuckmücken		27		22	22	
Summe		351	240	181	98	3.055	2.762

Zusammenfassende Betrachtung

Auf der Sohle der Filterbecken 1 und 2 kamen im Sommer 2018 massenhaft Flohkrebse vor. Die Allesfresser sorgen für den Abbau der absinkenden Stoffe. Die Anzahl der Flohkrebse war auf der Sohle im Filterbecken 2, zwischen dichten benthischen Algenwatten, besonders hoch. Im Filterbecken 3 war die Dichte an Flohkrebsen vergleichsweise gering. 2019 und 2020 wurde diese Massenentwicklung an Flohkrebsen nur im Filter 1 beobachtet.

Auf der Sohle von Filter 2 kamen 2019 und 2020 massenhaft Wasserasseln (Aassfresser) und auf Filter 3 vermehrt Wasserschnecken (Weidegänger benthischer Algen) vor. Filter 4 wurde erst im Sommer 2019 in Betrieb genommen. Dementsprechend war die Dichte an Benthosorganismen im Herbst gering. Im Frühjahr und Sommer 2020 kamen auf der Sohle von Filter 4 hauptsächlich Wasserschnecken vor.

Bemerkenswert ist die Massenentwicklung der Schwebegarnele *Hemimysis anomala* im Herbst. Auch in den Filtern 2 und 3 konnte die Schwebegarnele nachgewiesen werden, wenn auch in geringen Abundanzen. Die mit Schilf besetzten Filter 3 und Filter 4 wiesen mit 21 bzw. 17 Taxa 2020 höhere Gesamttaxazahlen auf als der Filter 1 (12 Taxa) und der Filter 2 (7 Taxa).

Die Ergebnisse zeigen, dass die Sohlen der Filter unterschiedlich dicht besiedelt wurden. Während im Untersuchungszeitraum auf Filter 1 massenhaft Flohkrebse (Allesfresser) anzutreffen waren, kamen auf Filter 2 massenhaft Wasserasseln (Aasfresser) vor. Die mit Schilfdetritus belegten Sohlen von Filter 3 und 4 wiesen hingegen eine diverse Benthosgemeinschaft auf, wobei die Individuendichten der vorkommenden Taxa insgesamt geringer waren als auf Filter 1 und 2 (Abbildung 36).

Auf den drei untersuchten Sohlbereichen im Frischwasserbecken wurden im Vergleich zu den Filterbecken entsprechend dem geringeren Nahrungsangebot weniger Tiere vorgefunden. Es kamen vermehrt Flohkrebse und Wasserschnecken vor. Bemerkenswert ist das Vorkommen der Schwebegarnele *Hemimysis anomala* (Neozoa) seit 2019. Die Art ernährt sich von Plankton und wurde 2019 ausschließlich im Frischwasserbecken vorgefunden. Da Schwebegarnelen 2020 auch in den Filtern 2 bis 4 nachgewiesen werden konnten, wird angenommen, dass diese Neozoenart in der Spree angekommen ist und sich in den Becken gut vermehren kann.

Im Oktober 2019 wurde die Beprobung der Biofilme an den Wänden der Filterbecken in das Monitoringprogramm aufgenommen. An den Filterwänden wurden sehr dünne, krustenartige Beläge mit Algenbewuchs vermerkt. Nur an den Wandflächen von Filter 1 saßen massenhaft Spitzschlamm-schnecken (*Lymnaea stagnalis*). Im Sommer wurde die interessante Beobachtung gemacht, dass diese Sckecken zudem an der Wasseroberfläche sämtliche Wasserlinsen (*Lemna minor*) wegfraßen. 2020 kam die Spitzschlamm-schnecke nur im Frühjahr auf Wand und Sohle in vergleichsweise geringeren Abundanzen vor. An den Wänden der anderen Filter sowie der untersuchten Frischwasserbereiche kamen ebenfalls hauptsächlich Wasserschnecken vor, aber andere Arten (*Gyraulus albus*, *Physella acuta/heterostropha*). Die Schnecken weiden den Biofilm ab, wodurch dieser in seiner Höhe eingeschränkt wird und somit Ablösungsprozesse weitgehend verhindert werden.

Die Wände im Frischwasserbereich waren mit einer mineralischen, leicht zerbrechlichen, dünnen Kruste bedeckt (Kalkausfällung durch Photosynthese der Algen mit Entzug Kohlendioxid). Darauf befanden sich massenhaft kleine Kieselalgen und stellenweise auch fädige Grünalgen. Im Frühjahr 2020 war diese Kruste, stellenweise sogar großflächig, mit hautartigen Überzügen aus fädigen Blaualgen bedeckt. Wasserschnecken saßen auf den verbliebenen „freien“ Flächen. Im Sommer waren diese Überzüge verschwunden und die Wandkrusten sehr dicht mit Wasserschnecken (*Bithynia tentaculata* und *Radix* sp.) besetzt. Die höchsten Abundanzen wurden im Zulaufbereich (FW1) und die niedrigsten kurz vor dem Ablauf (FW3) vermerkt. Das passt zum in Fließrichtung abnehmenden Nährstoffangebot für die Algen im Biofilm. Im Herbst entsprach die Anzahl der Wasserschnecken an den Wänden von FW1 und FW2 in etwa der Hälfte vom Sommer. Im Bereich FW3 wurden ähnliche Abundanzen wie im Sommer vorgefunden.

Auf dem Mauerwerk im Kupfergarten waren weder mineralische Krusten noch ein dichter Besatz an Wasserschnecken zu sehen. Es wird daher angenommen, dass die Beschaffenheit der Folienwände in den Becken der Versuchsanlage für die Biofilmbildung förderlich war.

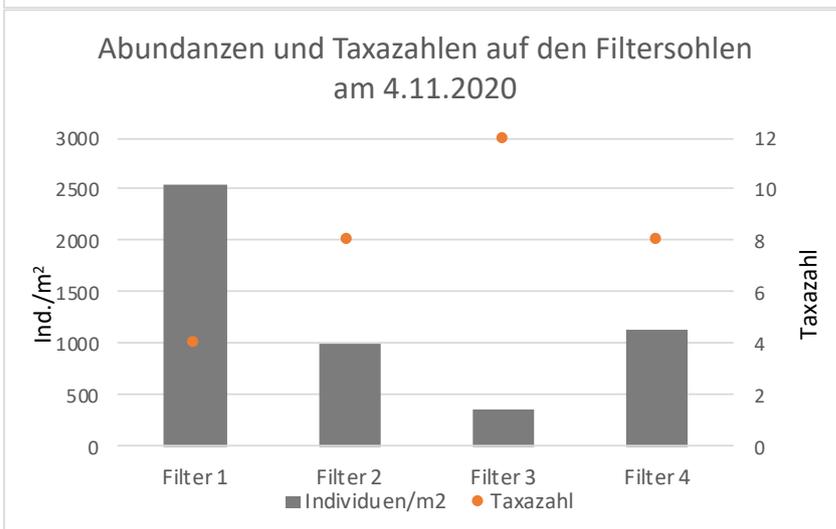
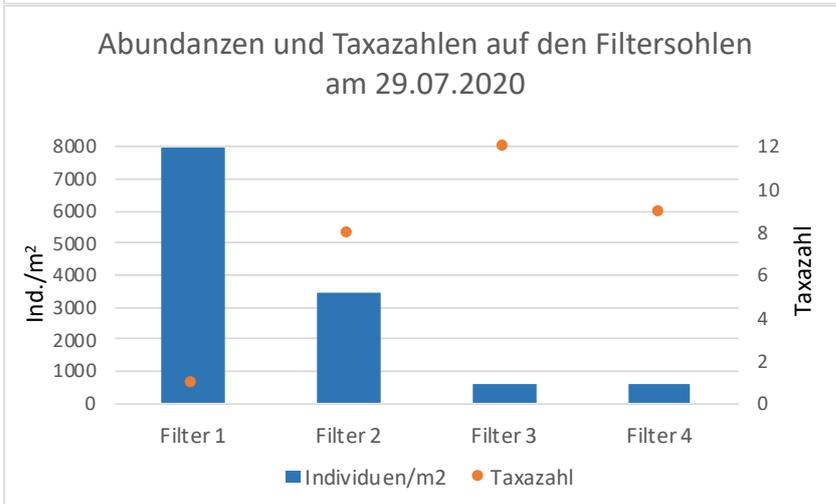
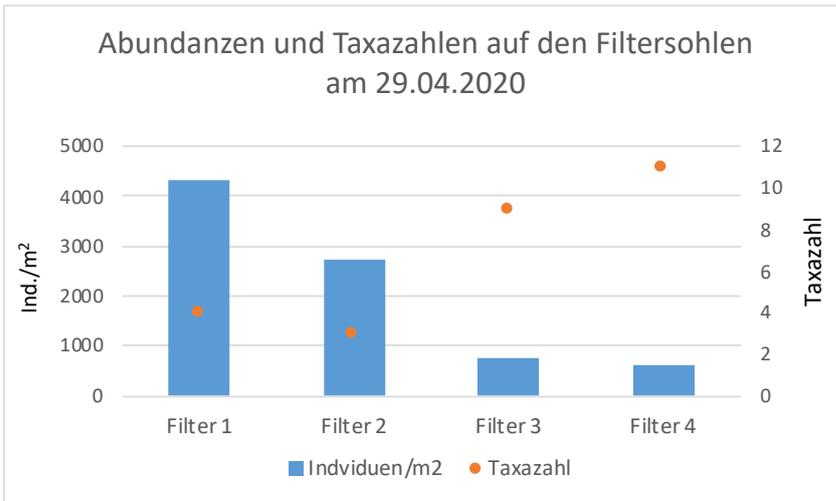


Abbildung 36: Abundanzen und Taxazahlen auf den Filtersohlen im April, Juli und November 2020

3.3 Mischwasserüberläufe im Sommer 2020

Zur Beurteilung von Mischwasserereignissen im projektrelevanten Gebiet (Spreekanal und Spree flussaufwärts der Testfilteranlage) wurden wie in den Vorjahren eine Reihe von Überlaufschwelen der Einzugsgebiete Bln IIIa, Bln V und Bln XIII überwacht. Die Einleitstellen befinden sich direkt im Spreekanal unterhalb der ehemaligen Sportboot-schleuse (Bln IIIa), in der Spree Einlauf im Bereich Straße der Pariser Commune (Bln V) sowie in der Spree auf Höhe der Oberbaumbrücke (Bln XII). Von den direkt in den Spree-kanal einleitenden Bauwerken oberhalb des Testfilters gab es keine Informationen über die stattfindenden Abschlagsereignisse.

Wie Tabelle 21 zu entnehmen ist, ergab sich vor dem 26.09.2020 nur ein einziges Mischwasserereignis von geringer Intensität im projektrelevanten Gebiet. Aus diesem Grund wurden im September Simulationsversuche vorbereitet, um trotz der geringen Mischwasserüberläufe Daten über die Reinigungsleistung der Filteranlage im Extremfall zu erhalten. Während der Vorbereitungen der Simulationsversuche kam es am 26.09.2020 zu einem zweiten, deutlich größeren Mischwasserereignis.

Wie in den Vorjahren wurden nach den Mischwassereinleitungen Intensivbeprobungen durchgeführt.

Tabelle 21: Zusammenfassung der registrierten Mischwasserüberläufe 2020

	Größe des Überlaufs in m ³			Summe der Überläufe in m ³	Startzeitpunkt des Überlaufs			Dauer des Überlaufs in h		
	IIIa	V	XII		IIIa	V	XIII	IIIa	V	XII
13.06.20		361	169	530		20:11	19:18		03:01	04:18
26.09.20	211	7662	2322	10195	15:00	14:48	15:00	01:44	05:04	05:18



Abbildung 37 Getrübter „Spreeblick“ am 15.09.2020 im Spreekanal auf Höhe der Testfilter

3.4 Belastungen nach Mischwasserereignissen

Infolge von Mischwassereinleitungen wurden im Spreekanal in zwei Fällen grenzwert-überschreitende Keimbelastungen mit E. coli und/oder intestinalen Enterokokken festgestellt. Die Keimkonzentrationen stiegen dabei auf 1 bis 1,5 log-Stufen über den jeweiligen Grenzwert und erreichten wenige Tage nach dem Mischwasserereignis wieder zum Baden geeignete Niveaus.

Nach Mischwasserereignissen wurden im Untersuchungszeitraum 2020 zwei Intensivbeprobungen durchgeführt. Während des Septemberereignisses liefen parallel die Simulationsversuche (siehe Sonstige Messwerte der Simulationsversuche).

Die erste Intensivbeprobung im Untersuchungszeitraum 2020 wurde am 13.6. gestartet, nachdem es zu vergleichsweise geringen Entlastungsmengen kam (siehe Tabelle 21).

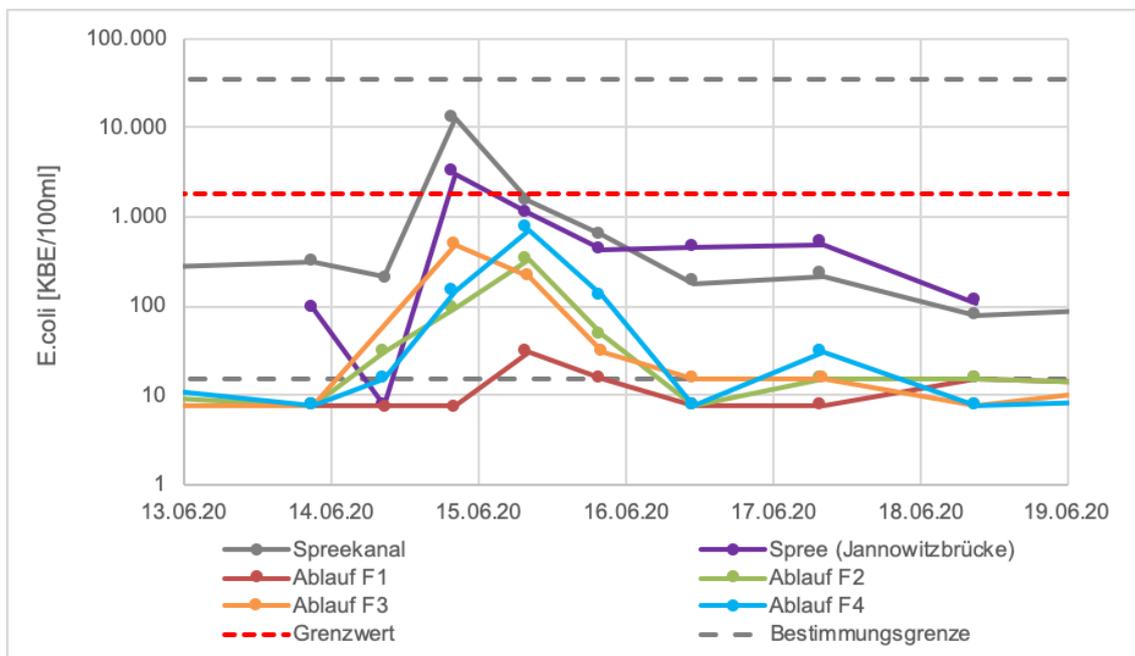


Abbildung 38: Verlauf der Konzentrationen von E. coli während der ersten Intensivbeprobung im Juni 2020

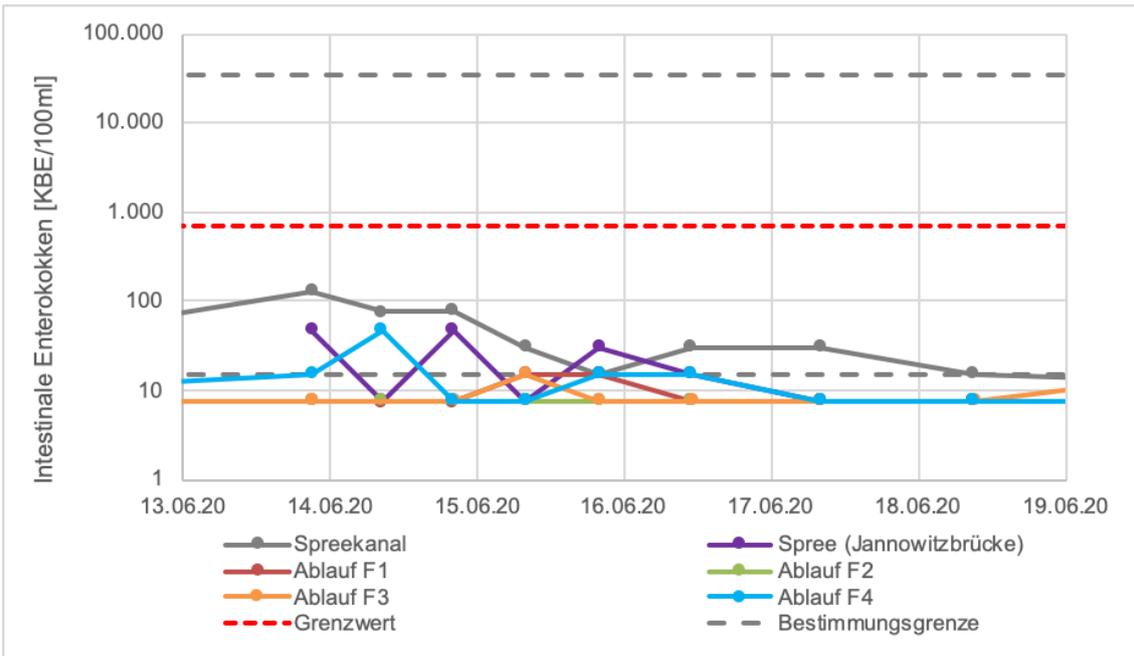


Abbildung 39: Verlauf der Konzentrationen der intestinalen Enterokokken während der ersten Intensivbeprobung im Juni 2020

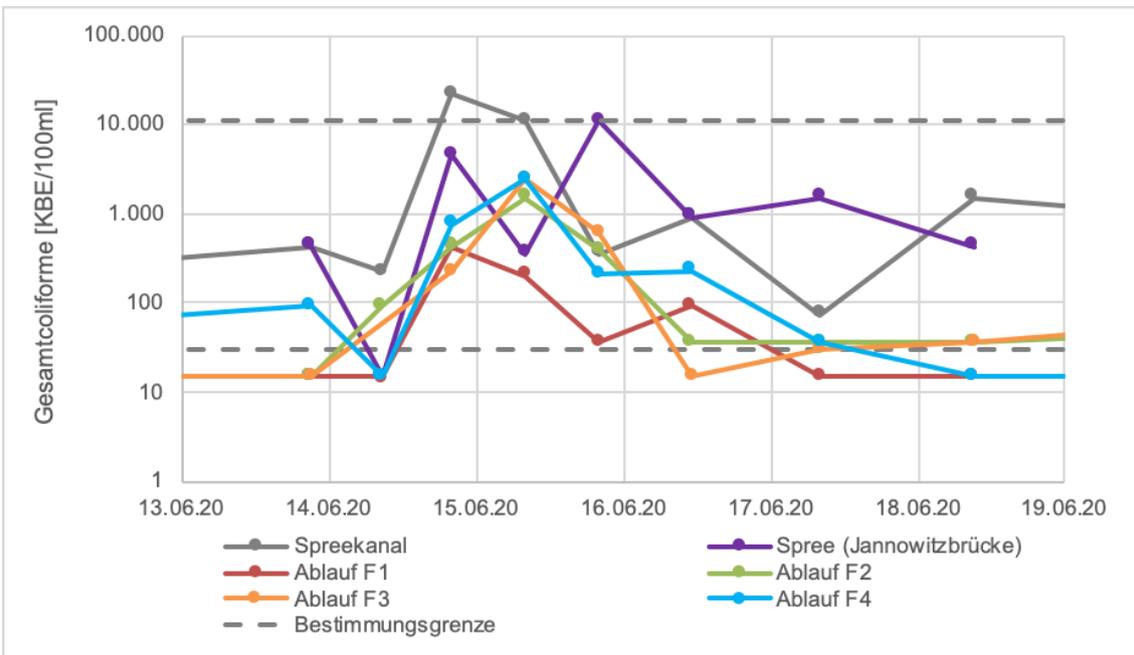


Abbildung 40: Verlauf der Konzentrationen der Gesamtcoliforme während der ersten Intensivbeprobung im Juni 2020

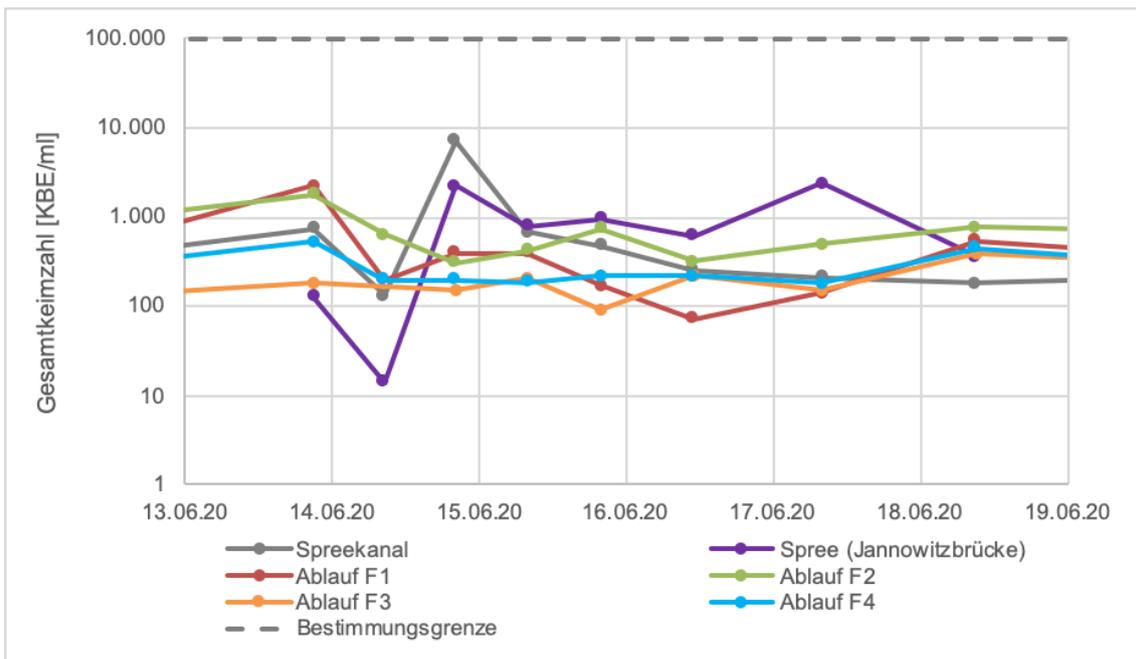


Abbildung 41: Verlauf der Konzentrationen der Gesamtkeimzahl während der ersten Intensivbeobachtung im Juni 2020

3.5 Ergebnisse aus Simulation von Mischwasserereignissen

3.5.1 Hydraulik

Während der Versuche wurden die Durchflussmengen im Datenlogger registriert. In Abbildung 42 sind diese als Flächenbeschickung (entspricht der Filtergeschwindigkeit) in m/d dargestellt. Bei Filter 3 kam es in Woche 4 am ersten Tag zu Beginn der Dosierung zu einem Ausfall der Beschickungspumpe zwischen 9 und 11 Uhr.

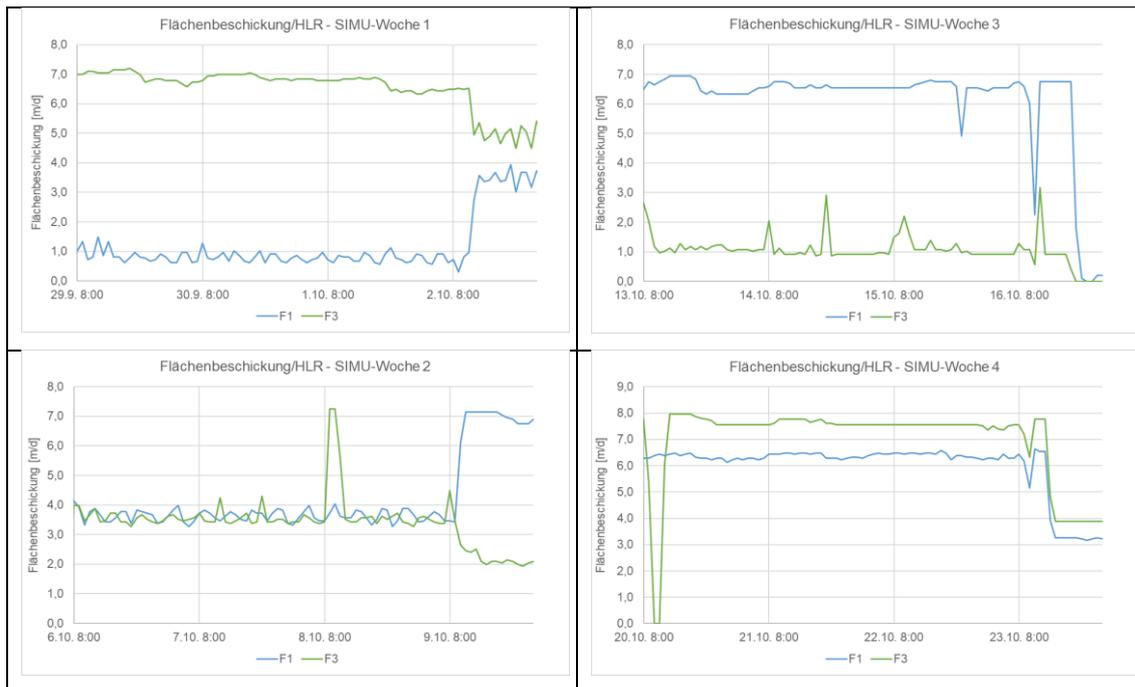


Abbildung 42: Flächenbeschickung Filter 1 und Filter 3 während Simulationsversuche (m/d)

Die folgenden mittleren Belastungen sowie die theoretische Kontaktzeit im Porenvolumen TR_{PV} sind in folgender Tabelle zusammengefasst. Diese Zahlen bilden die Grundlage für die Berechnung von Umsatzraten während der Versuche. In allen Fällen lag die Dauer des simulierten Mischwasserereignisses mit 12 Stunden ausreichend über der Retentionszeit der künstlichen Mischwasser-„welle“ im Porenvolumen der Filter.

Tabelle 22: Mittlere Flächenbelastung und Kontaktzeiten im Porenvolumen der Filter 1 und Filter 3 während Simulationsversuche

Nr.	KW	Datum	Filter 1 Belastung		Filter 3 Belastung	
			q [m/d]	TR_{PV} [h]	q [m/d]	TR_{PV} [h]
1	41	29.09- 02.10.20	0,81	11,0	6,8	1,4
2	42	06.10- 09.20.20	3,6	2,3	3,7	2,7
3	43	13.10- 18.10.20	6,5	1,1	1,3	9,4
4	44	20.10- 23.10.20	6,4	1,3	7,6	1,3

3.5.2 Sonstige Messwerte der Simulationsversuche

Die Ergebnisse der Simulationsversuche mit gezielter Schmutzwasserzugabe sind in Abbildung 43 bis Abbildung 47 dargestellt.

Sämtliche Zulaufwerte beziehen sich im Folgenden auf das den Filtern zugeführte Mischwasser. Dies entspricht dem Flusswasser, außer in den ersten 12 Stunden, als es mit Schmutzwasser versetzt wurde.

Zulauf

Da die Versuche zum Ende der Saison 2020 durchgeführt wurde, machten sich bereits abnehmende Temperaturen bemerkbar. So sank die Wassertemperatur in der vierten Woche von etwa 16°C auf minimal 12°C ab. Bei sinkenden Temperaturen verlangsamten sich die biologischen Prozesse, d.h. die biologische Reinigungsleistung der Filter könnte in der letzten Woche im Vergleich zur ersten Woche unterbewertet sein. Im Sommer ist in der Spree mit Temperaturen von bis 24°C zu rechnen.

Im letzten Versuch war die Leitfähigkeit generell niedriger, was auf höhere Regenwasser anteile im Flusswasser schließen lässt. Die pH-Werte im Zulauf schwankten geringfügig zwischen 7,4 und 8,0. Die Sauerstoffgehalte stiegen erwartungsgemäß bei sinkenden Wassertemperaturen an, mit Ausnahme der letzten Woche. In diesem Zeitraum kam es möglicherweise zu einer höheren Sauerstoffzehrung im Fluss. Die Ammoniumwerte lagen in diesem Zeitraum bei 0,25 mg/l.

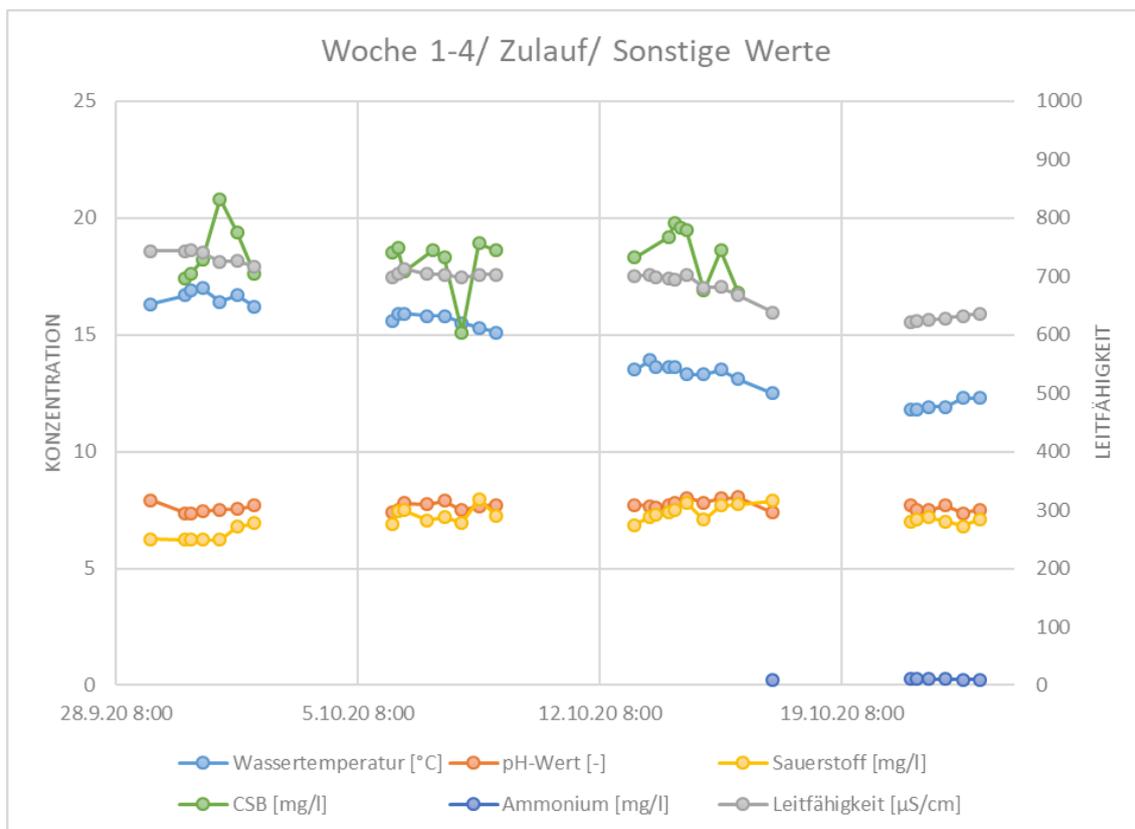


Abbildung 43: Simulationsversuche, sonstige Werte Zulauf, Temperatur, pH, Sauerstoff, CSB, Ammonium, LF

Ablaufwerte

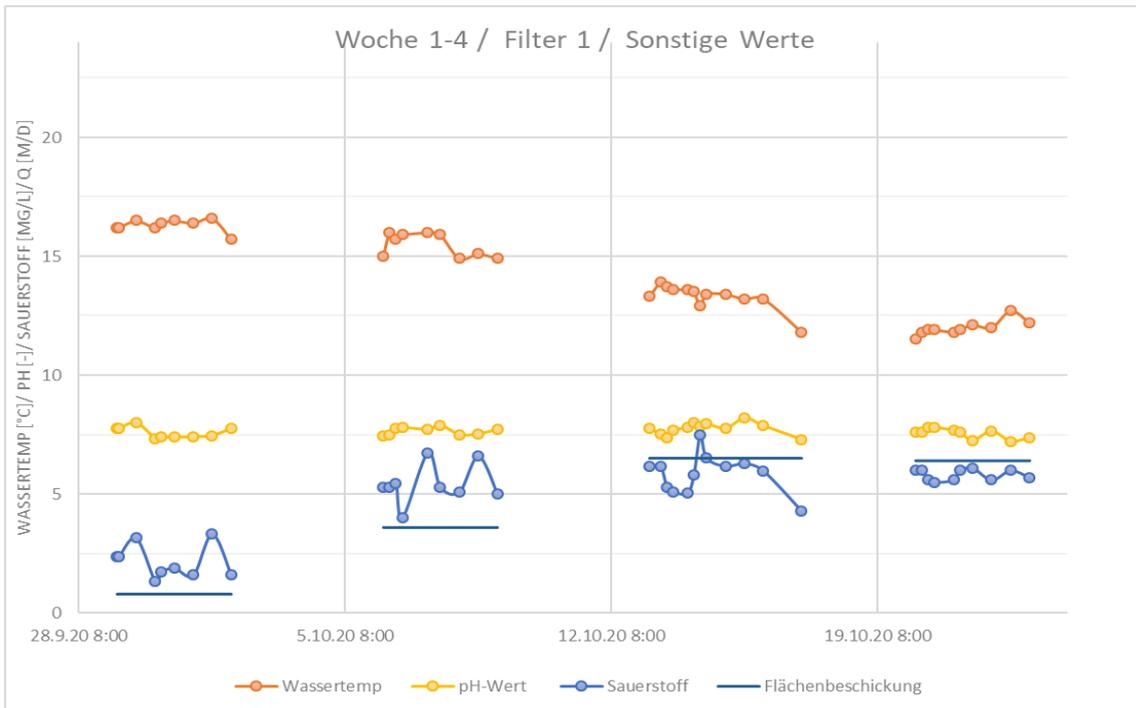


Abbildung 44: Simulationsversuche, sonstige Werte - Filter 1: Temperatur, pH-Wert, Sauerstoff, Flächenbeschickung

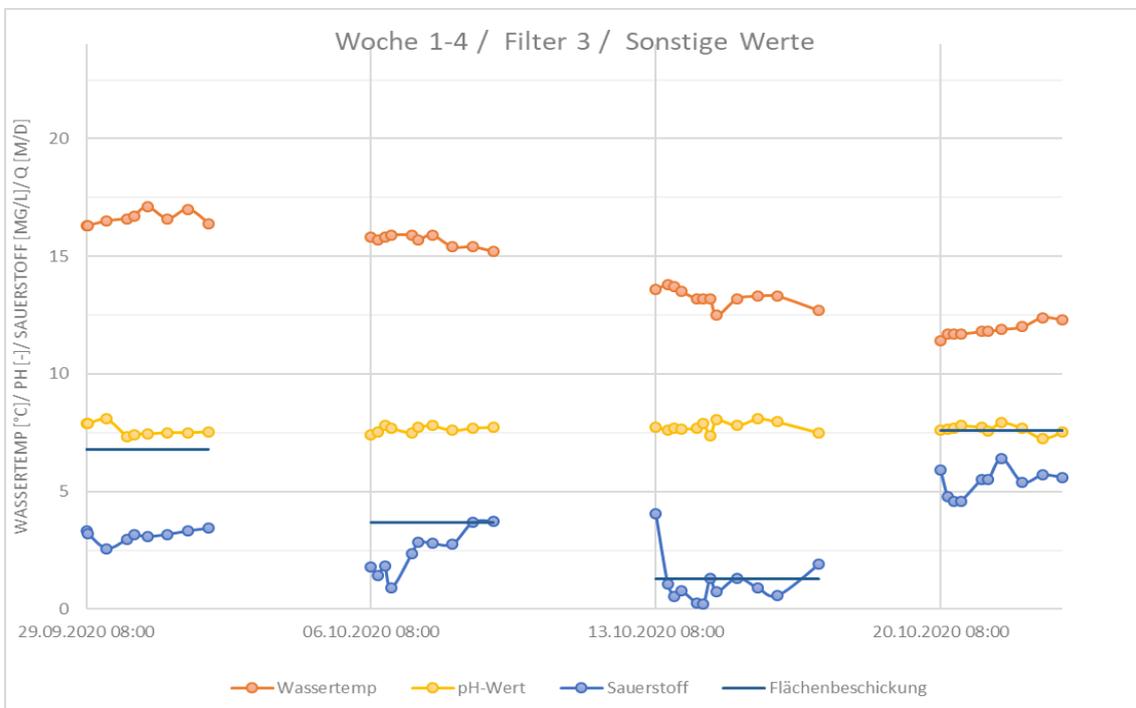


Abbildung 45: Simulationsversuche, sonstige Werte - Filter 3: Temperatur, pH-Wert, Sauerstoff, Flächenbeschickung

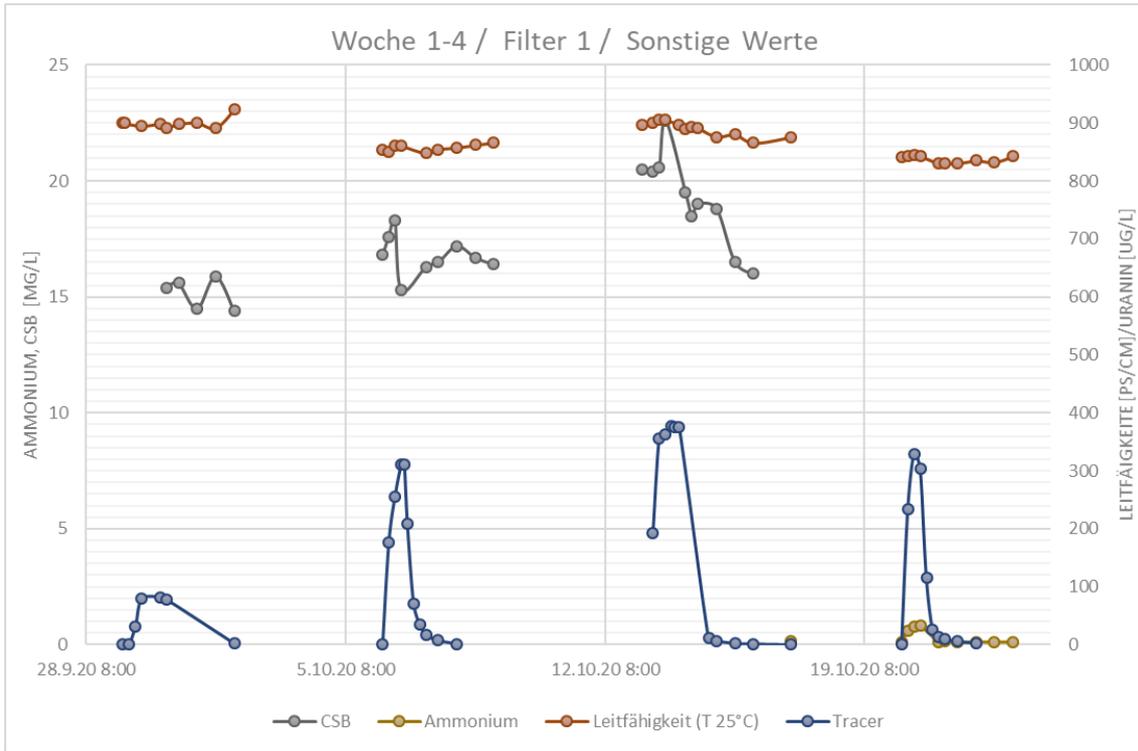


Abbildung 46: Simulationsversuche, Leitfähigkeit/ CSB/ Ammonium - Filter 1

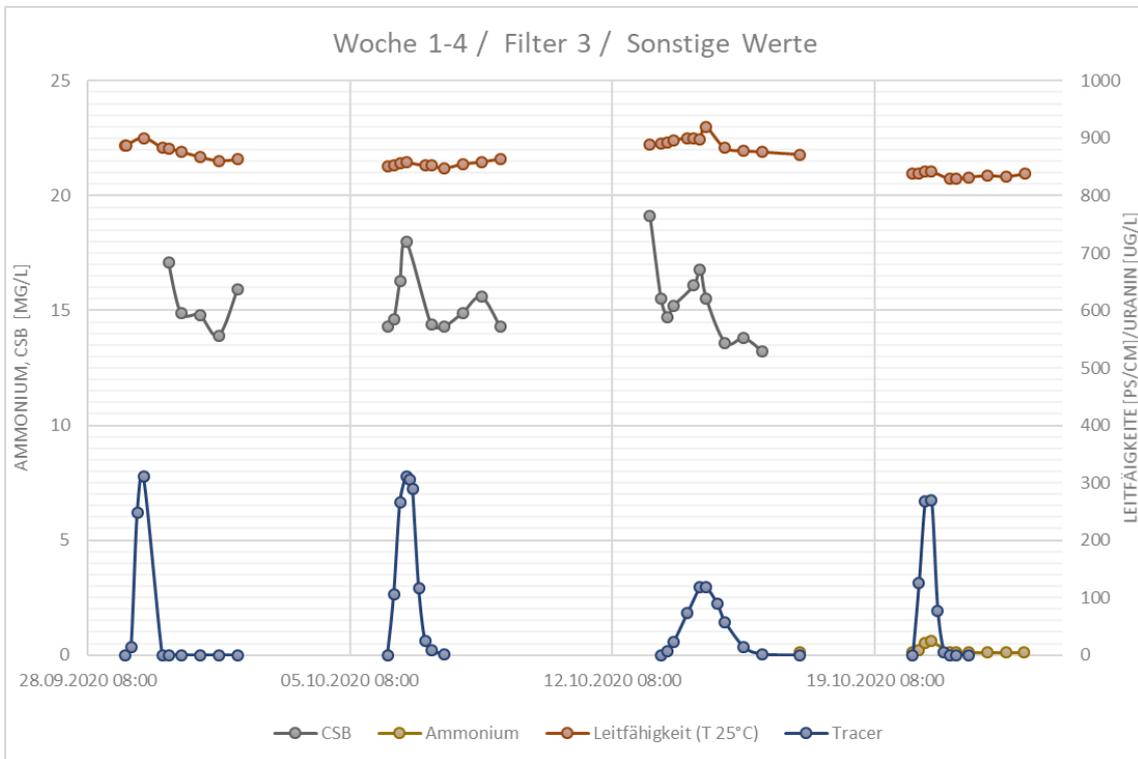


Abbildung 47: Simulationsversuche, Leitfähigkeit/ CSB/ Ammonium - Filter 3

3.5.3 Mikrobiologische Ablaufwerte

Die Auswertung der Versuche wird durch regelmäßiges Überschreiten der Bestimmungsgrenzen für *E. coli* und Coliforme erschwert. Für die grafische Darstellung der Verläufe wurde hilfsweise die obere Bestimmungsbereichsgrenze als Messwert (in Klammern) eingetragen. Diese Auswertung kann somit nur einen Eindruck vermitteln und es lassen sich dann keine absoluten Aussagen über die Reinigungsleistung der Filter hinsichtlich Keimelimination tätigen.

Für eine statistische Betrachtung wurden im Folgenden nur die gemessenen Höchstwerte verglichen. In Tabelle 23 und Tabelle 24 sind die überschrittenen oberen Bestimmungsgrenzen in Klammern eingetragen. Bei *E. coli* waren nur die Zulaufwerte überschritten, so dass die dargestellten log Reduktionen hierfür die untere Grenze darstellen. Tatsächlich können diese deutlich höher sein. Coliforme können lediglich in Woche 3 auf diese Weise geschätzt werden. Ansonsten waren Zu- und Ablaufwerte über der Bestimmungsgrenze.

Bei der grafischen Auswertung der Ablaufwerte ist der Konzentrationsverlauf von Interesse. Insbesondere im Vergleich zur Tracerkonzentration. Nimmt die Konzentration des Zielparameters schneller ab als die Tracerkonzentration, dann ist eine (biologische) Reduktion zu vermuten. Andernfalls könnte der Rückgang auch durch Vermischung oder Adsorption und einem verzögerten Austrag aus dem Reaktor erklärt werden.

Filter 1

In der ersten Woche lagen alle Ablaufwerte von Filter 1 bei einer nominalen Filterbelastung von ca. 1 m/d innerhalb des Messbereichs. Vergleicht man maximale Zulaufkonzentration mit der maximal gemessenen Ablaufkonzentration (> 35.000 KBE/100 ml zu 1.300 KBE/100 ml), so ergibt sich eine minimale Reduktion um 1,4 log Stufen (d.h. 96%). Intestinale Enterokokken wurden bei Vergleich der jeweiligen Maximalwerte um 2,0 log Stufen vermindert. Die Aussagen zu Coliformen Keimen sind wegen der vermutlich deutlich zu geringen oberen Bestimmungsgrenze nicht zu verwerten.

Bei Erhöhung der Filterbelastung auf ca. 3,5 m/d war auf diese Weise nur der Parameter Intestinale Enterokokken auswertbar. Hier lag die Reduktion bei > 0,8 log. Bei hoher Filterbelastung von ca. 6,5 m/d wurde bei diesem Parameter eine vergleichbare Leistung von 0,7 log bis 0,5 log (Woche 3 bzw. Woche 4) bei abnehmenden Temperaturen ersichtlich.

Die *Pseudomonas* Konzentrationen schwankten in diesem niedrigen Messbereich, der etwa 2 Zehnerpotenzen niedriger als die *E. coli* Gehalte liegt, so stark und unabhängig vom Zulauf, dass auch hier keine verlässlichen Aussagen getroffen werden können. An Hand dieser Daten kann keine Reduktion von *P. aeruginosa* festgestellt werden.

Erst in der vierten Woche erfolgte nach zwei Wochen hohem Durchfluss scheinbar eine Reduktion dieser Keime. Es sieht so aus, als hätte sich *P. aeruginosa* im Filter in den ersten Wochen bei geringer Durchströmung und hoher Zulaufkonzentration dort angereichert und als würden diese am Ende wieder ausgespült.

Filter 3

Dieser Filter verhält sich ähnlich wie Filter 1. Die Filterleistung ist vergleichbar.

In den nachfolgenden Abbildung 48 bis Abbildung 55 sind die Verläufe der vier mikrobiologischen Parameter E. coli, Coliforme, Enterokokken und P. aeruginosa aufgeführt.

Tabelle 23: Höchstwerte Filter 1 im Zulauf und Ablauf sowie deren Verminderung

			E.coli, gesamt	Intestinale Enterokokken, gesamt	Coliforme Keime, gesamt	Pseudomonas aeruginosa	CSB
			[KBE/100ml]	[KBE/100ml]	[KBE/100ml]	[KBE/100ml]	[mg/l]
F1 zu	W1	Zulauf Max	(35000)	9043	(11000)	100	24
F1 ab	W1	Ablauf Max	1295	77	4600	25	17
F1 zu	W2	Zulauf Max	(35000)	(35000)	(11000)	70	25
F1 ab	W2	Ablauf Max	34659	5352	(11000)	20	21
F1 zu	W3	Zulauf Max	(35000)	27726	(11000)	30	25
F1 ab	W3	Ablauf Max	(35000)	5712	(11000)	36	23
F1 zu	W4	Zulauf Max	113400	17375	(11000)	40	n.b.
F1 ab	W4	Ablauf Max	109500	5575	(11000)	21	n.b.
F1	W1	delta LOG	(1,4)	2,07	(0,4)	0,60	
F1	W2	delta LOG	(0,0)	(0,8)	(0,0)	0,54	
F1	W3	delta LOG	(0,0)	0,69	(0,0)	-0,08	
F1	W4	delta LOG	0,02	0,49	(0,0)	0,28	

Tabelle 24: Höchstwerte Filter 3 im Zulauf und Ablauf sowie deren Verminderung

			E.coli, gesamt	Intestinale Enterokokken, gesamt	Coliforme Keime, gesamt	Pseudomonas aeruginosa	CSB
			[KBE/100ml]	[KBE/100ml]	[KBE/100ml]	[KBE/100ml]	[mg/l]
F3 zu	W1	Zulauf Max	(35000)	23671	(11000)	7	20
F3 ab	W1	Ablauf Max	6581	759	(11000)	100	17,4
F3 zu	W2	Zulauf Max	(35000)	20795	(11000)	25	23
F3 ab	W2	Ablauf Max	9826	2121	(11000)	90	19,7
F3 zu	W3	Zulauf Max	(35000)	13864	(11000)	30	24
F3 ab	W3	Ablauf Max	1838	574	4600	35	19,1
F3 zu	W4	Zulauf Max	259600	15775	(11000)	50	n.b.
F3 ab	W4	Ablauf Max	32950	4656	(11000)	29	n.b.
F3	W1	delta LOG	(0,7)	1,49	(0,0)	-1,15	
F3	W2	delta LOG	(0,6)	(1,0)	(0,0)	-0,56	
F3	W3	delta LOG	(1,3)	1,38	(0,4)	-0,07	
F3	W4	delta LOG	0,90	0,53	(0,0)	0,24	

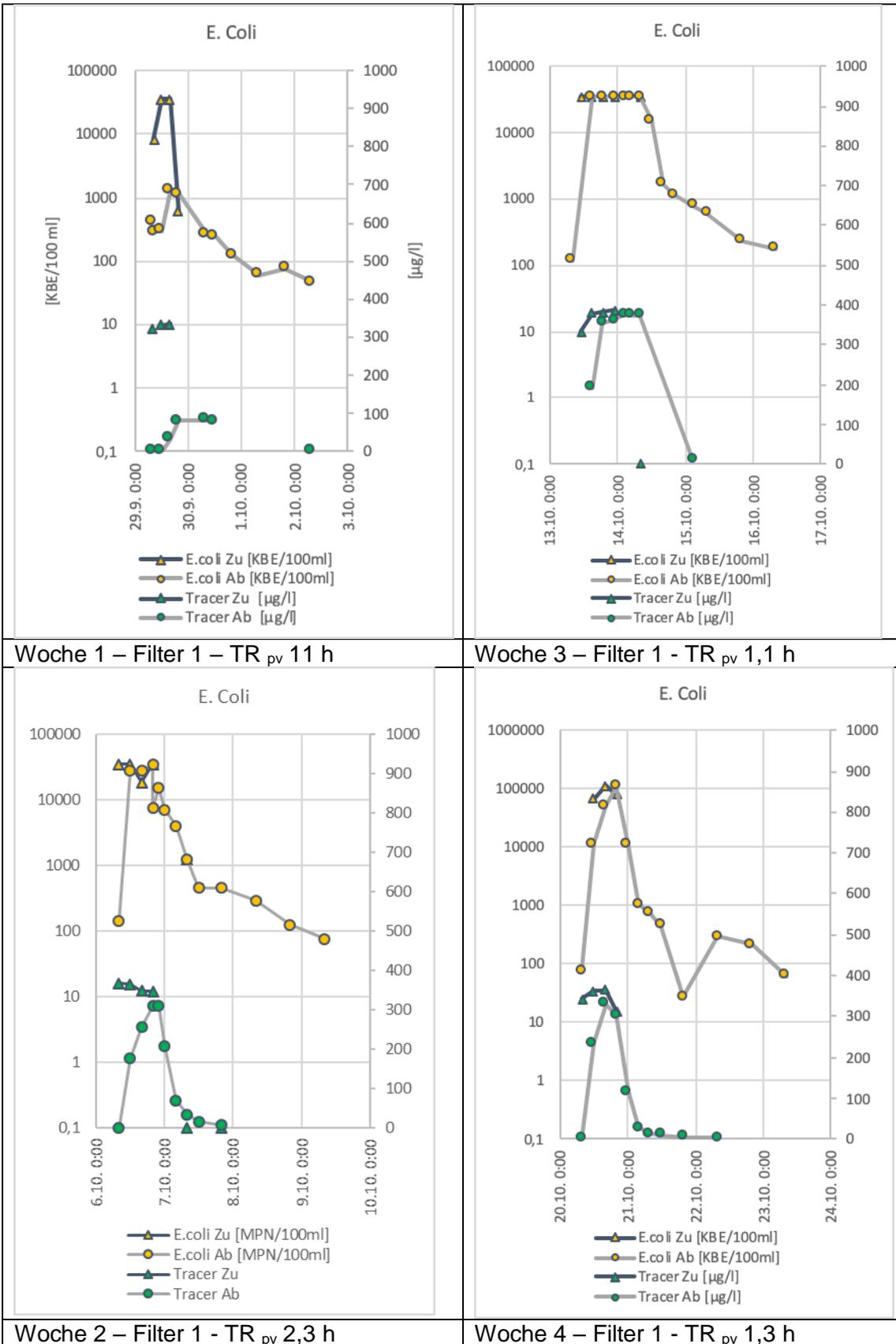


Abbildung 48: MW Simulation – Filter 1 – E. coli

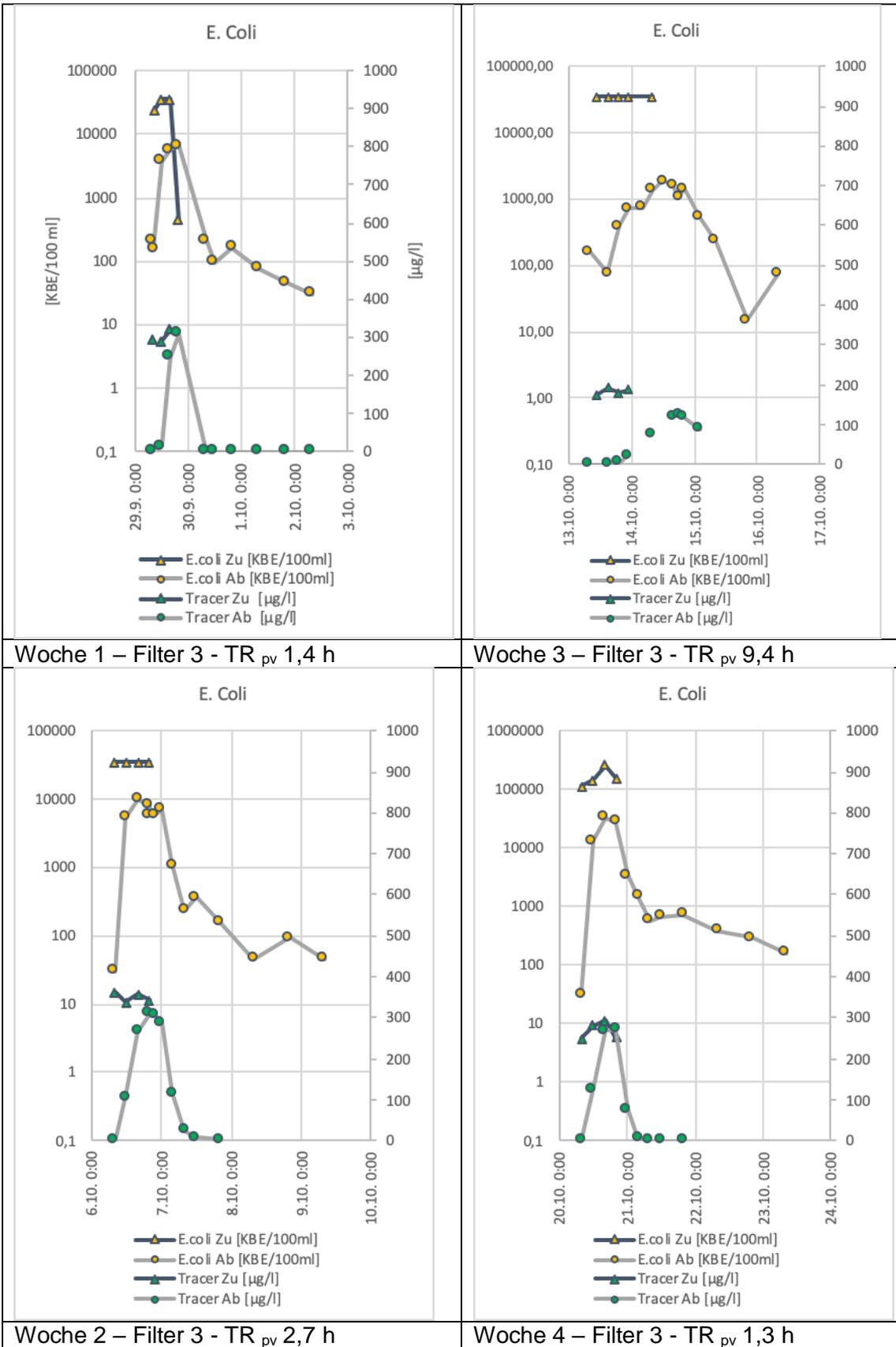


Abbildung 49: MW Simulation – Filter 3 – E. coli

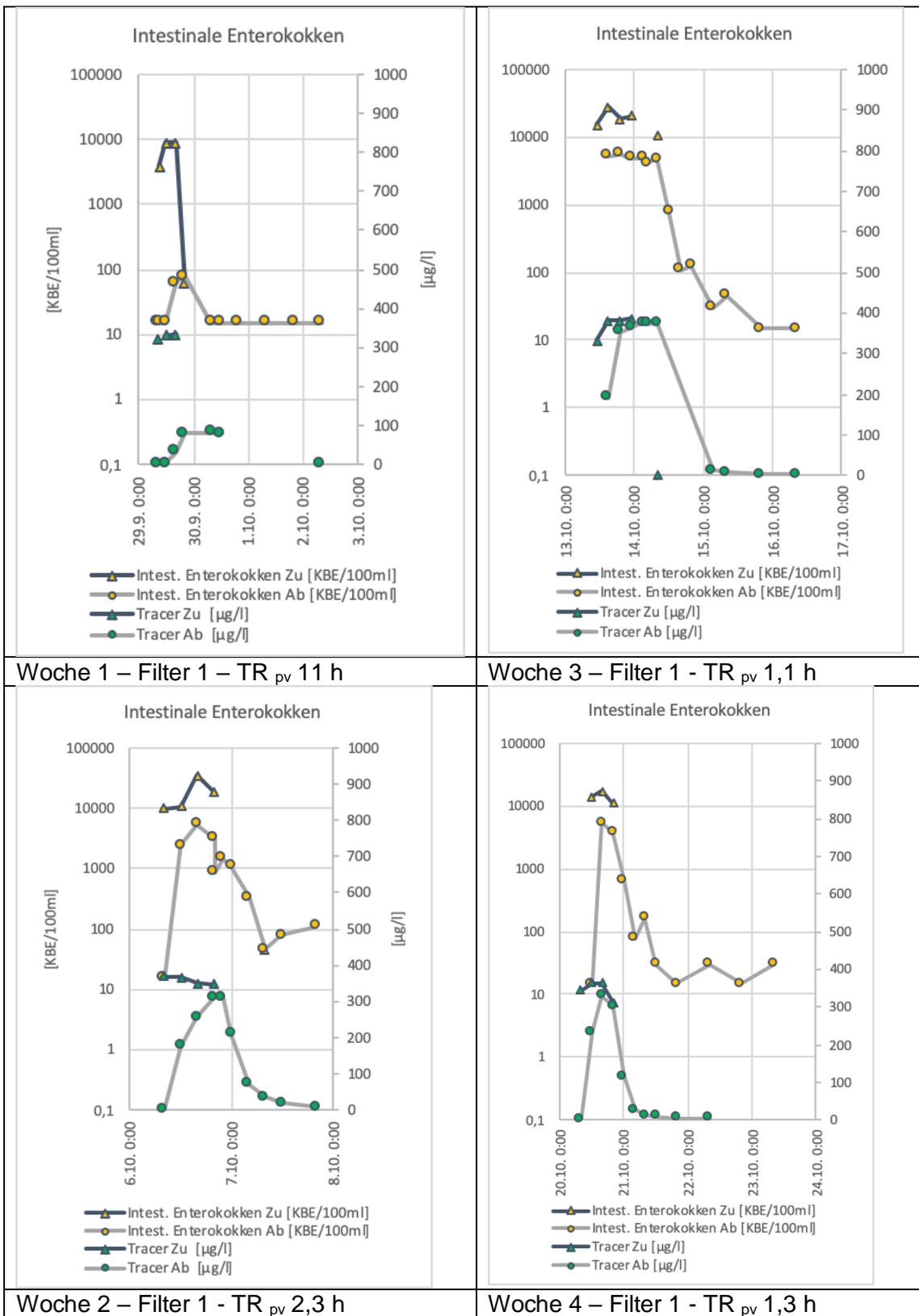


Abbildung 50: MW Simulation – Filter 1 – Intestinale Enterokokken

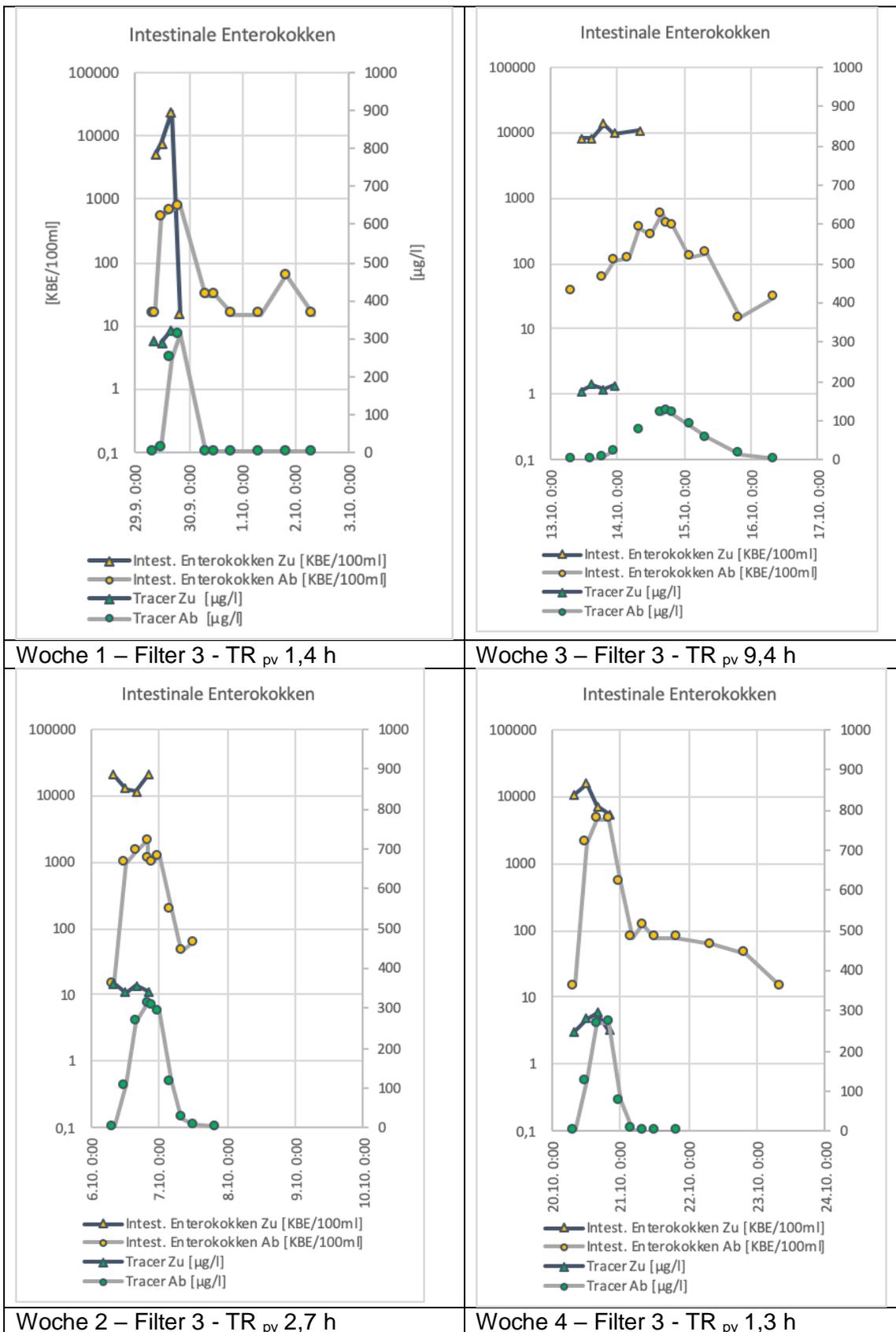


Abbildung 51: MW Simulation – Filter 3 – Intestinale Enterokokken

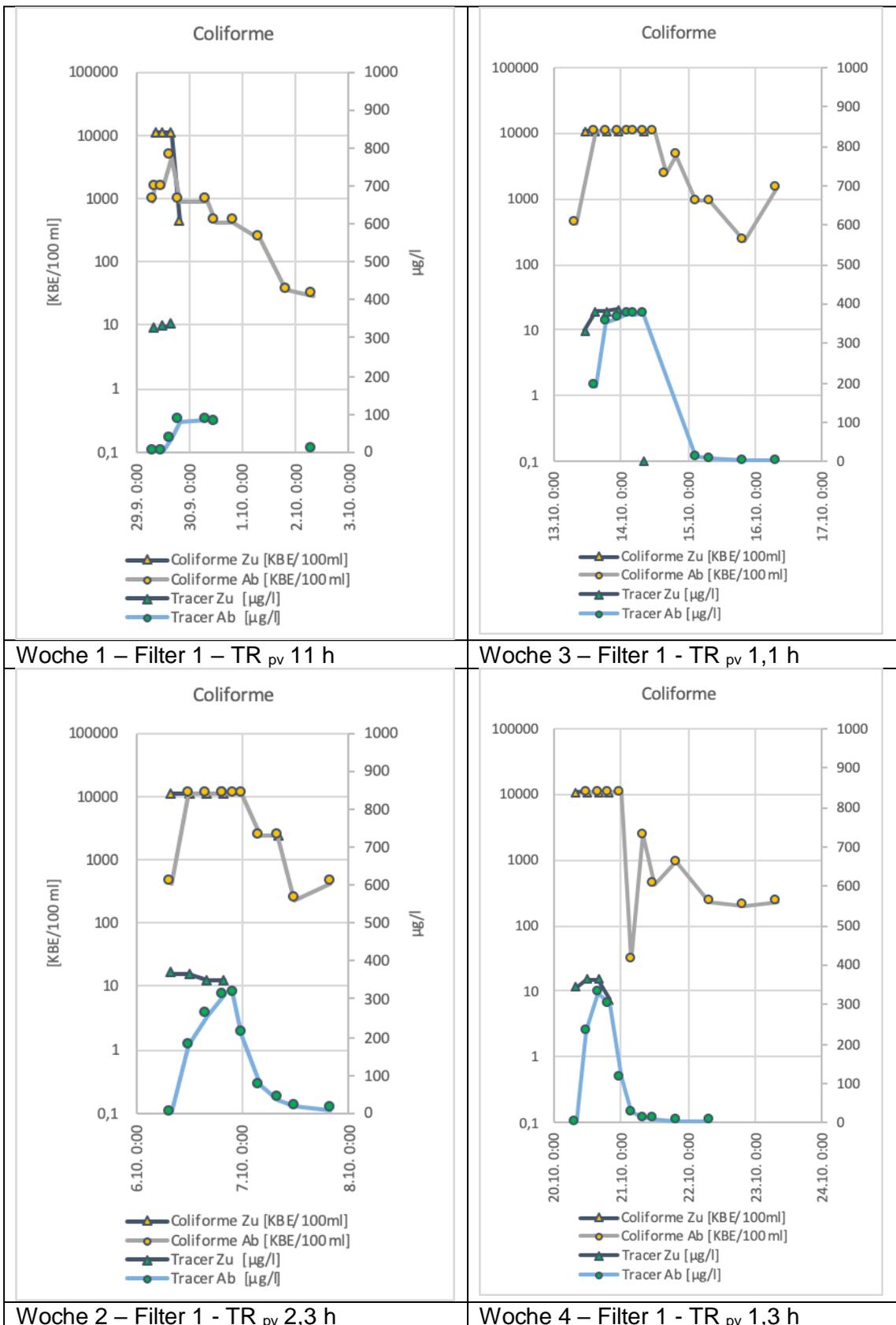


Abbildung 52: MW Simulation – Filter 1 – Coliforme

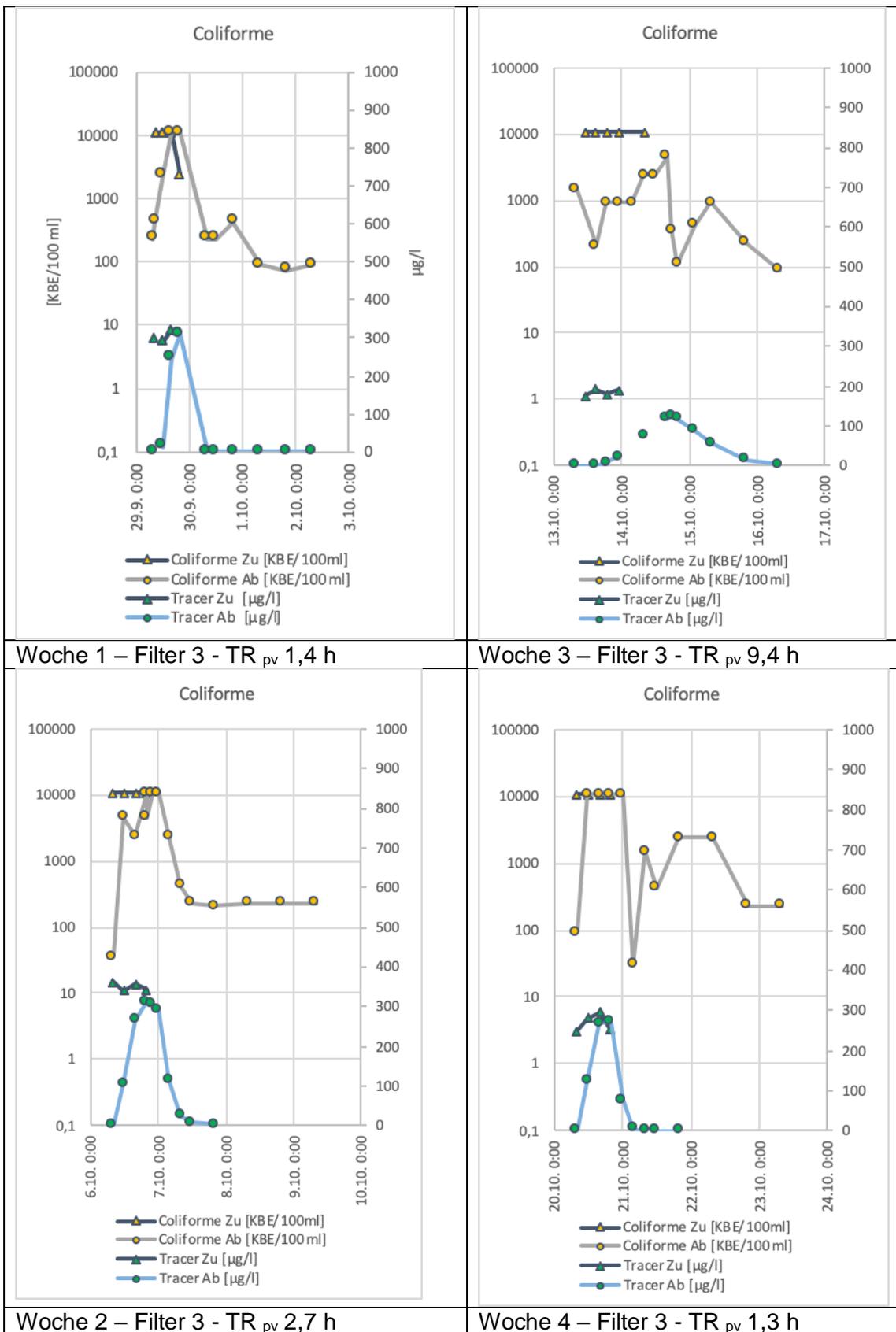


Abbildung 53: MW Simulation – Filter 3 – Coliforme

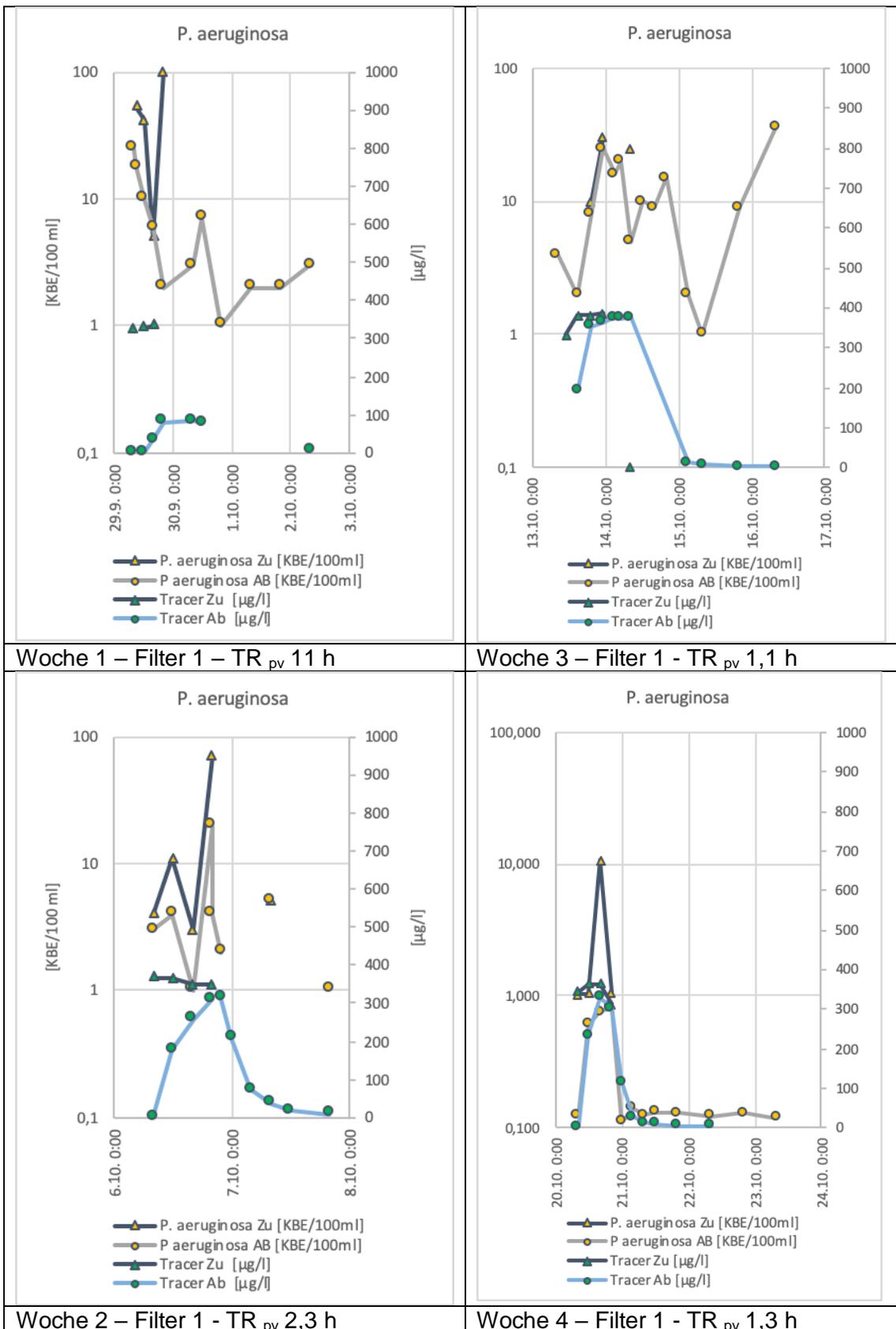


Abbildung 54: MW Simulation – Filter 1 – Pseudomonas aeruginosa

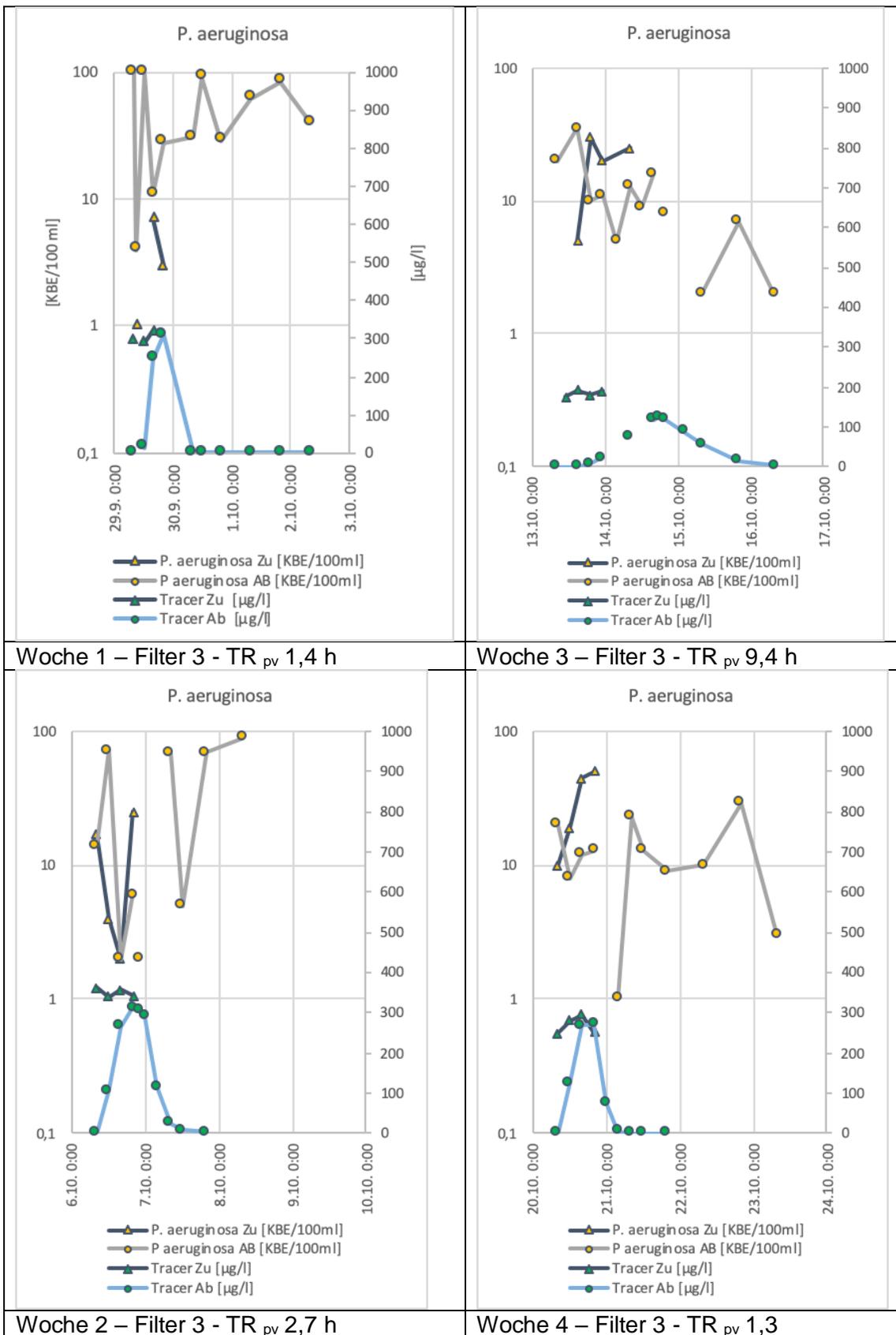


Abbildung 55: MW Simulation – Filter 3 – Pseudomonas aeruginosa

3.5.4 UV-Anlage

Zusätzlich zu der Beprobung der Zu- und Abläufe der Filter 1 und 3 wurde ab der zweiten Woche auch der Ablauf der installierten UV-Anlage beprobt. Die Anlage kann zurzeit nur einen Filterablauf weiterbehandeln, sodass jede Woche manuell umgestellt wurde. Folgende Abfolgen wurden eingestellt:

Woche 2: Ablauf Filter 3 über UV-Anlage nach Frischwasserbecken

Woche 3: Ablauf Filter 1 über UV-Anlage nach Frischwasserbecken

Woche 4: Ablauf Filter 3 über UV-Anlage nach Frischwasserbecken

Die Wirkungsweise des UV Strahlers im Ablauf von Filter 1 oder Filter 3 konnte nur im Rahmen der Bestimmungsgrenzen untersucht werden. Die Ergebnisse sind in Abbildung 56 dargestellt. Dabei wurde im Ablauf der UV-Anlage die untere Bestimmungsgrenze von 15 KBE/100 ml bei den Parametern E. coli und Intestinale Enterokokken häufig unterschritten. Dasselbe gilt für die untere 30 KBE/100 ml Grenze für den Parameter Coliforme.

Am 13./14.10. lagen die Ablaufwerte von Filter 1 während der Schmutzwasserbeimengung noch über der oberen Bestimmungsgrenze von E. coli mit 35.000 KBE/100 ml und der Coliformen von 11.000 KBE/100 ml.

In den nachfolgenden Bildern wurde bei Über- oder Unterschreitung hilfsweise die Bestimmungsgrenze eingetragen.

Bis auf den Parameter Koloniezahl bei 36°C lassen sich wegen dieser Limitierungen der Messbereiche keine allgemeingültigen log-Reduktionen ausweisen.

Der Parameter P. Aeruginosa ist hier nicht dargestellt. In 32 Ablaufproben wurden Null KBE in 100 ml Wasser nachgewiesen. Lediglich in einer Probe wurde 1 KBE/100 ml gefunden. Die Ablaufwerte des vorgeschalteten Filters schwankten währenddessen im Bereich von 1 bis 100 KBE/100 ml (siehe oben).

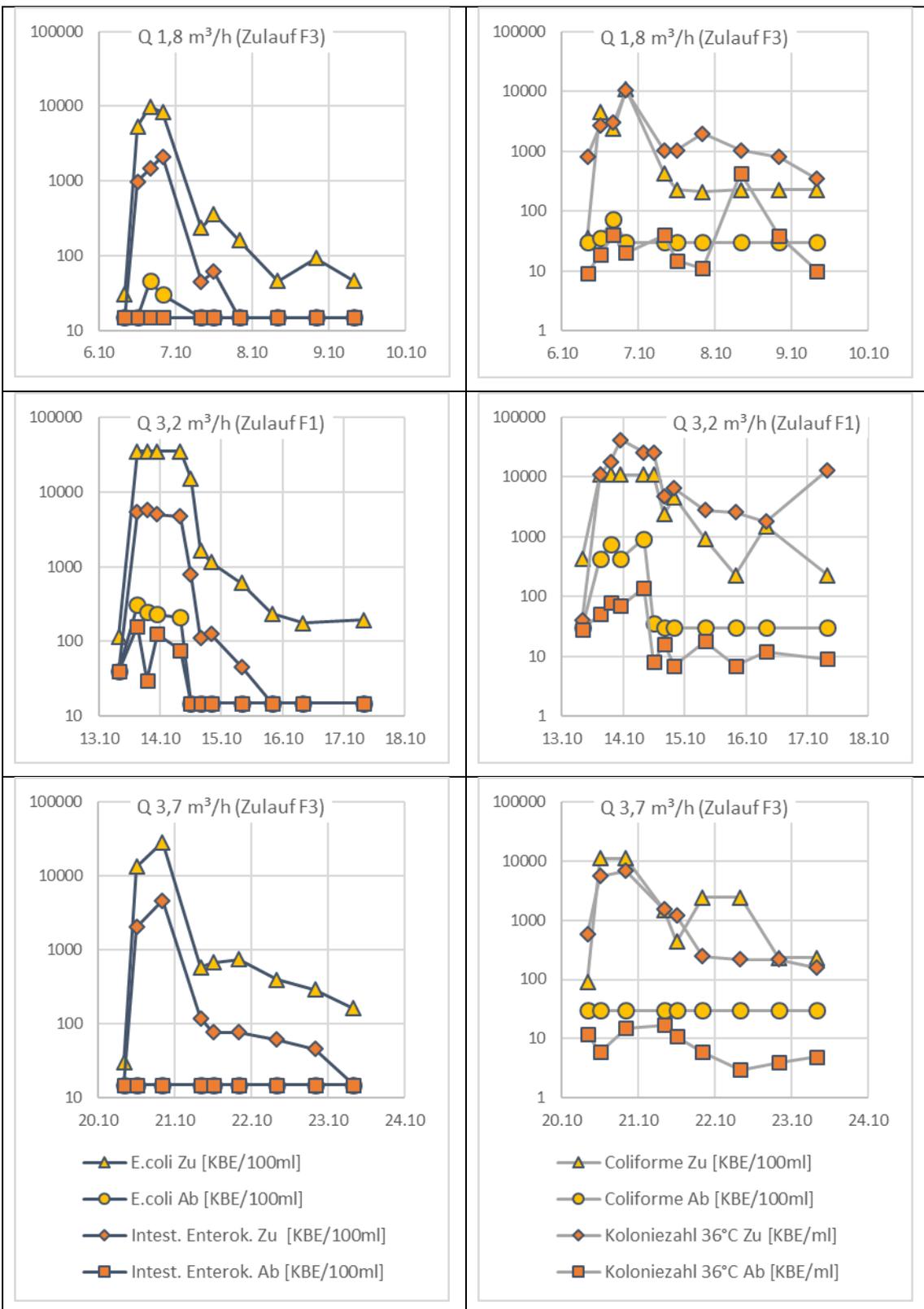


Abbildung 56 UV Wirkung auf Keime im Ablauf der Bodenfilter

4 Diskussion

4.1 Allgemeines

Im Betriebsjahr 2020 wurden alle vier Filter weiter untersucht. Generelles Ziel war eine Konsolidierung der Betriebsergebnisse. Dabei wurden für Filter 1 und Filter 2 geringere Durchflüsse getestet, als im Vorjahr. Es wurde ein positiver Effekt durch eine Verlängerung der Kontaktzeit in den Bodenfiltern erwartet und bestätigt.

Die Filter 3 und Filter 4 wurden in diesem Jahr erstmals durchgängig voll hydraulisch belastet, nachdem sie 2019 erst neu ausgerüstet und bepflanzt wurden. Hier stand bei den Untersuchungen zunächst die hydraulische Leistungsfähigkeit im Vordergrund.

2020 konnten zwei Mischwasserereignisse durch intensives Monitoring erfasst werden. Das Ziel von mindestens drei Ereignissen pro Jahr konnte mangels Starkregenereignissen nicht erreicht werden. Zum Ausgleich wurden vier zusätzliche Ereignisse durch Zugabe von Abwasser simuliert, die intensiv beprobt wurden.

4.2 Bodenfilter

Filter 1 hat in diesem Betriebsjahr problemlos funktioniert. Es kam nicht mehr zu einem massenhaften Wachstum von Lemna und es konnte auch keine Massenentwicklung an Schnecken mehr beobachtet werden.

Hydraulisch zeigte der Filter auch keine Einschränkungen, ein ansteigender Druckverlust konnte nicht beobachtet werden. Allerdings wurde der Filter 2020 auch wesentlich geringer belastet, um die maximalen Abbauraten zu messen. Zudem gab es nicht wie im Vorjahr eine Lemnablüte, die durch Sedimentation im Winter zu einer Abdeckung der Filteroberfläche geführt hatte. Warum in diesem Jahr die Lemnablüte unter ansonsten gleichen Randbedingungen ausgeblieben ist, ist unklar,

Filter 2 wurde ebenfalls mit verringerter Last betrieben, um Auswirkungen längerer Aufenthaltszeiten zu untersuchen. Hydraulische Probleme hat dieser Filter bisher in keinem Jahr gezeigt. Das hier eingesetzte Substrat hat von allen vier Filtern die größten Poren. Der vertikal im Aufstrom betriebene Filter war auch in diesem Jahr an der Oberfläche vollständig mit emersen Schwimmpflanzen belegt.

Im Vergleich zum Vorjahr wiesen beide Filter folgende Reinigungsleistungen auf. Die über den gesamten Zeitraum gemittelten Zahlen geben nur einen groben Überblick. Sie vernachlässigen auch die häufige Unterschreitung des Messbereiches.

Tabelle 25 Vergleich globale Keimreduktionsraten 2019 und 2020 (Median)

	E. coli		Intest. Enterokokken	
	Filter 1	Filter 2	Filter 1	Filter 2
2019	0,9 log	0,7 log	0,3 log	0,3 log
2020	1,2 log	1,2 log	0,6 log	0,6 log

Filter 3 wurde erstmals voll belastet. Hier war nachzuweisen, dass der Filter hydraulisch mit dem Bemessungsdurchfluss betrieben werden kann. Im Vergleich zu dem in 2018 getesteten Material wurde von vornherein eine steilere Kennlinie mit größeren Poren gewählt. D.h. Kies mit der Körnung 4/8 mm anstelle von 2/8 mm. Außerdem galt die Vermutung, dass die frühere Kolmation des Filters durch die mit den Pflanzen eingebrachten Erdballen in hoher Dichte für ein schnelles Kolmatieren des Filters verantwortlich gewesen sein könnten.

Zum Ende des Betriebsjahres 2020 wurde nun auch in dem neu aufgebauten Filter mit gewaschenem Filtermaterial und von Erdreich befreiten Pflanzen ein erneuter Anstieg des Druckverlustes gemessen. Dieser Druckverlust ist bedeutend höher als in dem parallel laufenden ebenfalls bepflanzten, aber mit größerem Substrat gefüllten Filter 4. Der stetige zu beobachtende Anstieg während des Filtrationsbetriebes deutet auf die potentielle Gefahr von Kolmation hin. Damit ist der Aufbau des Filters 3 für eine Großfilteranlage nach derzeitigem Kenntnisstand nicht zu empfehlen.

Zwar zeigte dieser Filter den besten mikrobiologischen Rückhalt, beim Abwägungsprozess aus „Fein genug für maximalen Rückhalt <> grob genug für lange Betriebsstabilität“ scheidet er dennoch wegen des zweiten Aspekts aus.

Zunehmende Biomasse aus Wurzelwachstum, Zellsubstanz und Schleim (EPS) führt in biologischen Filtern zu einer Verringerung des durchströmbaren Porenbereichs. Je kleiner das Filterkorn, umso kleiner sind die Poren und umso größer ist die Aufwuchsfläche für den Biofilm und die Reinigungsleistung. Da die Biomassebildung von Faktoren wie Temperatur, Nährstoff- und Sauerstoffangebot, Fließgeschwindigkeit etc. abhängig ist, sind im Jahresverlauf Schwankungen zu erwarten, so dass es erforderlich ist, die Filtereigenschaften in der Praxis über längere Zeiträume zu untersuchen. Durch alternierendem Filterbetrieb und ggf. Belüftung kann häufig eine Regeneration herbeigeführt werden. Daraus ergibt sich ggf. der Bedarf für eine Verringerung der mittleren Raumbelastung und somit eine Vergrößerung des erforderlichen Volumens bzw. der Anströmflächen.

Filter 4 ist ebenfalls mit sauberem Schilf ohne Erdballen bepflanzt worden, ist aber mit Substrat der Korngröße 8/16 mm (Blähton/ ARGEX) ausgestattet.

In Filter 4 konnte in 2020 kein nennenswerter Druckverlust festgestellt werden. Allerdings wurde die hydraulische Belastung erst ab dem Frühjahr 2020 vergleichbar erhöht.

Hinsichtlich der Reduktion von Indikatoren pathogener Keime, wurden zunächst tendenziell geringere Leistungen als in den hydraulisch gering belasteten Filtern 1 und Filter 2 festgestellt. Dennoch wurde E. coli im Median des Jahres 2020 um rund 0,9 log-Stufen reduziert. Dies ist ein vergleichsweise sehr guter Wert bei der hohen Flächenbelastung. Vor diesem Hintergrund und der bislang guten hydraulischen Eigenschaften stellt der Aufbau von Filter 4 eine gute Option für die Anwendung in der Großanlage dar.

Die Effekte der Filter bezüglich des neu hinzugekommenen Parameters P. aeruginosa lassen sich noch nicht eindeutig bewerten. Der relevante Konzentrationsbereich ist sehr niedrig, so dass hier von vornherein aufgrund der möglichen Verteilung, durch Probenahme und -aufbereitung eine große Streuung der Messwerte zu erwarten ist.

Die Versuche zur Simulation von Mischwasserereignissen haben gezeigt, dass sich prinzipiell derartige Testbedingungen einstellen lassen. Das beauftragte Labor hat sich aber als zu schwerfällig erwiesen, um auf die verschiedenen Konzentrationsbereiche zu reagieren. Darüber hinaus lagen die Ergebnisse nicht rechtzeitig vor, um in der Folgewoche

das Verhältnis Abwasser zu Spreewasser und die Messbereiche entsprechend anzupassen. Dadurch lag die künstlich erzeugte Konzentration an Keimen im Zulauf der Bodenfilter im Vergleich zu den Verhältnissen in der Spree teilweise zu hoch.

4.3 Badewasserqualität

Das auf dem Schiff befindliche Frischwasserbecken stellt eine maßstabsgerechte Simulation des geplanten Schwimmbereichs im Spreekanal dar. Die besonderen Anforderungen an eine öffentliche Nutzung als Badegewässer lassen sich vornehmlich auf die Parameter Sichttiefe und mikrobiologische Belastung herunterbrechen.

Es konnte ein Zusammenhang zwischen Aufenthaltszeit und Sichttiefe im Frischwasserbecken beobachtet werden (vgl. Abbildung 7). Bei der angestrebten Aufenthaltszeit von < 24 Stunden war die Sichttiefe immer im sehr guten Bereich, d.h. die Beckensohle (ca. 2 m Tiefe) war sehr gut sichtbar, womit die Anforderung in jedem Fall erfüllt ist.

Ab Mai wurde die Aufenthaltszeit im Frischwasserbecken versuchsweise deutlich erhöht. Dies führt zu einer signifikanten Abnahme der Sichttiefe und einer Zunahme der Algenkonzentration (vergl. Abbildung 7, Abbildung 14 bis Abbildung 16).

Aus diesem wiederholten Versuch (vergl. 2019) lässt sich ableiten, dass die Aufenthaltszeit im Frischwasserbecken möglichst unterhalb von 24 Stunden liegen sollte, um eine sehr gute Wasserqualität sicher zu stellen.

Die Belastung mit Indikatorkeimen für fäkale Verunreinigungen lag in dem Becken in der Regel um ca. eine log-Stufe niedriger als im Spreekanal. Das heißt, mit Ausnahme der Zeiträume innerhalb von 48 Stunden nach einem Mischwasserereignis wäre eine „ausgezeichnete“ Badegewässerqualität in Anlehnung an die BGewV erreicht worden. Der Summenparameter Gesamtkeimzahl (36°C) an sich wurde durch die Biofilter nicht reduziert. Als Ursache hierfür ist auch die natürliche Produktion von überschüssigem Biofilm aus den Filtern selbst zu vermuten.

Auch während Mischwassereinleitungen in die Spree konnte eine signifikante Reduktion der Indikatorkeime für fäkale Verunreinigungen erreicht werden. Allerdings konnte nicht verhindert werden, dass unmittelbar nach Beginn der Mischwassereinleitungen, d.h. kurzzeitig für ca. einen bis zu zwei Tagen grenzwertüberschreitende Keimbelastungen im Filterablauf vorzufinden waren (Abbildung 9 bis Abbildung 12, Abbildung 38 bis Abbildung 41, Abbildung 48 bis Abbildung 55).

Eine ausreichende Hygienisierung des Wassers wurde in diesen kurzen Phasen mit den Filtern 1 und 2 nicht erreicht. Stattdessen erwies sich die Nachbehandlung durch UV-Bestrahlung als effektiv (vergl. Abbildung 56). Die Abflusswerte der nachgeschalteten UV-Anlage lagen bezüglich der Indikatororganismen E. coli und intestinale Enterokokken in 90% der Proben unterhalb der Bestimmungsgrenze. Werte über der Bestimmungsgrenze wurden nur vereinzelt für E. coli aber stets im Bereich < 100 KBE/100 ml festgestellt (Ausnahme kurzzeitig während der Simulationsversuche immer noch unter dem Grenzwert für „sehr gute“ Gewässerqualität 500 KBE/100 ml).

Die Kombination eines biologischen Filters mit einer nachgeschalteten UV-Lampe ist deshalb besonders günstig, weil zunächst klares Wasser Voraussetzung für den Einsatz einer Lichtbestrahlung ist. Andernfalls wäre der Energieaufwand zu hoch. Zum zweiten werden keine Chemikalien wie z.B. sekundäre organische Chlor-Verbindungen im Wasser angereichert. Schließlich lassen sich solche Lampen jederzeit ein- oder ausschalten, was einen schnellen und kurzfristigen und somit Energiesparenden Einsatz von zwei bis

drei Tagen im Anschluss an Extremereignisse ermöglicht. Die Kombination aus Biofilter und UV-Anlage stellt ein Multibarrierenkonzept mit größtmöglicher Sicherheit für die Badegewässerqualität dar. Insbesondere der nach Mischwassereinleitungen erhöhte Trübstoffgehalt der Spree, der den Einsatz der UV-Lampe behindert, sollte reduziert werden, um ein wirkungsvolles Gesamtsystem zu ermöglichen.

5 Empfehlungen

Die biologische Reinigungsleistung der Filter ist von der Aufenthaltszeit des Wassers abhängig. Lange Aufenthaltszeiten bzw. geringe hydraulische Belastungen führen zu einer weitergehenden Reduktion der biologischen Zielparame-ter.

Aufgrund der bisherigen Erfahrungen reicht die biologische Wirkung der Filter aus, um im Normalfall eine deutliche Reduktion der Keimzahlen zu erreichen. Je nach Bemessung der hydraulischen Belastung können z. B. für den Leitparameter E. coli Reduktionen zwischen 1,2 und 0,9 log-Stufen realisiert werden. Bei großen Aufenthaltszeiten spielt die Korngröße des Substrates offenbar eine geringere Rolle. Nach dem Abschluss der in 2021 geplanten Versuche soll eine statistische Auswertung hinsichtlich der Reinigungsleistung in Abhängigkeit der Raumbelastung (EBV) der Filter erfolgen.

Im Falle von Spitzenbelastungen der Spree aufgrund von Mischwasserentlastungen reicht eine log-Stufe erwartungsgemäß nicht aus, um unmittelbar Badegewässerqualität zu erzielen. Ein durchgehender Badebetrieb kann jedoch - wie in der den Untersuchungen zugrundeliegenden Konzeption vorgesehen - mittels der bedarfsweise Nachschaltung einer UV-Anlage sicher ermöglicht werden.

Bei Implementierung eines solchen zwei-Stufen Konzeptes aus Bodenfilter und UV-Anlage kann die Verteilung der Lasten so optimiert werden, dass die Bodenfilteranlage eine gute Grundreinigungslleistung übernimmt und die UV-Anlage bei Spitzenlast zugeschaltet werden kann.

Eine Aufenthaltszeit von maximal 24 Stunden im Badebereich hat sich bewährt, um ein Wiederaufkeimen von Algen zu verhindern. Deshalb sollte der Mindestdurchfluss entsprechend eingestellt werden.

Grundsätzlich scheinen sowohl Blähton als auch Lava als Filtermaterial geeignet. Bei den getesteten Filtern betrug die Mindestfilterstärke 1 m und sollte nicht unterschritten werden. Kies der Körnung 4/8 mm befindet sich noch in der Erprobung.

Die abwärts gerichtete Fließrichtung in unbepflanzten Biofiltern kann zu Problemen mit Lemna-Massenwachstum führen. Daher sollte eine Möglichkeit vorgesehen werden, die oberste Wasserschicht auf dem Filter kontinuierlich/ quasikontinuierlich im Nebenstrom über einen Skimmer abzuleiten.

Die aufwärtsgerichtete Fließrichtung in den Filtern kann langfristig gegenwärtig nicht beurteilt werden. Vorteile haben sich im Versuchsbetrieb von Filter 2 nicht ergeben. Fraglich bleibt, was bei einem Verstopfen der unteren Anströmfläche zu tun wäre. Aus Wartungsgründen ist generell eine vertikal nach unten durchströmte Fläche zu empfehlen.

5.1 Weiterer Untersuchungsbedarf

Wie entwickelt sich die hydraulische Leistungsfähigkeit des mit Schilf bepflanzten Blähtons 8/16 mm (Filter 4)? Um dem Problem mit Lemna-Massenwachstum zu begegnen, ist die Beschattung mit Schilf eine gute Möglichkeit. Allerdings ist der mit Schilf bepflanzte Kiesfilter bei einer Beschickung mit 7 m/d innerhalb eines Jahres kolmatiert. Der gröbere Blähtonfilter wies bisher trotz Bepflanzung keine Kolmationserscheinungen auf,

wobei die Untersuchungszeit für belastbare Aussagen weiter ausgedehnt werden müsste.

Kann durch Entfernung der submersen Pflanzen in Filter 2 sichergestellt werden, dass es zu keinem Lemna-Massenwachstum mehr kommt? Die submersen Pflanzen verhindern derzeit das Abschwämmen der Lemna. Der bisherige Versuch, die Pflanzen teilweise zu entfernen, war nicht erfolgreich. Es erfolgte schnell eine Wiederbesiedlung.

Wie entwickelt sich das Lemna-Massenwachstum auf Filter 1? Die Filter sind komplexe Biozönosen und unterliegen über die Jahre starken Schwankungen. Es ist nicht ausgeschlossen, dass es zum Beispiel bei starkem Rückgang der Schneckenpopulation zu einem erneuten Lemna-Massenwachstum kommt.

Kann das gröbere Filtermaterial (Blähton 8/16 mm) in Filter 4 bei einer hydraulischen Belastung $\gg 7$ m/d eine ausreichende Raumfiltration und dauerhafte Durchlässigkeit gewährleisten? Wo liegen die Grenzen der hydraulischen Belastung und wie entwickelt sich dabei die Reinigungsleistung über die Filtertiefe? Bei positivem Ergebnis könnte die erforderliche Filterfläche reduziert werden.

Insbesondere, wenn intensivierete Filter mit hohen Leistungen betrieben werden sollen, ist es erforderlich, die maximal mögliche Oberflächenbelastung festzustellen.

Soll die Raumfiltration bzw. Tiefenfiltration zur Optimierung der Flächen eingesetzt werden, ist die Kenntnis der erforderlichen Reaktionszeiten für die Bemessung erforderlich. Aus diesem Grund sollten nochmals Simulationen mit gezielter Einbringung von Belastungen durchgeführt werden. Allerdings sind die Laborbedingungen zu verbessern. Außerdem sollte der Schmutzwasseranteil bei den Versuchen etwas verringert werden. Die Belastungszeiträume sind ggf. zu verlängern, um ausreichend Zeit für eine Bestimmung der Umsatzraten zu erhalten.

Berichtsverfasser:



Prof. Dr.-Ing. Jens Nowak, Dipl.-Ing. Heribert Rustige, Dr. Ariane Nowak, Dr. Ute Michels

Literatur

AKUT (2017). Betriebsbericht 2017, Berlin

AKUT (2018). Betriebsbericht 2018, Berlin

AKUT (2019). Betriebsbericht 2019, Berlin

6 Anhang:

6.1 Ergebnisse der chemischen Untersuchungen

Alle gesammelten Daten werden als Access-Datenbank übergeben.

6.2 Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen

Alle gesammelten Daten werden als Access-Datenbank übergeben.

6.3 Ergebnis Untersuchung von Phytoplanktonorganismen

Alle gesammelten Daten werden als Access-Datenbank übergeben.

6.4 Ergebnisse Untersuchung von Zoolanktonorganismen

Alle gesammelten Daten werden als Access-Datenbank übergeben.