

WASSERGÜTEBERICHT

2018



WAHNBACHTALSPERRENVERBAND





INHALT

VORWORT

Grußwort der Geschäftsführung 5

1. WAHNBACHTALSPERRE

1.1 Limnologie	6
1.1.1 Einleitung	6
1.1.2 Untersuchungsprogramm, Material und Methoden	6
1.1.3 Hydrologie der Talsperre	9
1.1.4 Temperaturverteilung und Schichtung	10
1.1.5 Sauerstoffverteilung und Manganfreisetzung	11
1.1.6 Nährstoffe	13
1.1.7 Trübung und Sichttiefe	15
1.1.8 Chlorophyll a	17
1.1.9 Trophiestatus der Wahnachtalsperre	19
1.1.10 Plankton	20
1.1.11 Literatur	22
1.2 Fischereimanagement	23
1.2.1 Hegebefischungen	23
1.2.2 Untersuchungen des Fischbestandes	24
1.2.3 Besatz- und weitere Bewirtschaftungsmaßnahmen	25
1.2.4 Schlussfolgerungen	25
1.3 Gewässer und Rohwassergüte	25
1.3.1 Zuläufe	25
1.3.2 Talsperre Rohwasser	28

2. GEWÄSSERUNTERSUCHUNGEN IN DEN EINZUGSGEBIETEN

2.1 Wahnachtalsperre	32
2.1.1 Phosphor	32
2.1.2 Nitrat	33
2.1.3 Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln	33
2.1.4 Arzneimittel und Tierarzneimittel	38
2.1.5 Spurenstoffe	39
2.2 Grundwassergewinnung Untere Sieg	42
2.2.1 Gewässer und Rohwassergüte	42
2.2.2 Mikrobiologie	42
2.2.3 Nitrat	43
2.2.4 Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln	45
2.2.5 Arzneimittel und Tierarzneimittel	47
2.2.6 Spurenstoffe	49
2.3 Grundwassergewinnung Hennefer Siegbogen	53
2.3.1 Gewässer und Rohwassergüte	53
2.3.2 Mikrobiologie	53
2.3.3 Nitrat	54
2.3.4 Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln	55
2.3.5 Arzneimittel und Tierarzneimittel	56
2.3.6 Spurenstoffe	56

WASSERGÜTEBERICHT 2018

3. WASSERWIRTSCHAFTLICHE SITUATION

3.1 Niederschlag im Einzugsgebiet	60
3.1.1 Zufluss zum Stausee	61
3.1.2 Talsperreninhalt	62
3.1.3 Betriebsregeln	62
3.2 Trinkwasserproduktion	63
3.2.1 Ressourcennutzung	63
3.2.2 Trinkwasserabgabemengen	64
3.2.3 Trinkwasserbeschaffenheit	66
3.3 Mikrobiologische Beschaffenheit des Trinkwassers	68
3.3.1 Trinkwasseraufbereitungsanlage Siegelsknippen	68
3.3.2 Trinkwasseraufbereitungsanlage Meindorf	69
3.3.3 Versorgungsnetz	70
3.3.4 Sonder- oder Zusatzuntersuchungen	72

4. ANHANG

4.1 Entwicklung der Phosphorkonzentration in den Zuflüssen der Talsperre	73
4.2 Entwicklung der Nitratkonzentration in den Zuflüssen der Talsperre	77
4.3 Entwicklung der Nitratkonzentration in den Grundwassermessstellen Untere Sieg	84
4.4 Entwicklung der Nitratkonzentration in den Grundwassermessstellen im Hennefer Siegbogen	86





VORWORT WTV-GESCHÄFTSFÜHRERIN

Mit diesem Wassergütebericht für das Jahr 2018 legt der Wahnbachtalsperrenverband (WTV) dem Kuratorium zur Überwachung der Trinkwasserqualität beim Wahnbachtalsperrenverband eine Dokumentation und Auswertung des Monitorings in seinen Wassereinzugsgebieten, dem Wahnbachstausee, den Trinkwasseraufbereitungsanlagen und dem Trinkwasserverteilungsnetz vor.

Die seit vielen Jahren geübte Praxis wird damit weitergeführt, auch wenn wir die Dokumentation auf die tatsächlich im Vorjahr erfolgten Untersuchungen und Erkenntnisse über die gesetzlichen Anforderungen hinaus reduziert und fokussiert haben.

Grundsätzliche Beschreibungen unserer Anlagen, Erläuterungen unserer vorbeugenden Maßnahmen sowie im Vorjahr durchgeführte Projekte sind in den Broschüren des Verbandes sowie im Jahresbericht enthalten, sodass sich in diesem Werk auf die wesentlichen und maßgeblichen Ergebnisse konzentriert wird, um die Güte und die hohen Qualitätsstandards des vom WTV gelieferten Trinkwassers sowie die erforderliche Qualität des Rohwassers nachzuweisen.

Durch die hier enthaltenen Untersuchungsergebnisse haben die Mitarbeiter des Verbandes eine ständige Optimierung der Aufbereitungsprozesse

zum Ziel und können bei Auffälligkeiten in den Einzugsgebieten, den Trinkwasserverteilungsanlagen und dem WTV-Verteilungsnetz sowie in den nachfolgenden örtlichen Verteilungsnetzen unseres Versorgungsgebietes in der Region Bonn/Rhein-Sieg/Ahr, schnell mögliche Ursachen ermitteln und ggfls. weitere Maßnahmen ergreifen, um Qualitätsgefahren abzuweisen.

Neben zahlreichen eigenen Untersuchungen werden regelmäßig chemische und mikrobiologische Untersuchungen bei unabhängigen Dritten in Auftrag gegeben. Um stets den Stand von Wissenschaft und Forschung zu kennen, ist der WTV an Untersuchungs- und Forschungsvorhaben an verschiedenen Einrichtungen des Wasserfachs beteiligt und wird sich in Zukunft auch noch verschärfter einbringen, indem er die eigene Forschung wieder aktiv aufnimmt.

Ziel ist es, eine Trinkwasserversorgung der Region Bonn/Rhein-Sieg/Ahr mit qualitativ hochwertigem Trinkwasser jederzeit zu garantieren.

LUDGERA DECKING

1 WAHNBACHTALSPERRE

1.1 LIMNOLOGIE

1.1.1 EINLEITUNG

Der vorliegende Bericht ist eine Zusammenstellung und Bewertung der Daten, die im Rahmen der limnologischen Überwachung des Wahnbachstausees zur Sicherung der Rohwasserqualität für die Trinkwasseraufbereitung im Jahr 2018 erhoben wurden. Der limnologische Zustand der Talsperre wird anhand verschiedener physi-

kalischer, chemischer und biologischer Parameter dargestellt. Der trophische Zustand des Gewässers wird von dem Eintrag aus dem Einzugsgebiet, der Wirkung der Vorsperre und der Eliminationsleistung der Phosphor-Eliminierungsanlage (PEA) bestimmt. Im Vordergrund des Berichtes steht allerdings der Stausee selbst.

1.1.2 UNTERSUCHUNGSPROGRAMM, MATERIAL UND METHODEN

Eine ausführliche Beschreibung des Untersuchungsprogramms, der Probenahme sowie der Untersuchungsmethoden ist

in den Wassergüteberichten 2006 – 2009 enthalten und wird im folgenden nur noch in verkürzter Form dargestellt.

Messboje	Wöchentlich Sondenmessungen <i>Multiparametersonde Sea&Sun CTD90M 1 m-Intervalle</i>	Wöchentlich Probenahme/ Untersuchungsparameter	Monatlich Tiefenschnitt <i>(Entnahmetiefen für den Tiefenschnitt siehe Tabelle 2)</i>
A	an allen Bojen: Trübung Temperatur, Sauerstoff, pH, el. Leitfähigkeit	Sichttiefe Integr. Mischprobe 0-10 m <i>(Chlorophyll a, Gesamt-P)</i> Integrierende Mischprobe Euphotische Zone <i>(Chlorophyll a, Phytoplankton)</i>	Chemische Parameter <i>(siehe Tabelle 3)</i> Phytoplankton / Zooplankton
B		Sichttiefe	
C		Sichttiefe	
D		Sichttiefe	
E		Sichttiefe Integrierende Mischprobe 0-10 m <i>(Chlorophyll a, Gesamt-P)</i>	Chemische Parameter Phytoplankton/Zooplankton
F		Sichttiefe	
G		Sichttiefe	
H		Sichttiefe	Chemische Parameter Phytoplankton/Zooplankton <i>(Mischprobe)</i>
Z		Sichttiefe	

Tabelle 1

Untersuchungsprogramm für die Wahnachtalsperre. Die Lage der Probestellen ist Abbildung 1 zu entnehmen. Im Fall von Hochwassersituationen werden die Häufigkeiten von Messungen (Trübung, Sichttiefe) ggf. intensiviert.

VORBECKEN

Abbildung 1
Vor- und Hauptbecken der Wahnbach-
talsperre und die Probenahmestellen
(Messbojen A-H).

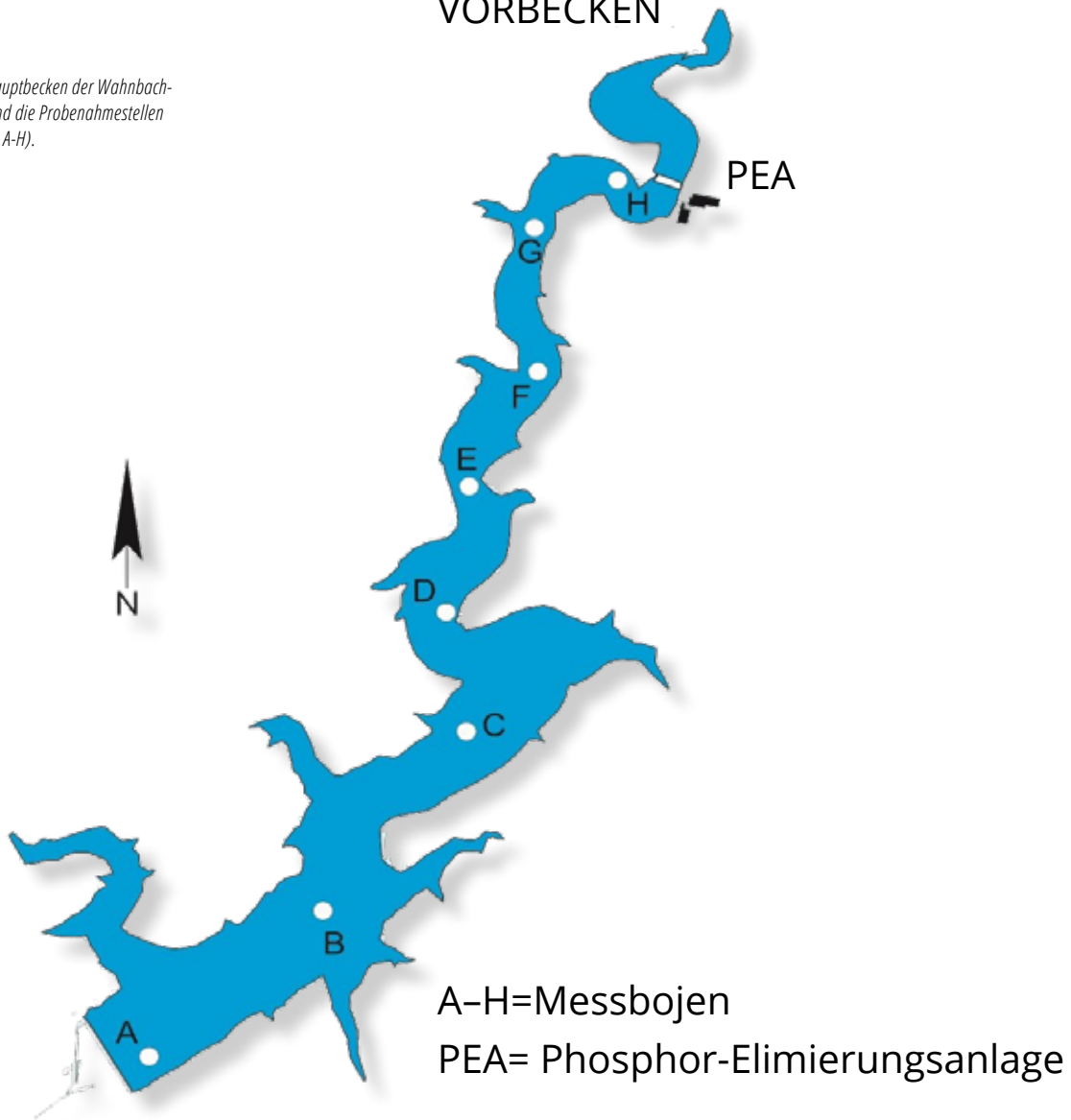


Tabelle 2
Entnahmetiefen für die monatliche Beprobung („Tiefenschnitt“)
an den 3 Probenahmestellen im Wahnbachstausee.

Boje A	0 m	2 m	6 m	10 m	15 m	20 m	30 m	40 m	50 cm über Grund	Direkt über Grund
Boje E	0 m	2 m	6 m	10 m	Wenn Tiefe mögl.	50 cm über Grund	direkt über Grund			
Boje H	0 m	2 m	Wenn Tiefe mögl.	50 cm über Grund	Direkt über Grund					

Tabelle 3 gibt eine Übersicht über die für diesen Bericht ausgewählten Parameter und Methoden. Die Meßwerte der chemischen Parameter wurden mindestens monatlich aus den

Tiefenschnittproben bestimmt oder durch Differenzbildung aus anderen Meßergebnissen errechnet.

Parameter	Einheit	Methode	Gerät	Verfahren
Leitfähigkeit	mS/m	Elektrisch		ISO 7888
Silizium	mg/l	Atomemissionsspektroskopie	ICP	DIN EN ISO 11885-E22
SRP (soluble reactive phosphorus)	µg/l	Photometrisch	CFA	EN ISO 15681 D46
Gesamtphosphat	µg/l	Photometrisch nach Aufschluss	CFA	EN ISO 15681 D46
Nitrat-N	mg/l	Photometrisch nach Reduktion mit Hydraziniumsulfat	CFA	EN ISO 13395 D28
Nitrit-N	µg/l	Photometrisch	CFA	EN ISO 13395 D28
Ammonium-N	µg/l	Photometrisch	CFA	DIN EN ISO 11732-E23
SON (suspended organic nitrogen)	µg/l	Wärmeleitfähigkeitsmeßzelle für N nach Filtration über Glasfaserfilter (Whatman C) und Verbrennung	C/N-Analyser LECO	
Gelöstes Mangan	µg/l	Atomemissionsspektroskopie	ICP	DIN EN ISO 11885-E22
Partikuläres Mangan	µg/l	Differenz aus Gesamtmangan - gelöstem Mangan	ICP	DIN EN ISO 11885-E22
Gelöstes Eisen	µg/l	Atomemissionsspektroskopie	ICP	DIN EN ISO 11885-E22
Chlorid	mg/l	Elektrometrisch	Titro-prozessor	DIN 38405 D1-3
Sulfat	mg/l		ICP	DIN EN ISO 11885-E22
TOC (total organic carbon)	mg/l	nach Ansäuern mit HCl	TOC-Analysator Dimatoc 100	DIN EN 1484 H3

Tabelle 3
Chemische Parameter
und Meßmethoden

Parameter	Methode
Chlorophyll a	HPLC (modifiziert nach Hoyer & Clasen 1983), Extraktion mit Methanol
Phytoplankton	Utermöhl-Methode, 10 ml Teilprobe <i>Planktothrix rubescens</i> / fädige Blaualgen: Membranfiltration, Auszählung der Trichome/10 ml
Zooplankton	Utermöhl-Methode, Auszählung Gesamtprobe

Tabelle 4
Biologische Untersuchungen und Methoden

1.1.3 HYDROLOGIE DER TALSPERRE

Aufgrund der Niederschläge in den Monaten November bis Februar stieg der Füllstand der Talsperre auf 94% an. Ab Mai 2018 setzte bedingt durch die langanhaltende Trockenheit ein Absinken des Füllstandes der Talsperre auf knapp unter 60 % ein (siehe Abbildung 2). Den Jahreshöchststand im Berichtsjahr hatte der Stauseeeinhalt Anfang Februar 2018 mit 38,4 Millionen Kubikmeter, den tiefsten Stand im Anfang Dezember 2018 mit 23,1 Millionen Kubikmeter. Daraus ergab sich eine maximale Stauspiegelschwankung von 9 m. Die durch die Trocken- und Hitzeperioden im Sommer 2018 außergewöhn-

liche Situation wurde dadurch verstärkt, dass sich die ausgeprägte Trockenheit, und damit geringer Zufluss zur Talsperre, bis in den Monat Dezember hinzog. Erst Ende des Jahres setzten stärkere und damit abflussbildende Niederschläge ein und führten in den Folgemonaten wieder zu einem Anstieg des Füllstandes.

Mitte Dezember 2017 sowie Anfang Januar 2018 gab es zwei Überläufe der Vorsperre mit 0,5 bzw. 0,9 Millionen Kubikmetern (siehe Abbildung 3).

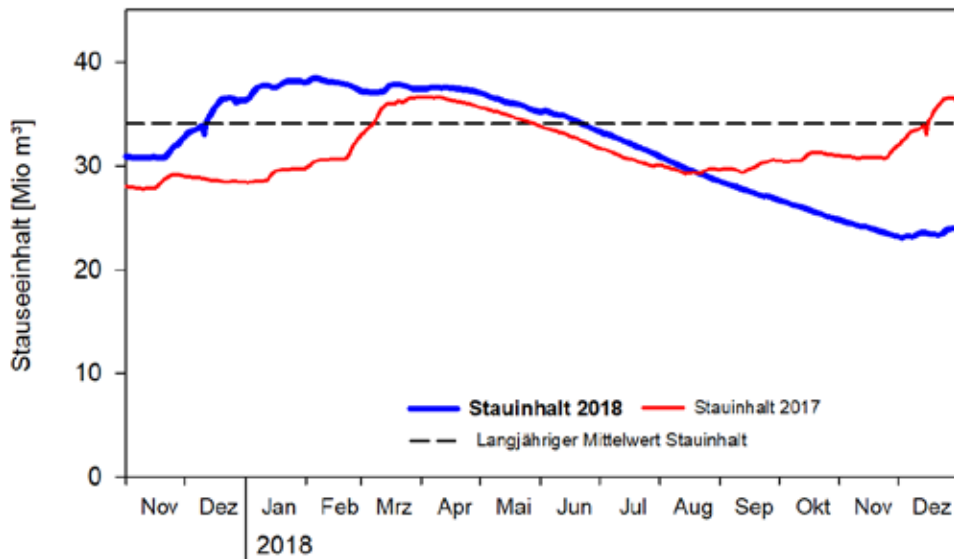


Abbildung 2
Stauseeeinhalt Wahnachtalsperre 2018. Die Vergleichswerte aus dem Jahr 2017 sind durch die rote Kurve, das langjährige Mittel ist durch die gepunktete Linie markiert.

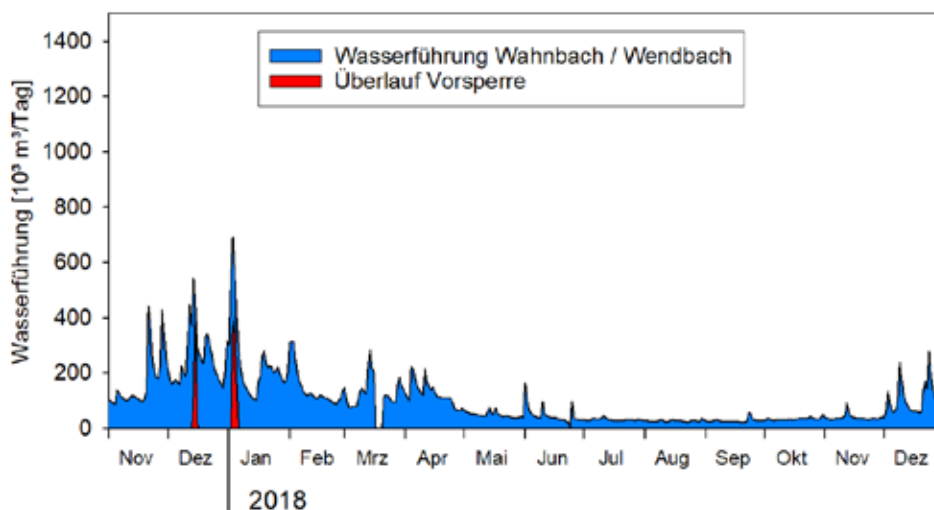


Abbildung 3
Wasserführung des Wahnbaches und Überlaufereignisse aus der Vorsperre im Jahr 2018.

1.1.4 TEMPERATURVERTEILUNG UND SCHICHTUNG

Die Temperaturverteilung und die daraus resultierenden Schichtungsverhältnisse sind in Abbildung 4 dargestellt.

Der Wahnbachstausee ist mit einer maximalen Tiefe von 46 m bei Vollstau und einer mittleren Tiefe von 21 m im staudamnnahen Becken (Bereich der Messbojen A – C) während der Sommermonate thermisch stabil geschichtet. Die Ausbildung der thermischen Schichtung führt dazu, dass im Sommer eine Warmwasserschicht, das Epilimnion, über dem kalten Tiefenwasser, dem Hypolimnion, lagert. Beide Schichten sind durch eine Lamelle mit einem steilen Temperaturgradienten, der Sprungschicht getrennt.

Im Jahr 2018 setzte die Erwärmung des Oberflächenwassers erst Anfang April ein. Die Temperatur an der Oberfläche erreichte Mitte

April 10 °C und markierte damit den Beginn der Sommerstagnation, also der stabilen thermischen Schichtung des Gewässers.

Die außergewöhnlich hohen Temperaturen im Sommer 2018 („Hitzeperioden“) führten zu einer Erwärmung des Oberflächenwassers auf bis zu 26 °C Anfang August, die auch kaum von Zwischenabkühlungen unterbrochen war und bis in eine Wassertiefe von 3 – 4 m reichte. Aufgrund der Entnahme des Rohwassers für die Trinkwasseraufbereitung wurde das Volumen des Hypolimnions während der Sommerstagnation verringert, man erkennt dies am relativ steilen Abfall der 6 °C-Temperaturlinie in Abbildung 4.

Im September begann die allmähliche Abkühlung des Oberflächenwassers. Ende Dezember war die Homothermie erreicht und die Volldurchmischung setzte ein.

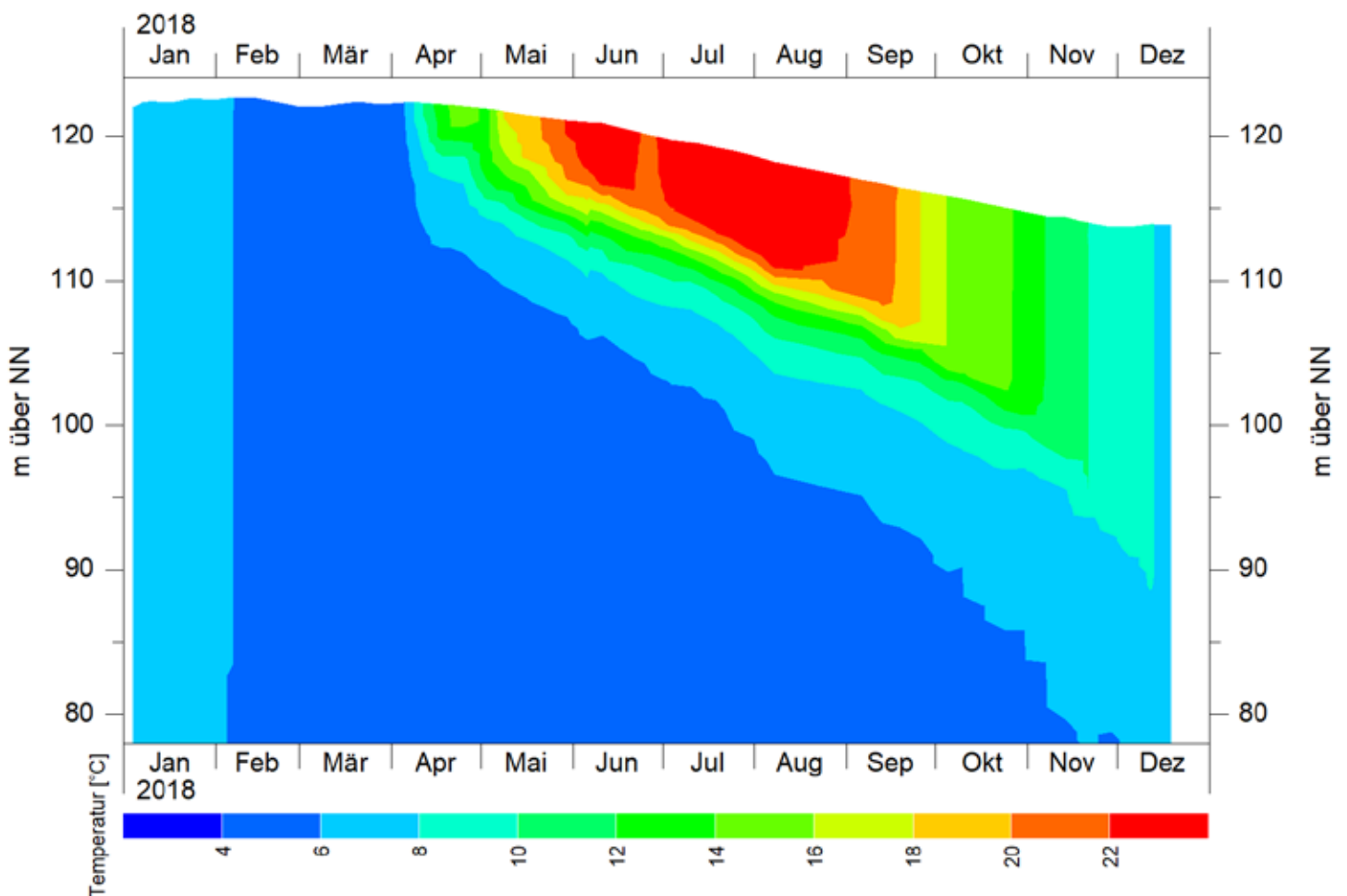


Abbildung 4
Isothermen im Wahnbachstausee, basierend auf den wöchentlichen Sondenmessungen an Messboje A im Jahr 2018

1.1.5 SAUERSTOFFVERTEILUNG UND MANGANFREISETZUNG

SAUERSTOFF

Die Sauerstoffverhältnisse im Stausee wurden von den Schichtungsverhältnissen sowie der biologischen Produktion bzw. den Abbauprozessen bestimmt.

Die Phytoplanktonentwicklung setzte 2018 eher verhalten ein. Die Sauerstoffgehalte stiegen durch die Photosyntheseleistung des pflanzlichen Planktons in den Monaten März und April auf 13 bis 14 mg/l, dies entsprach Sättigungswerten von 110–120 %. Die Algen waren aufgrund der noch vorherrschenden Vollzirkulation relativ gleichmäßig über die Wassersäule verteilt. Dies führte auch zu einheitlichen Sauerstoffkonzentrationen, was in Abbildung 5 an

der Ausdehnung der blauen Farbfläche über die gesamte Wassertiefe zu erkennen ist. Nach Ausbildung der thermischen Schichtung waren die sauerstoffproduzierenden Algen im Epilimnion bzw. Metalimnion konzentriert und führten dort zu einem Anstieg der Sauerstoffgehalte.

Als gegenläufiger Prozess zum Sauerstoffeintrag durch das Phytoplankton fanden im Tiefenwasser (Hypolimnion) sauerstoffzehrende Abbauprozesse durch Mikroorganismen statt. Dadurch kam es während und zum Ende der Stagnationsphase vor allem in den sedimentnahen Wasserschichten zu einer Abnahme der Sauerstoffkonzentrationen, die allerdings deutlich geringer ausfiel als im Vorjahr.

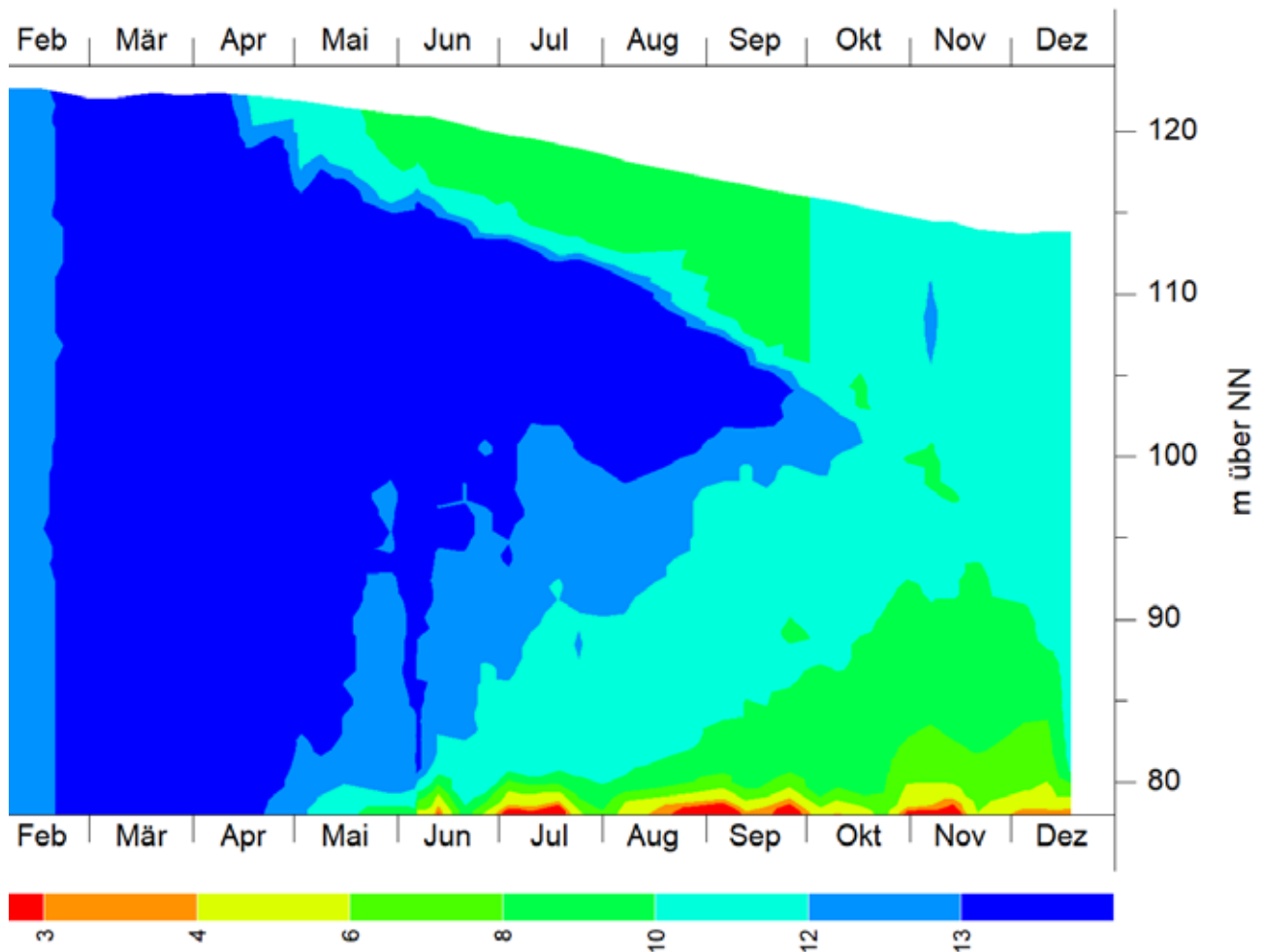


Abbildung 5
Isolethen der Sauerstoffkonzentrationen im Wahnbachstausee, Daten
der wöchentlichen Sondenmessungen an Messboje A im Jahr 2018.

MANGAN

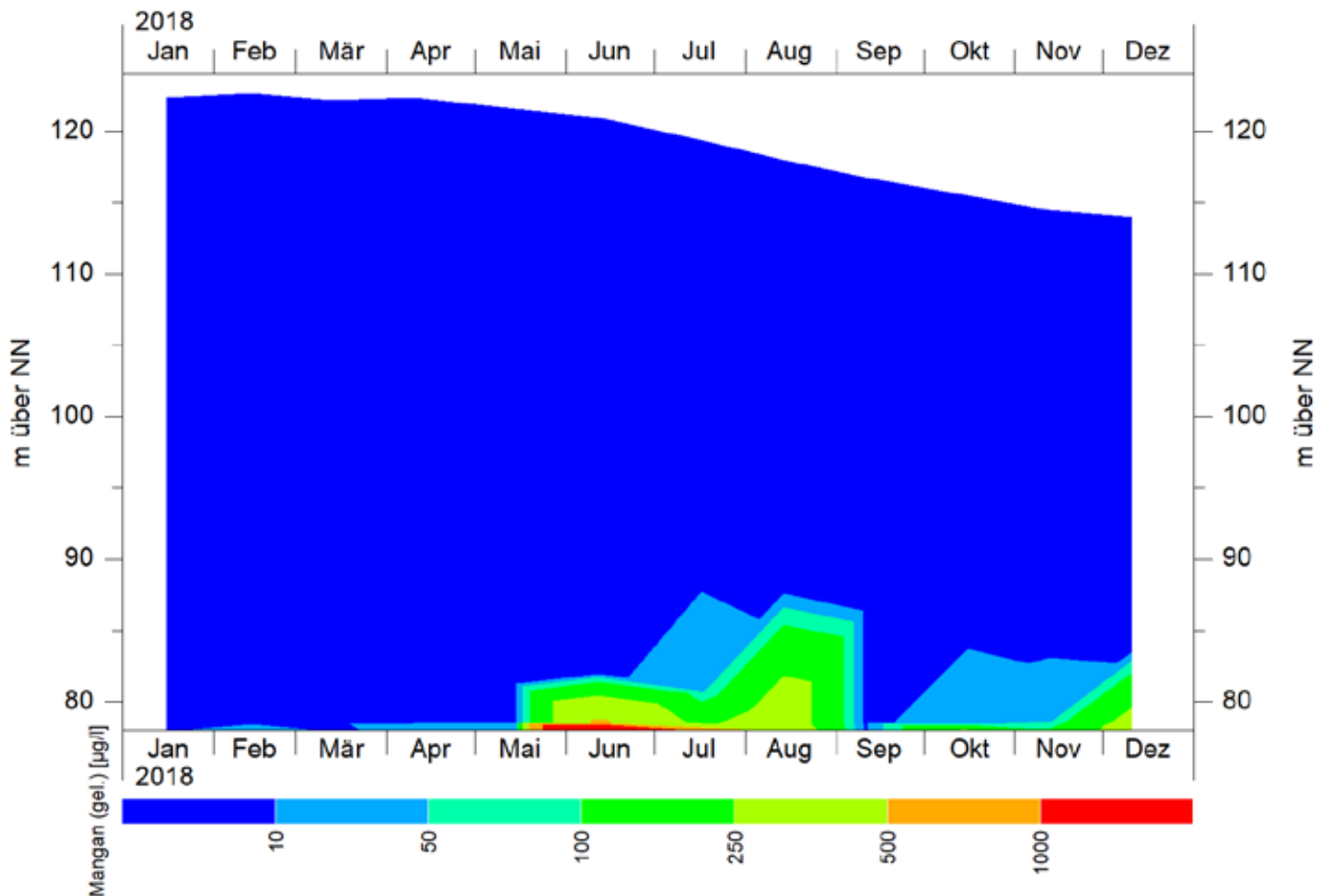
Ab Mai nahm die Konzentration an Mangan im Tiefenwasser (sedimentnahe Wasserschichten) zu. In den Sommermonaten, während der Stagnationsphase wurden Werte von 0,2 bis 0,6 mg Mangan (*gelöst*) gemessen. An einem Termin (Juni) lag die Mangankonzentration direkt über

dem Gewässergrund bei 3 mg/l Mangan (*gelöst*).

Die im Rohwasser vorhandenen Mangankonzentrationen waren durch die Dosierung von Kaliumpermanganat in das Rohwasser für die Trinkwasseraufbereitung unkritisch.

Abbildung 6

Isoplethen der Konzentrationen von Mangan (*gelöst*) im Wahnbachstausee an Messboje A im Jahr 2018 (monatliche Messungen Tiefenschnitt).



1.1.6 NÄHRSTOFFE

1.1.6.1 PHOSPHOR

Der gelöste, bioverfügbare Phosphor (SRP) lag überwiegend nur in geringen Konzentrationen von 1 – 4 µg/l (Werte unterhalb Bestimmungsgrenze) vor. Demnach ist das Wachstum der Algen weitgehend durch den Phosphorgehalt limitiert.

Die Konzentrationen des Gesamt-Phosphors (TP) waren fast durchgängig < 10 µg/l. In den sedimentnahen Wasserschichten stieg der TP-Gehalt während Stagnationsphase auf bis zu 25 µg/l an.

In den Monaten Mai bis September war in den Wassertiefen 5 bis 10 m eine leichte Erhöhung der Gesamt-P-Konzentrationen festzustellen (siehe Abbildung 8). Hier kann zum einen der in Algenzellen enthaltene, z.T. auch gespeicherte Phosphor eine Rolle spielen, oder auch absedimentierende Biomasse, die sich im Bereich der Sprungschicht anreichert.

Die Konzentrationen des Gesamtphosphors in den Mischproben 0-10 m betragen an Boje A im Mittel 6 µg/l, an Boje E 8 µg/l.

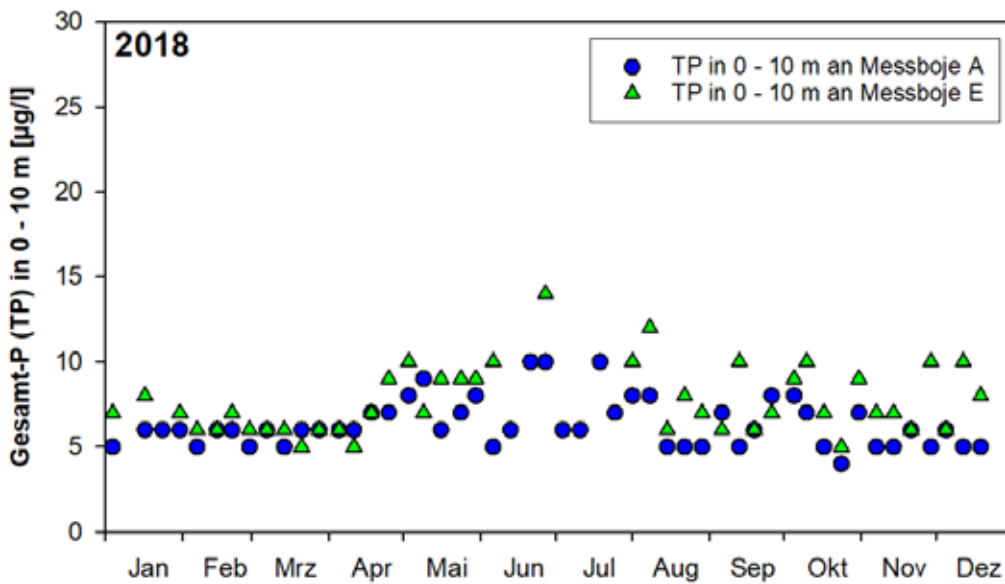


Abbildung 7
Vergleich der TP-Konzentrationen in den wöchentlichen Mischproben (0–10 m) an den Messbojen A und E im Jahresverlauf 2018.

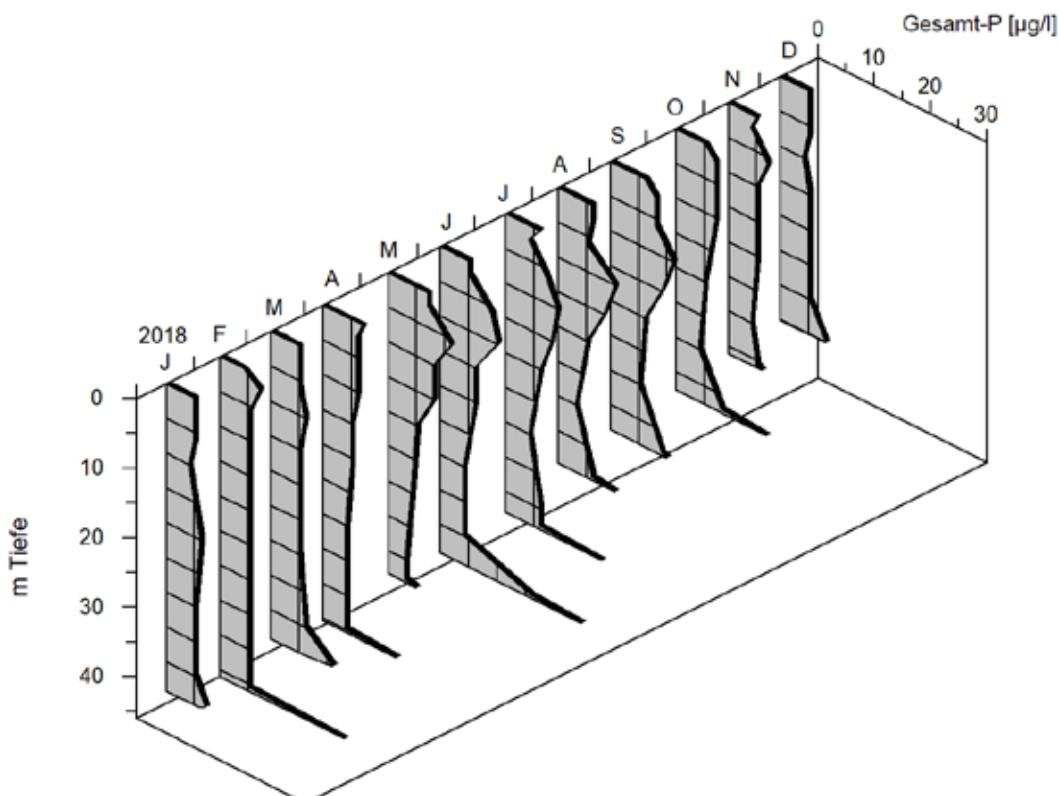


Abbildung 8
Vertikalverteilung der Gesamtphosphor-Konzentration (TP) an der Messboje A im Jahr 2018.

1.1.6.2 STICKSTOFF

Der anorganische Stickstoff lag wie in den Vorjahren überwiegend als Nitrat-Stickstoff vor.

Nitrat war in der trophogenen Zone mit Konzentrationen von 7 – 12 mg/l stets im Überfluss vorhanden. Während der Vegetationsperiode war eine Abnahme der Nitratgehalte im Epilimnion zu beobachten. Von einer Startkonzentration von 10 bis 11 mg/l Anfang des Jahres verringerte sich bis zum Ende der Schichtungsperiode die Nitratkonzentration auf Werte von 7 bis 8 mg/l.

Der Rückgang der Nitratkonzentrationen in den sedimentnahen Wasserschichten lag im Berichtsjahr in vergleichbaren Größenord-

nungen wie im Vorjahr. Die minimalen Werte über Grund lagen auch gegen Ende der Stagnationsphase noch bei 5 bis 7 mg/l NO_3^- . Durch die mikrobiellen Abbauprozesse von absedimentierter organischer Substanz am Gewässergrund wurde dort Ammonium freigesetzt.

Zu Beginn der Stagnationsperiode stiegen die Konzentrationen in den sedimentnahen Wasserschichten auf 150 bis 300 $\mu\text{g/l}$ an. Im weiteren zeitlichen Verlauf waren die Konzentrationen im Tiefenwasser deutlich niedriger (30 bis 80 $\mu\text{g/l}$). Hier war ein Zusammenhang mit der kontinuierlich hohen Rohwasserentnahme und dem daraus resultierenden Wasseraustausch gegeben.

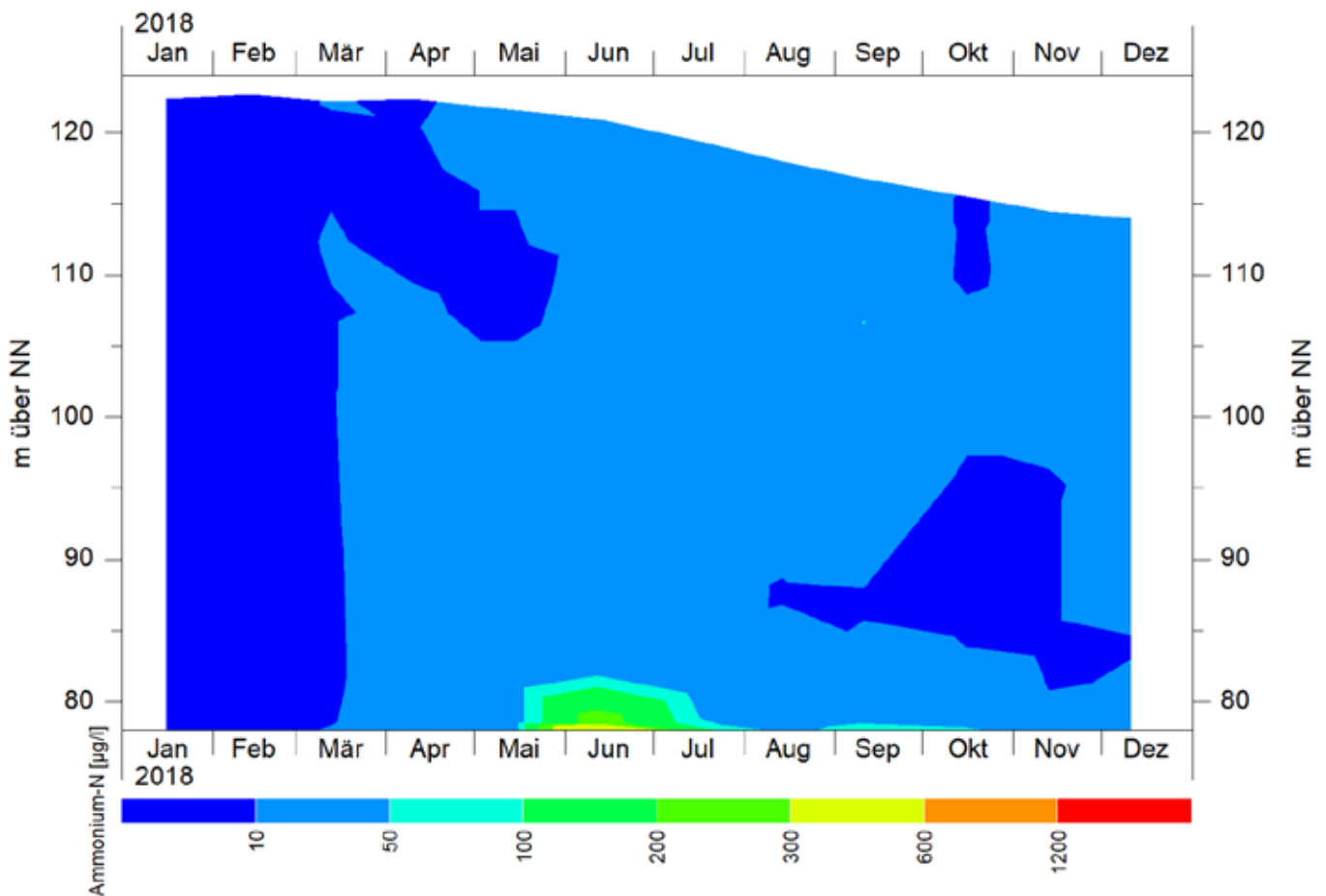


Abbildung 9
Vertikalverteilung der Konzentrationen von Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4^+\text{-N}$)
an Messboje A im Jahr 2018.

1.1.6.3 SILIZIUM

Silizium ist als Baustein für die Schale der Kieselalgen ein wichtiger Nährstoff und ist daher auch mit der Populationsdynamik dieser Algengruppe verknüpft. Ein Teil des gelösten Siliziums wird in den Kieselalgenzellen gebunden und durch die Sedimentation der Algen wieder zum Sediment verfrachtet.

Zu Beginn des Jahres, im volldurchmischten Wasserkörper des Stausees, lagen die Siliziumkonzentrationen bei 2,0 bis 2,4 mg/l. Die Früh-

jahrsentwicklung der Kieselalgen führte in den ersten Monaten des Jahres (Januar bis April) nicht zu einer Abnahme der Siliziumgehalte. Erst während der Schichtungsperiode war in den Monaten Mai bis Oktober eine Abnahme der Siliziumkonzentrationen im Epilimnion zu beobachten.

Als gegenläufiger Prozess ist aufgrund der absedimentierenden Kieselalgen eine Anreicherung von Silizium im Hypolimnion zu erkennen (Abbildung 10). Der Gradient war aufgrund der noch unvollständigen Durchmischung bis Dezember erkennbar.

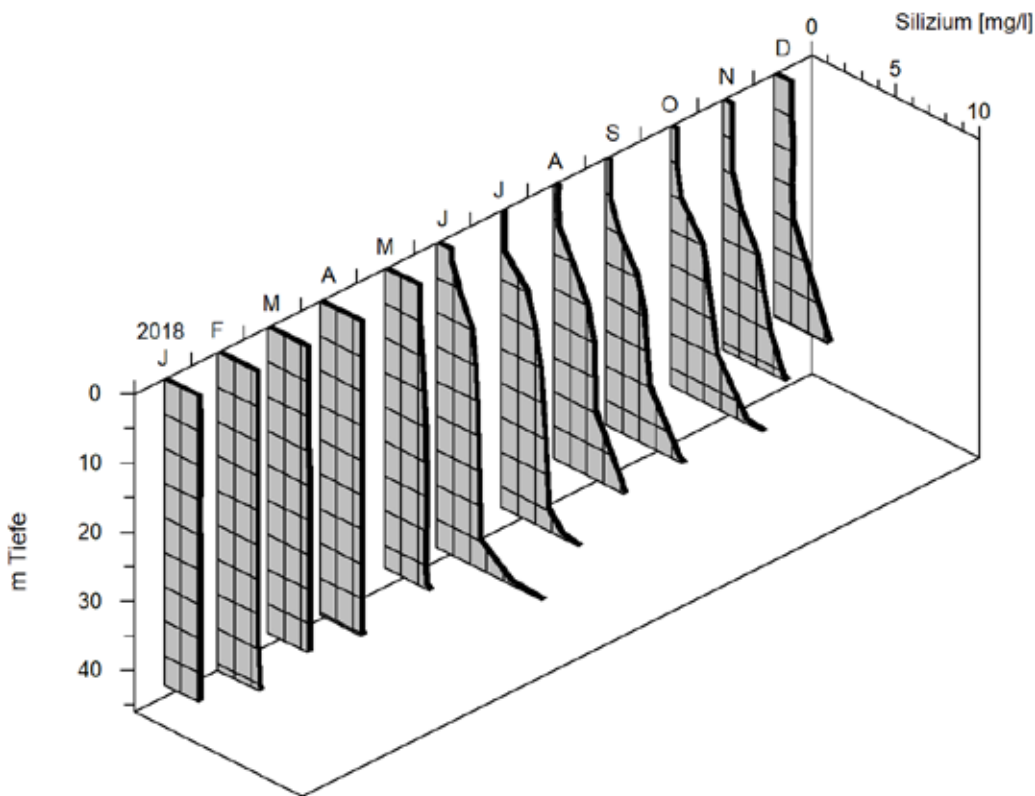


Abbildung 10
Vertikalverteilung der Siliziumkonzentration an Messboje A im Jahr 2018.

1.1.7 TRÜBUNG UND SICHTTIEFE

Die Parameter Trübung und Sichttiefe dienen als Summenparameter für im Wasser suspendierte Partikel. Bei geringen Einträgen von Trübstoffen aus dem Einzugsgebiet (anorganische, mineralische Partikel) besteht eine Beziehung zwischen Trübung bzw. Sichttiefe und dem Chlorophyll a-Gehalt als Summenparameter für Partikel organischer Herkunft (Phytoplankton).

Stärkere Niederschläge im Einzugsgebiet führten Anfang Januar 2018 zu einem Überlauf der Vorsperre von 0,9 Millionen Kubikmetern. Erhöhte Trübungswerte wurden dabei im Stauwurzelbereich bis zur Boje E gemessen, während im Hauptbecken, und damit im Bereich der Rohwasserentnahme, mit einer gewissen Zeitverzögerung nur ein sehr geringer Anstieg der Trübung messbar war.

Im weiteren Verlauf des Berichtsjahres wurde die Trübung überwiegend durch seeinterne Prozesse beeinflusst. Die Messungen an Boje A lassen die Entwicklung des Phytoplanktons im Epilimnion und im Bereich der Sprungschicht anhand der leicht erhöhten Trübungswerte erkennen.

Die Sichttiefen an Messboje A schwankten zwischen 5,4 und 11,5 m. Die maximalen Sichttiefen von 11 m wurden im Februar erreicht, höhere Sichttiefen traten auch Anfang und Ende August auf. Die mittlere Sichttiefe, die auch in die Trophiebewertung eingeht, war mit 8,4 m vergleichbar zum Vorjahr.

In den sedimentnahen Wasserschichten führten Rücklösungsprozesse zu erhöhten Trübungswerten während der Schichtungsperiode.

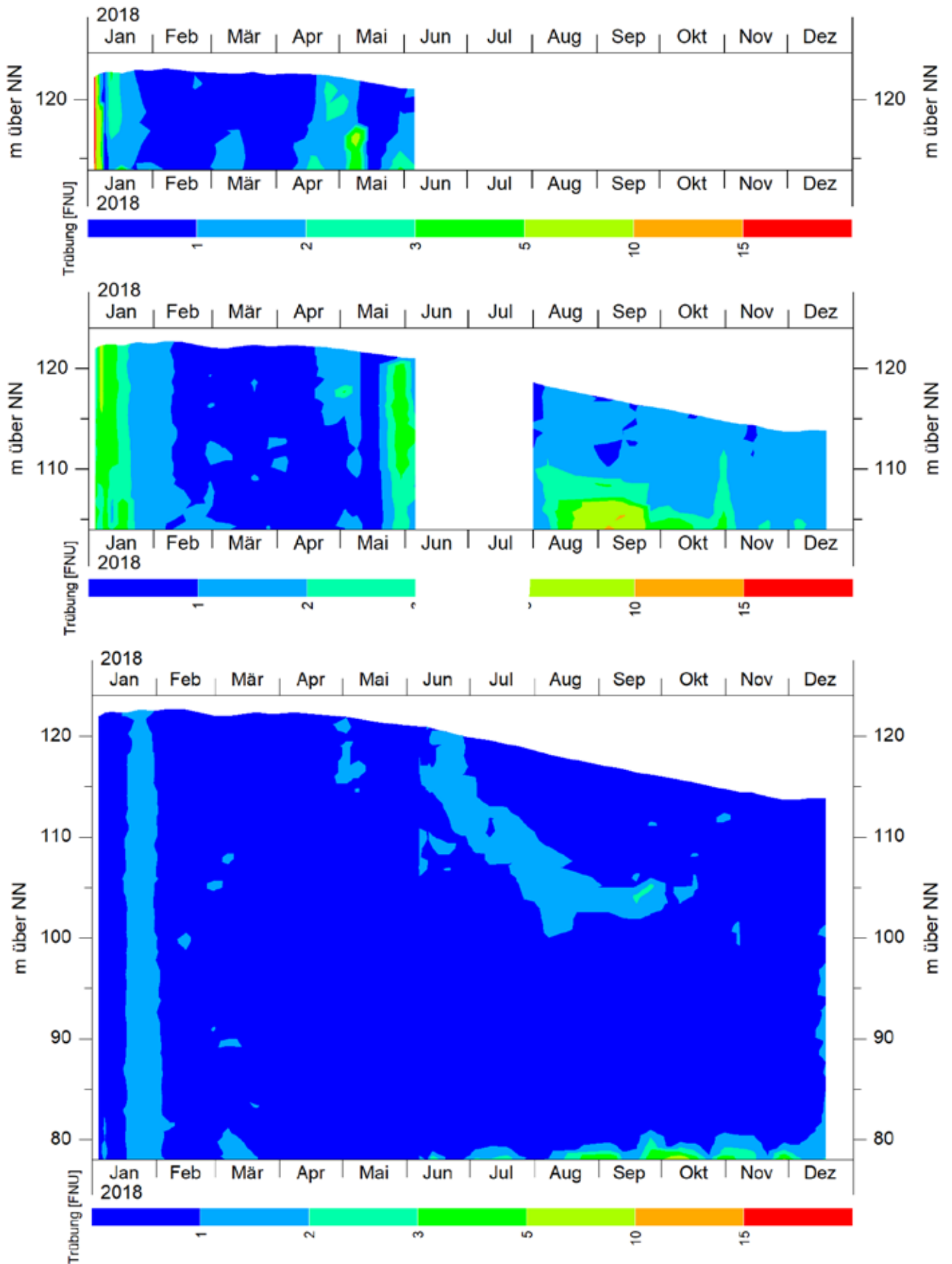


Abbildung 11

Isoplethen der Trübungswerte im Wahnbachstausee 2018, basierend auf den wöchentlichen Sondenmessungen an den Messbojen H (oben), E (Mitte) und A (unten). Im Juni und Juli wurden Messungen nur an Boje A durchgeführt, da das Kontrollboot wegen Wartungsarbeiten nicht zur Verfügung stand. An Boje H waren ab August wegen der niedrigen Wasserstände keine weiteren Messungen möglich.

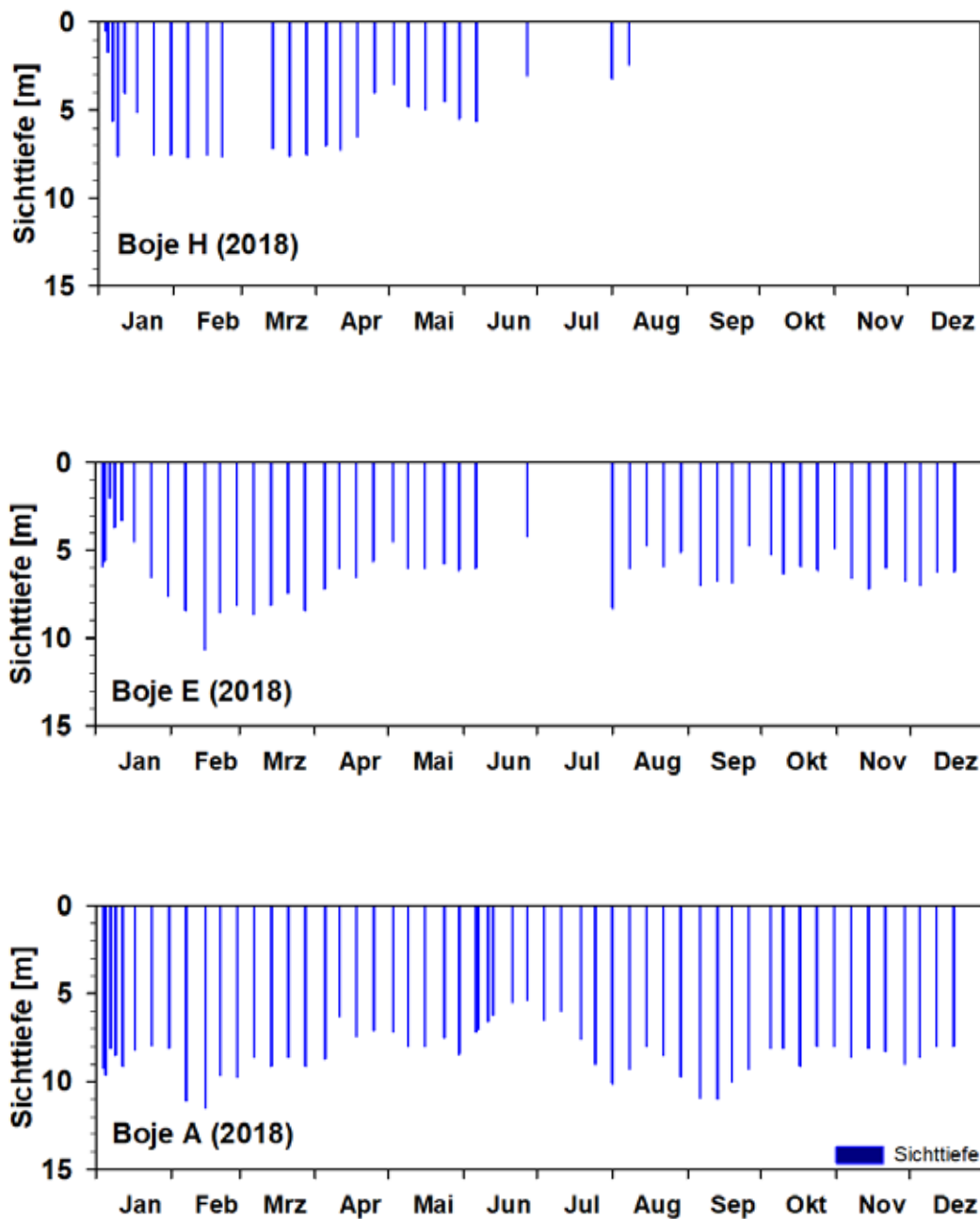


Abbildung 12
 Secchi-Sichttiefen 2018 an den Messbojen H (oben), E (Mitte) und A (unten). Im Juni und Juli wurden Messungen nur an Boje A durchgeführt, da das Kontrollboot wegen Wartungsarbeiten nicht zur Verfügung stand. An Boje H waren ab August wegen der niedrigen Wasserstände keine weiteren Messungen möglich.

1.1.8 CHLOROPHYLL A

Die Phytoplankton-Entwicklung war 2018 insgesamt eher gering. Das Wachstum verschiedener Kieselalgen-Taxa führte im Januar bis März zu Chlorophyll a-Konzentrationen von 2 bis 3 µg/l. Mit beginnender Erwärmung und einsetzender thermischer Schichtung konzentrierte sich die Phytoplanktonentwicklung im Bereich des Epilimnions. Die Chlorophyll-Gehalte blieben weiterhin gering (2 bis 3 µg/l). Im Juli und August wurden geringfügig höhere Chlorophyll-Konzentrationen aufgrund des Vorkommens von einer koloniebildenden

Grünalge (*Planktosphaeria* sp.) nachgewiesen. Im Oktober führte das Auftreten der Blaualge *Planktothrix rubescens* zu einer leichten Erhöhung der Chlorophyll a-Gehalte, vor allem im Bereich der Sprungschicht.

Über das Jahr gesehen waren die Chlorophyll a-Gehalte im Berichtsjahr 2018 relativ niedrig, was sich auch in dem niedrigen Wert von 2,2 µg/l widerspiegelt, der in die Trophiebewertung einfließt.

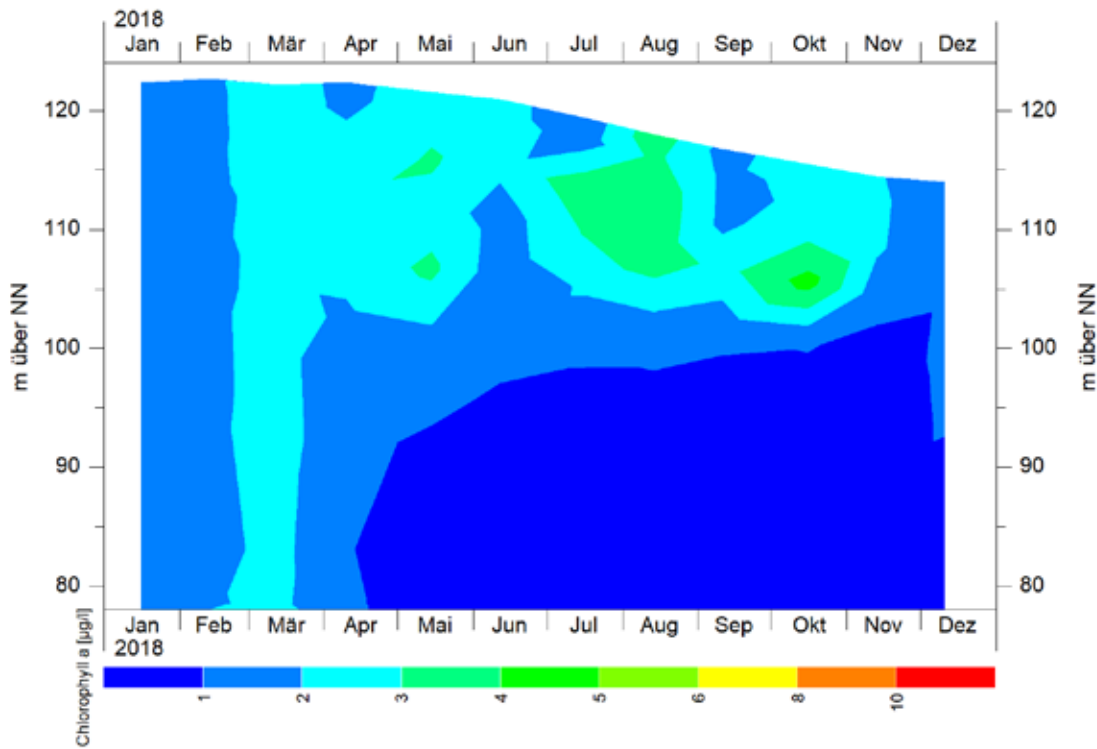


Abbildung 13
Isolethen der Chlorophyll a-Konzentration im Wahnbachstausee an der Messboje A im Jahr 2018 (basierend auf Messungen der monatlichen Tiefenschnittproben).

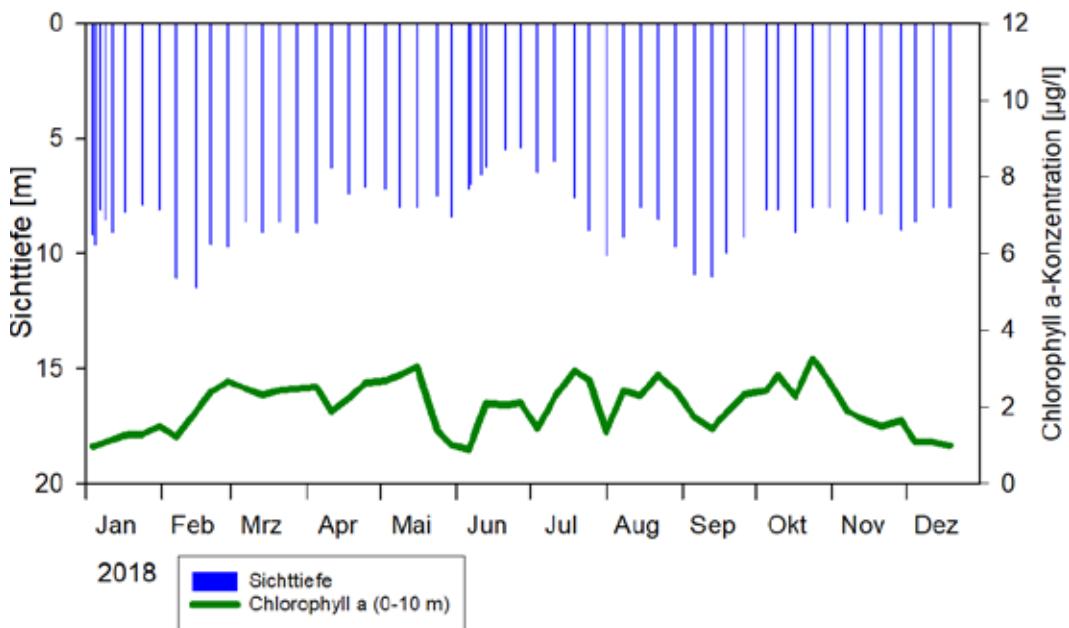


Abbildung 14
Saisonaler Verlauf der Chlorophyll a-Konzentrationen in integrierenden Wasserproben aus 0 – 10 m sowie der Sichttiefe an Messboje A im Jahr 2018.

1.1.9 TROPHIESTATUS DER WAHNBACHTALSPERRE

1.1.9.1 BEWERTUNG DES TROPHISCHEN ZUSTANDES

	TP [µg/l]	Chlorophyll a [µg/l]	Sichttiefe [m]	TN [µg/l]
Wahnachtalsperre	5,9	2,0	8,4	> 2500
OECD Mittelwert für oligotroph	8,0	1,7	9,9	661
Bereich OECD oligotroph	3,0 – 17,7	0,3 – 4,5	5,4 – 28,3	307 – 1630
OECD Mittelwert für mesotroph	26,7	4,7	4,2	753
Bereich OECD mesotroph	10,9 – 95,6	3,0 - 11	1,5 – 8,1	361 - 1387

*Tabelle 6
Jahresmittelwerte 2018 von Gesamt-Phosphor (TP, volumengewichtet 0 - Grund), Chlorophyll a-Konzentration (0 - 10 m), Sichttiefe und Gesamtstickstoff (TN, nur Bereich) in der Wahnachtalsperre, verglichen mit den nach OECD (1982) angegebenen Mittelwerten und Wertebereichen für die Einstufung „oligotroph“ und „mesotroph“.*

Trophieparameter	Messwert	Einzelindex	Wichtung	Berechnung
Chlorophyll a [µg/l]	2,2	1,23	10	12,3
Sichttiefe [m]	8,0	0,67	6	4,0
TP _F (Zirkulation) [µg/l]	5,6	1,01	7	7,1
TP _S (Saison) [µg/l]	6,9	1,12	7	7,8
Trophie-Gesamtindex				1,04
Bewertung	Oligotroph			

*Tabelle 7
Trophieklassifikation der Wahnachtalsperre für das Jahr 2018 nach LAWA-Richtlinie (2014)*

Die Einstufung und Bewertung des Trophiegrades erfolgte nach dem OECD-Modell (Vollenweider 1982) und nach der Richtlinie für die Trophieklassifikation von Seen der LAWA (LAWA 2014). In beiden Modellen werden die Parameter Gesamt-Phosphor, Sichttiefe und Chlorophyll a-Gehalt einbezogen.

In Tabelle 6 wurden die für die Wahnachtalsperre ermittelten Jahresmittelwerte für die verschiedenen Parameter den nach dem OECD-Modell vorgegebenen Mittelwerten und Bereichen für die

Einstufungen „oligotroph“ und „mesotroph“ gegenübergestellt. Der Gesamtstickstoff wurde nur der Vollständigkeit halber als Größenbereich angegeben und in der weiteren Bewertung nicht berücksichtigt. In Tabelle 7 ist die Trophieklassifikation nach LAWA-Richtlinie aufgeführt.

Die Wahnachtalsperre war 2018 nach der Trophieklassifikation entsprechend LAWA-Richtlinie als **oligotroph** einzuordnen.

Trophie-Gesamtindex	Trophieklasse
≤ 1,5	Oligotroph
> 1,5 – 2,0	Mesotroph 1
> 2,0 – 2,5	Mesotroph 2
> 2,5 – 3,0	Eutroph 1
> 3,0 – 3,5	Eutroph 2
> 3,5 – 4,0	Polytroph 1

*Tabelle 8
Zuordnung der Trophieklasse zum Trophie-Gesamtindex in der Gruppe der geschichteten Talsperren aller Ökoregionen (LAWA-Richtlinie 2014)*

1.1.10 PLANKTON

1.1.10.1 PHYTOPLANKTON

In den Abbildungen sind Ergebnisse aus Untersuchungen der euphotischen Zone dargestellt. Abbildung 16 zeigt die Gesamt-Phytoplanktondichte sowie das -biovolumen, Abbildung 17 die Biovolumina der wichtigsten Phytoplanktongruppen.

Die Entwicklung des Phytoplankton setzte im Berichtsjahr 2018 deutlich später ein und auch mit geringeren Zellzahlen und Biovolumina als im Vorjahr.

Erst im März wurde durch die Zunahme von koloniebildenden Kieselalgen (Bacillariophyceen) wie *Aulacoseira italica*, *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis* und *F. ulna* ein erstes Maximum des Biovolumens erreicht. Da die Zellzahlen der großen Kieselalgen insgesamt gering blieben, lag das Phytoplankton-Biovolumen nur bei 0,5 mm³/l.

Im weiteren Verlauf der Frühjahrsentwicklung gingen die Zellzahlen der koloniebildenden Kieselalgen zurück, während die der kleinen zentrischen Kieselalgen deutlich zulegten. Dies führte zu einer leichten Zunahme des Biovolumens auf 0,8 mm³. Ab Mai erreichten die Goldalgen (Chrysophyceen) durch das Vorkommen von *Uroglena* sp., *Dinobryon divergens* sowie weiteren Vertretern aus dieser Algengruppe einen größeren Anteil am Gesamtvolumen des Phytoplanktons. Weiterhin dominierten allerdings die Kieselalgen das Phytoplankton. Ende Juli setzte ein deutlicher Rückgang der Kieselalgen ein. Kurzfristig war im August durch eine Zunahme der Zellzahlen von *Plank-*

tosphaeria sp. der Anteil der Grünalgen (Chlorophyceen) am Biovolumen erhöht. Allerdings erreichte *Planktosphaeria* sp. bei weitem nicht die Zellzahlen, die in den Jahren 2015 und 2016 aufgetreten waren.

Bereits Anfang September waren die Zellzahlen deutlich zurückgegangen. Zum Ende der Vegetationsperiode (Spätsommer/Herbst) spielten Cyanobakterien eine größere Rolle. Kleinzellige Taxa wie *Aphanotece* sp. oder *Coelosphaerium kuetzingianum* erreichten hohe Zellzahlen, die aber aufgrund der geringen Zellgröße nur einen relativ geringen Einfluss auf das Gesamtbiovolumen hatten.

In dieser Phase war auch das Cyanobakterium *Planktothrix rubescens* vertreten. Die fadenförmigen Zellkolonien (Trichome) erreichten keine sehr hohen Dichten (max. 45 Fadeneinheiten/ml), die höchsten Zellzahlen wurden typischerweise im Bereich der Sprungschicht (metalimnisches Maximum) angetroffen.

Die saisonale Entwicklung des Phytoplanktons war durch eine abgeschwächte Dominanz der Kieselalgen, die Frühjahrsentwicklung der Chrysophyceen (Goldalgen) sowie in der Spätphase durch das Auftreten von Cyanobakterien geprägt. Das mittlere Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons war mit 0,5 mm³/l insgesamt sehr gering und nochmal niedriger als im Vorjahr. Auch die Spitzenwerte fielen geringer aus.

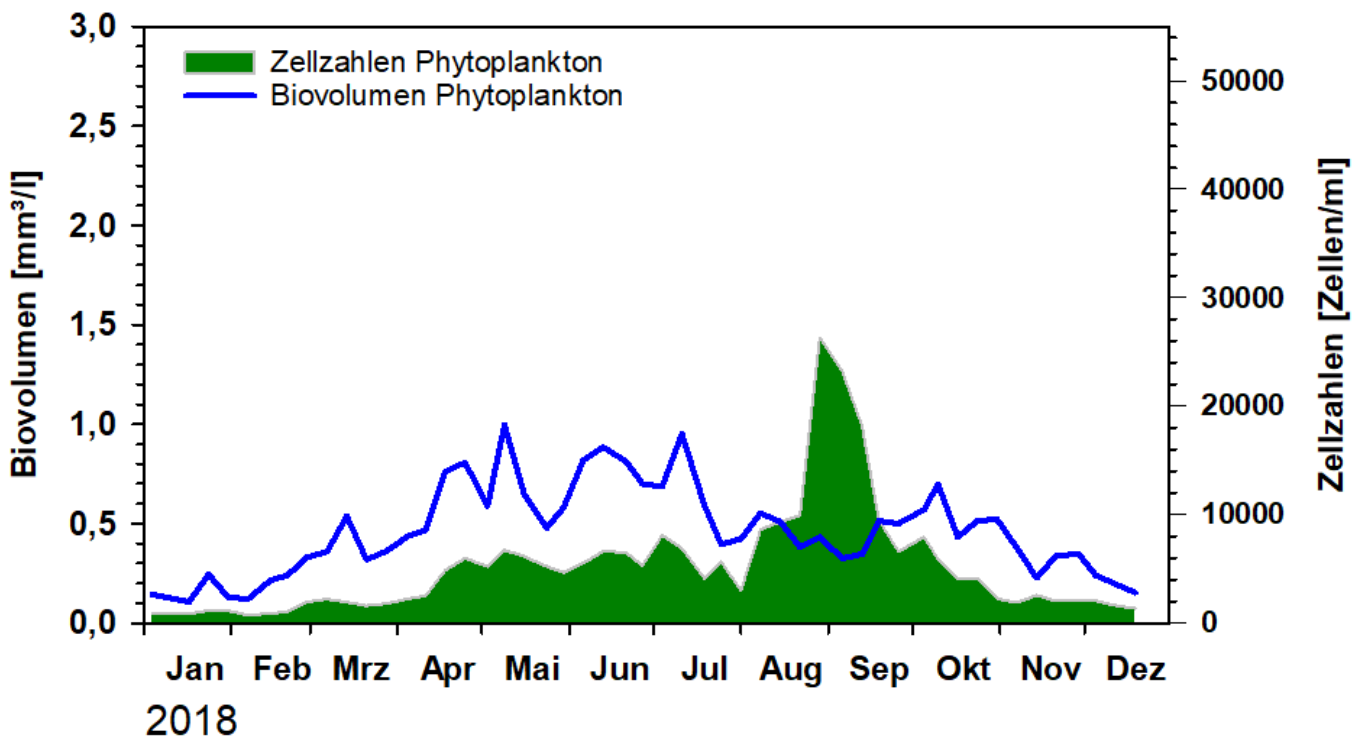


Abbildung 16
Saisonale Entwicklung des Phytoplanktons (Zellzahlen und Biovolumen)
an Messboje A im Jahr 2018 (Integrierende Proben euphotische Zone).

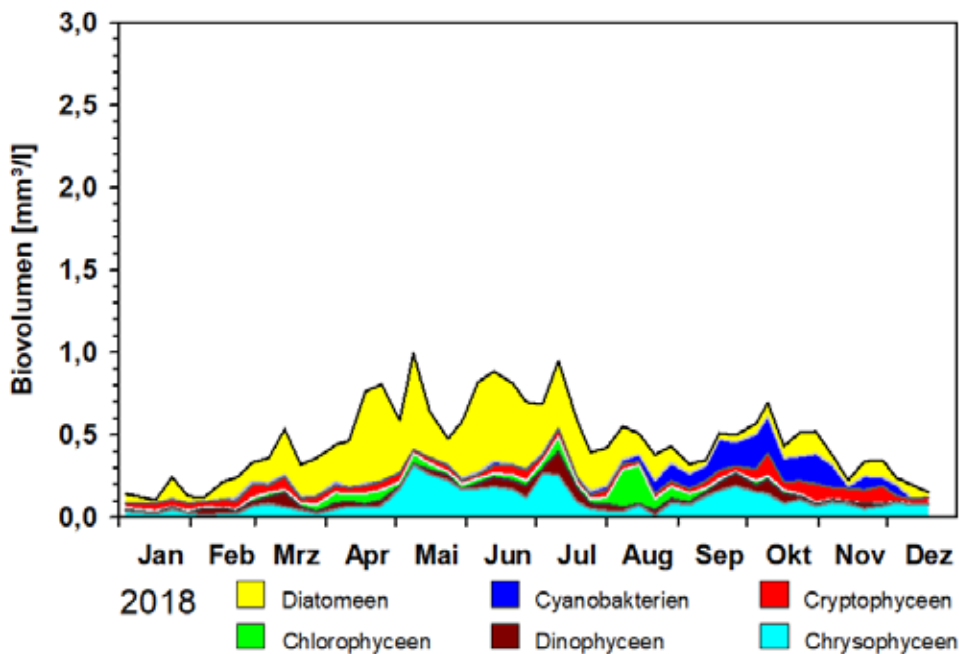


Abbildung 17
Saisonale Entwicklung
des wichtigsten Algen-
klassen (Biovolumen) an
Messboje A im Jahr 2018
(Integrierende Proben
euphotische Zone).

1.1.10.2 ZOOPLANKTON – SAISONALE ENTWICKLUNG

Die saisonale Zooplankton-Entwicklung ist in Abbildung 18 in Form von volumengewichteten Mittelwerten aus verschiedenen Tiefenstufen (0 bis Grund) dargestellt.

Beim Zooplankton sind die Individuenzahlen aufgetragen, nicht die Biovolumina. Bei einem Vergleich der Zooplanktonorganismen muß man berücksichtigen, dass die zahlenmäßig dominanten Rädertierchen (Rotatorien) in den meisten Fällen sehr viel kleiner sind als die Vertreter der Planktonkrebse (Cladoceren und Copepoden) und damit pro Individuum geringere Biovolumina aufweisen.

Die Zooplanktondichten waren in den Monaten Januar bis April niedrig, allerdings wurden bereits ab Februar höhere Rotatorien-dichten als im Vorjahr angetroffen. Hauptbestandsbildner war *Synchaeta* sp., während *Polyarthra* sp. oder *Keratella cochlearis* nur eine untergeordnete Rolle spielten.

Im Monat Mai war eine deutliche Zunahme der Zooplanktondichte feststellbar. Bei den Rotatorien traten neben steigenden Individuenzahlen auch weitere Taxa in Erscheinung, z.B. *Notholca caudata* oder *Conochilus* spp. Die kaltstenotherme Art *Notholca caudata* trat noch bis Juni vor allem im oberen Hypolimnion (15 bis 20 m Wassertiefe) auf, in den Folgemonaten war diese Rotatorienart aus der Wassersäule weitgehend verschwunden.

Cladoceren traten ab Mai verstärkt auf, vor allem Angehörige der Gattung *Daphnia* mit Individuenzahlen bis zu 98 Individuen pro Liter. In den Sommermonaten wurden auch vermehrt Copepoden, inklusive der Nauplienstadien, festgestellt. Bereits im Juli gingen die Zooplanktondichten deutlich zurück, in den Monaten November und Dezember wurden nur geringe Individuenzahlen von Rotatorien und Copepoden nachgewiesen.

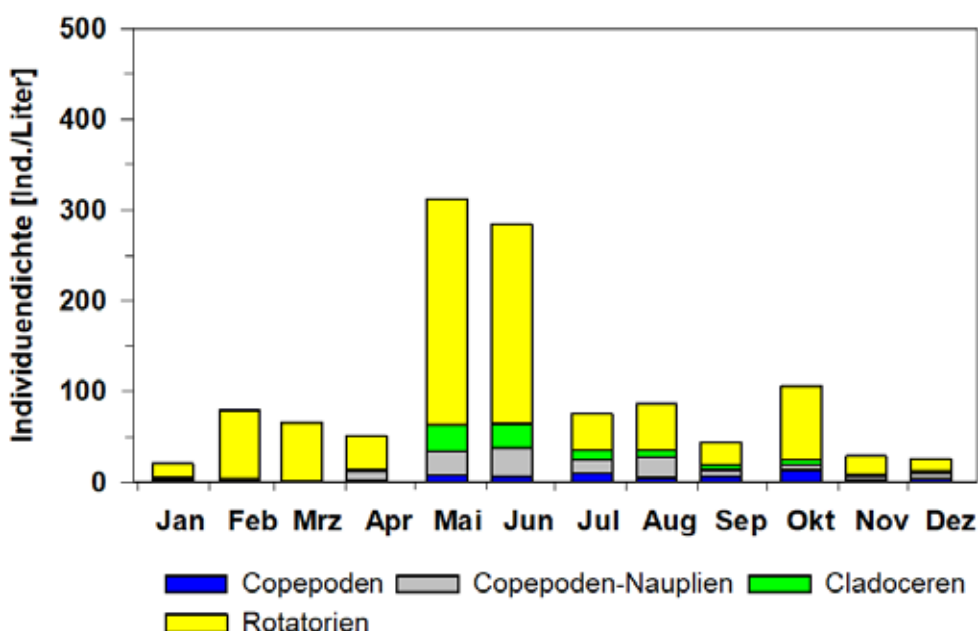


Abbildung 18
Saisonale Entwicklung
der Zooplankton-Groß-
gruppen an Meßboje A
im Jahr 2018. Dargestellt
sind die volumengewich-
teten Mittelwerte der
Individuenzahlen über
die Wassertiefe von 0 bis
Grund.

Seit der gezielten Entnahme von planktonfressenden Fischen (Blaufelchen) in den Jahren 2007 / 2008 gilt der Populationsentwicklung der Cladoceren (Blattfußkrebse), insbesondere der Daphnien („Wasserflöhe“), besondere Aufmerksamkeit. Daphnien sind wichtige Stellglieder im Nahrungsnetz, da sie zum einen mit ihrer Ernährungsweise, der Filtration von Phytoplankton, zur natürlichen Verbesserung der Wassergüte beitragen. Zum anderen unterliegen Wasserflöhe einem hohen Fraßdruck, wenn zu viele planktonfressende Fische im Gewässer vorhanden sind. Dabei ist nicht die Populationsgröße (Anzahl Wasserflöhe pro Liter) ein Anzeiger für den Fraßdruck, sondern vielmehr die Körpergröße der einzelnen Individuen. Große Daphnien werden bevorzugt von den planktivoren Fischen gefressen, eine Population unter starkem Fraßdruck besteht daher überwiegend aus kleinen Wasserflöhen, die ihrerseits mit einer geringeren Filtrationsleistung keinen großen Einfluß auf das Phytoplankton haben.

Nach der gezielten Überfischung der Felchen hatte sich in den Jahren 2008 bis 2011 das Größenspektrum der Daphnien in Richtung größerer Individuen verschoben. Die Individuenzahlen der Daphnien schwankten hingegen relativ stark von Jahr zu Jahr.

Die Hauptentwicklungszeit der Daphnien lag wie in den Vorjahren in den Monaten Mai - September, die Individuenzahlen waren mit 2 - 98 Daphnien/Liter höher als im Vorjahr. Das Größenspektrum (Abbildung 19) zeigt, dass der Anteil der großen Daphnien (> 1 mm Körperlänge) in 2018 gegenüber den beiden Vorjahren leicht zugenommen hatte. Der Bestand wurde allerdings weiterhin von kleinen Individuen (weniger als 1 mm Körperlänge) dominiert. Die Auswertung der Zooplanktonanalysen lässt einen noch immer zu hohen Fraßdruck der planktivoren Fische (vor allem Felchen) auf das filtrierende Zooplankton erkennen (siehe auch Abschnitt 3.3 Fischereimanagement).

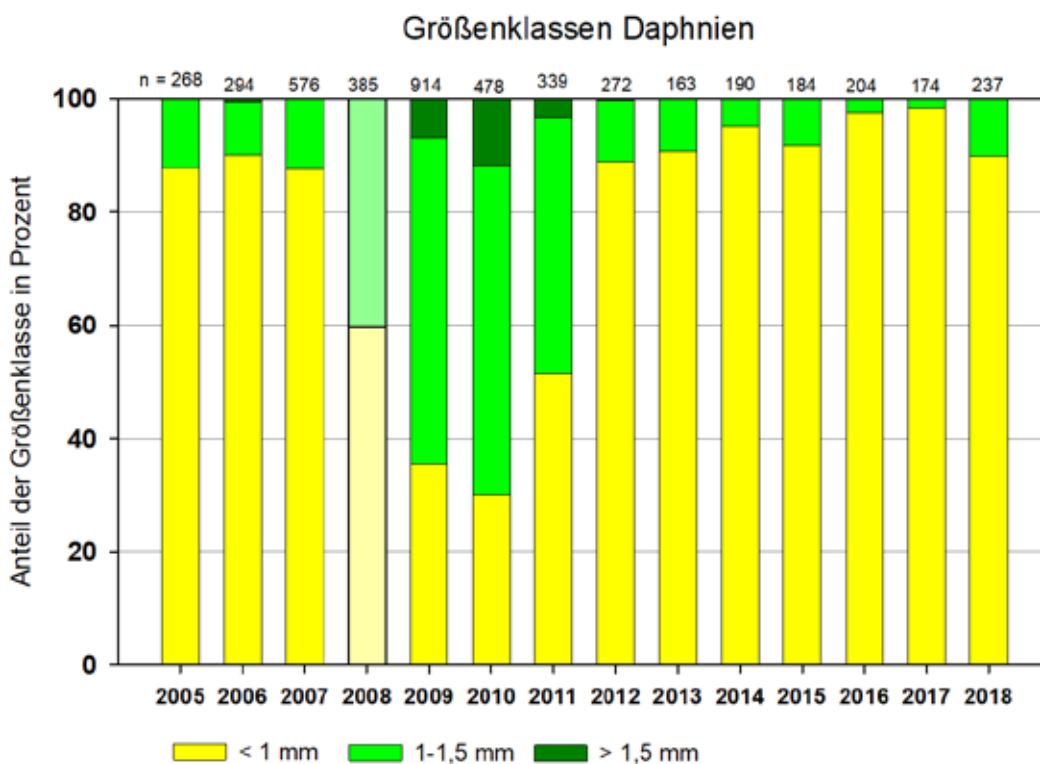


Abbildung 19
Größenspektrum der Daphnien
(Anteile der Größenklassen in Prozent).

1.1.11 LITERATUR

Hoyer, O. Clasen, J.	1983	Ein Verfahren zur schnellen Routinebestimmung von Chlorophyll a in Gewässerproben mittels HPLC. Gewässerschutz Wasser Abwasser 67 (Technische Hochschule Aachen): 209-228.
LAWA	2014	Trophieklassifikation von Seen. Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen.
Vollenweider, R. (ed.)	1982	Eutrophication of waters, OECD, Paris.

1.2 FISCHEREIMANAGEMENT

1.2.1 HEGEBEFISCHUNGEN

Die Hegebefischungen auf Blaufelchen durch einen Berufsfischer wurden 2018 weitergeführt. Bei insgesamt 39 Befischungsaktionen, davon 4 Terminen während der Laichzeit der Felchen, wurden insgesamt 870,5 kg bzw. 9753 Stück Felchen entnommen.

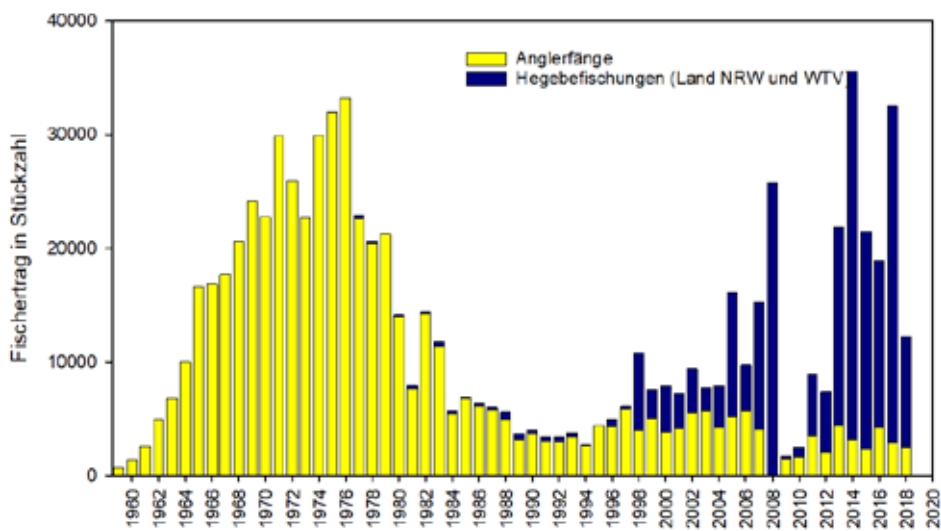


Bild 1

Anglerfänge sowie Fangergebnisse der Hegebefischungen (Land NRW und WTV) in der Wahnbachtalsperre in Stückzahl pro Jahr. Hegebefischungen wurden seit 1975 durchgeführt.

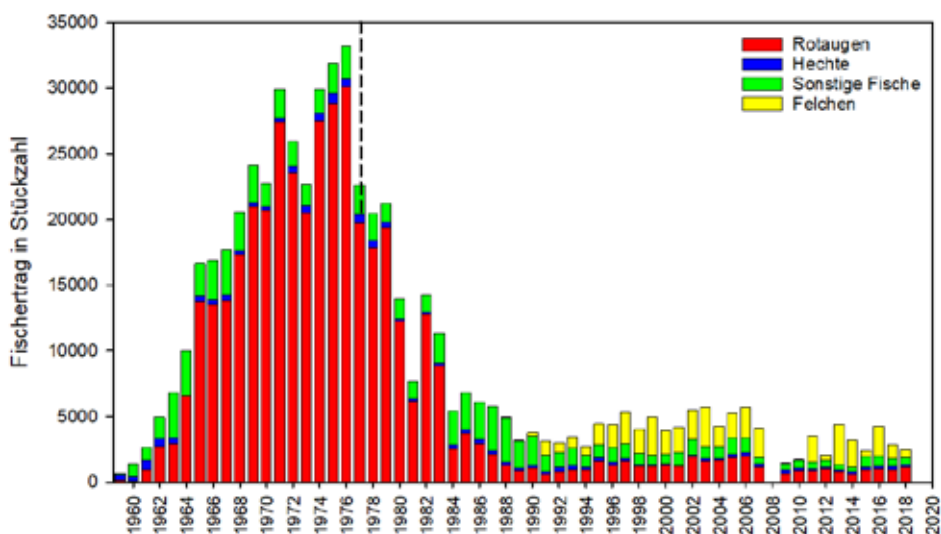


Bild 2

Anglerfänge seit 1959 in der Wahnbachtalsperre in Stückzahl pro Jahr. Die gestrichelte Linie markiert die Inbetriebnahme der PEA.

1.2.2 UNTERSUCHUNG DES FISCHBESTANDES IM JULI 2018

Im Jahr 2018 wurde eine Untersuchung des Gesamt-Fischbestandes durchgeführt.

Felchen waren im Juli 2018 mit 26 Kilogramm pro Hektar weiterhin die dominante Hauptfischart in der Wahnbachtalsperre. Im Vergleich zum August 2015 (letzte umfassende Fischbestandserhebung) sank die Felchenbiomasse von ca. 5,5 auf 4,5 Tonnen. Die Individuenzahlen sind dagegen leicht gestiegen. Der Gesamtbestand der Felchen lag bei 352.000 Individuen.

Die junge Population besteht nahezu vollständig aus den Altersklassen 0+ bis 4+. Allein auf die Altersgruppe 0+ entfallen 65% der Bestandsbiomasse.

Die Populationsstruktur zeigte weiterhin eine hohe intraspezifische Konkurrenz an, erkennbar am geringen Längenwachstums und den anhaltend niedrigen Korpulenzwerten.

Der Bestand der Rotaugen (Plötzen) ist gegenüber der Untersuchung von 2015 gestiegen, von 1610 Kilogramm auf 2390 Kilogramm. Der Anteil der Rotaugen an der Gesamtfischbiomasse entsprach ca. 26%.

Die Gesamtbiomasse der Barsche sank von 1,4 Tonnen im Jahr 2015 auf 1,0 Tonnen in 2018. Dies entspricht einer Abnahme der potentiell piscivoren Barsche (>15 cm) von ca. 5,1 kg/ha auf ca. 1,0 kg/ha. Durch den hohen Felchenbestand geraten v.a. juvenile Barsche unter Konkurrenzdruck, da diese mit den Felchen (und Rotaugen) um die gleichen planktischen Nahrungsressourcen konkurrieren müssen.

Das Epipelagial des Hauptbeckens der Talsperre wurde überwiegend von Rotaugen < 10 cm und Barschen < 12 cm Länge besiedelt, es konnte im Berichtsjahr ein nennenswertes Aufkommen Cypriniden, insbesondere Rotaugen und Güstern, nachgewiesen werden.

Die Individuendichte des juvenilen Hechts im ufernahen Litoral war seit 2015 relativ stabil (2015: 493 Individuen pro Hektar, 2018: 443 Individuen pro Hektar). Die natürliche Rekrutierung des Hechtbestandes ist als hinreichend einzustufen. Auf Besatzmaßnahmen konnte daher verzichtet werden.

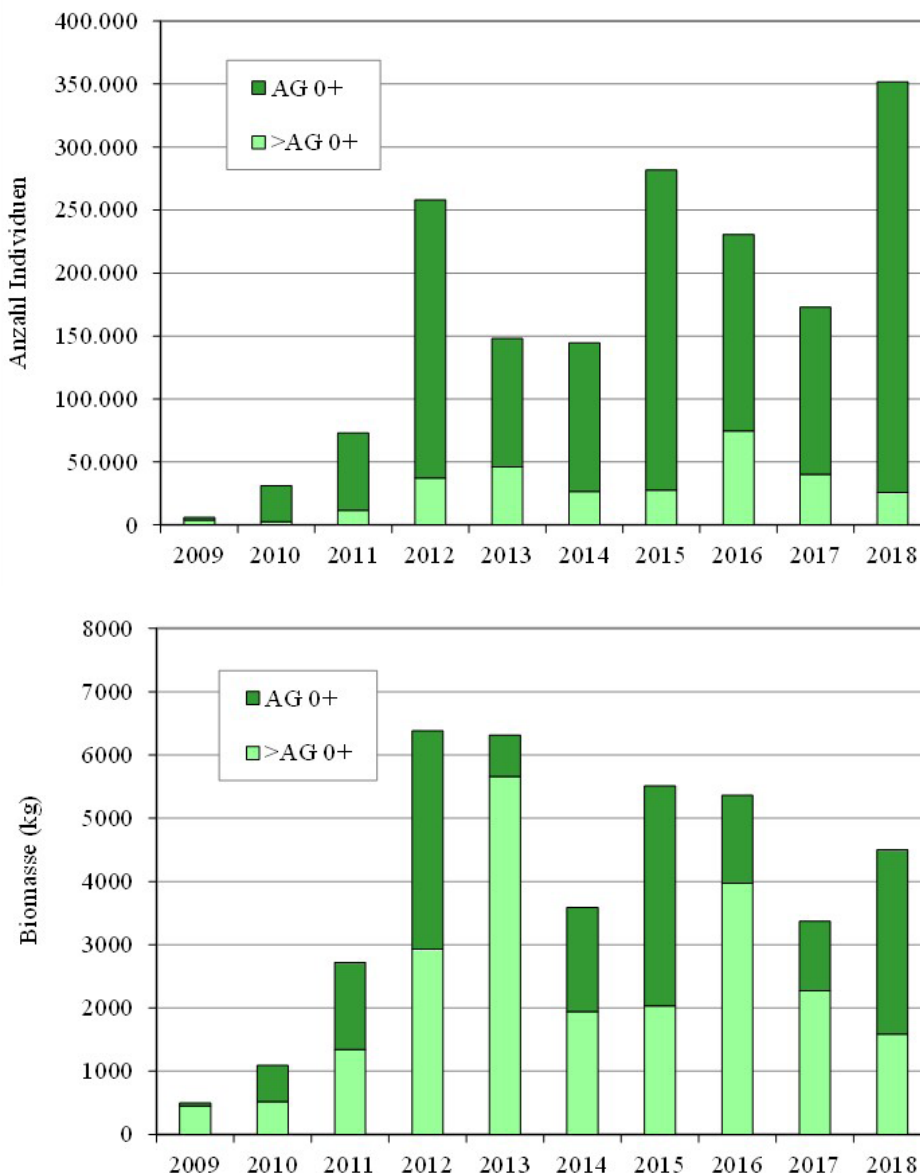


Bild 3

Bestandsentwicklung der Felchen von 2009 – 2018 oben nach der Abundanz, unten nach der Biomasse (Daten und Grafik: M.-G. Werner, Labor für Fisch- und Gewässerökologie).

1.2.3 BESATZ- UND WEITERE BEWIRTSCHAFTUNGSMASSNAHMEN

Nach dem Erstbesatz 2017 mit Quappen (*Lota lota*) wurde auch 2018 ein Folgebesatz mit 0+-Individuen durchgeführt. Im Rahmen der Fischbestandserhebung konnten die Altersgruppen 0+ und 1+ nachgewiesen werden, damit ist die Neuansiedlung dieser potentiell räuberischen Fischart nachweislich gelungen. Die gefangenen Individuen ernährten sich benthivor (AG 0+) und piscivor (AG 1+)

und waren zum Untersuchungszeitpunkt sehr gut abgewachsen. Der Aufbau der Population von *Lota lota* steht erst am Anfang. Ein weiterer Besatz in den Folgejahren soll zu einem Bestand mit einer gesunden Altersstruktur führen.

1.2.4 SCHLUSSFOLGERUNGEN FÜR DIE WEITERE FISCHEREILICHE BEWIRTSCHAFTUNG DER WAHNBACHTALSPERRE

Die berufsfischereilichen Hegebefischungen haben die Schlüsselrolle bei der Regulierung des Felchenbestandes. Die Hege zielt vor allem auf den optimalen Zugriff auf die Altersgruppen 1+ bis 3+ (ab 20 cm Totallänge) und damit auf Individuen, die erstmalig die Geschlechtsreife erreichen.

Die Hegebefischungen führten eine wirksame Reduzierung der adulten Felchen >20 cm Länge und damit eine Schwächung des Laicherpotentials herbei. Im Zeitraum zwischen den Terminen der Bestandserhebungen von 2017 und 2018 wurden durch den Berufsfischer insgesamt 1,6 Tonnen Felchen entnommen. Die Abnahme der Gesamtbiomasse der adulten Felchen basiert daher auf der

Fangmortalität (Befischung/Beangelung) sowie auf der fraßbedingten Mortalität durch Raubfische.

Weiterhin ist eine scharfe Befischung der Felchen mit einer Entnahme von 2,5 bis 3 t notwendig. Hauptziel bleibt eine Rekrutierungsüberfischung der Felchen durch gesteigerte Entnahme reproduktionsfähiger Individuen.

Bei der Hechtbewirtschaftung wurde der Übergang zu einem adaptiven Management praktisch vollzogen. Sofern eine hinreichende natürliche Rekrutierung vorliegt, wie dies beim Hecht in den vergangenen Jahren der Fall war, werden keine Besatzmaßnahmen durchgeführt. Besatzmaßnahmen würden bei nachweislichem Ausbleiben der natürlichen Rekrutierung im Folgejahr durchgeführt.

1.3 GEWÄSSER- UND ROHWASSERGÜTE

1.3.1 ZULÄUFE

1.3.1.1 MIKROBIOLOGIE

Untersuchungsprogramm

2018	KBE20/36	Coliforme/E.coli (Colilert)	Clostridien	Enterokokken
Nebenbäche	12	12 4/6*	12	12
Wahnbach	233	52	51	37
PEA Zulauf	235	51	51	---
Ablauf	188	43	44	---

*Tabelle 1
Bakteriologisches Untersuchungsprogramm Zuläufe inkl. PEA (Anzahl der Untersuchungen)*

* betrifft Wolkersbach und Lehnbach

ERGEBNISSE

Die bakteriologischen Daten der Zuflüsse (Abbildung 1) wurden durch Stichproben aus der fließenden Welle ermittelt und geben daher einen Momentanzustand der Wasserqualität wieder. Wegen der relativ großen Schwankungsbreite, die z.B. durch Abschwemmungen bei Regen und Sedimentaufwirbelungen bei Hochwasserereignissen oder auch durch jahreszeitliche Unterschiede entstehen, wurden von den Ergebnissen eines Untersuchungszeitraumes (hier: Wasserwirtschaftsjahr) keine Mittelwerte gebildet. Vielmehr wurde aus den Koloniezahlen bzw. MPN-Werten beim Colilert-Verfahren der 50 %-Perzentil-Wert (=Median) ermittelt, d.h. die Grenze, die von 50% der Proben nicht überschritten wurde. Mit der Darstellung des 80%-Perzentils wird die Abweichung nach oben dargestellt, extrem hohe Werte gehen allerdings nicht in die Darstellung ein.

Für die Nebenbäche, die - mit Ausnahme des Wolkersbaches - direkt in die Talsperre einmünden, wurden im Wasserwirtschaftsjahr 2018 Gesamtabflüsse zwischen 206 und 549 x 10³ Kubikmeter berechnet. Die Medianwerte der Koloniezahlen waren - unter Berücksichtigung der Schwankungen durch das Abflussgeschehen - bei den Koloniebildenden Einheiten bei 20°C mit denen der Vorjahre vergleichbar. Ab dem Wasserwirtschaftsjahr 2013 wird statt der gesamtcoliformen Bakterien (Nachweis auf Endo-Agar) der Parameter *Escherichia coli* (*E. coli*, Nachweis mit Colilert-Verfahren) dargestellt. *E. coli* lässt eine

fäkale Belastung von Gewässern eindeutiger erkennen als die Gesamtcoliformen. Ein direkter Vergleich mit den Daten der Vorjahre ist nur eingeschränkt möglich, da *E. coli* zwar bei der Untersuchung mittels Endo-Agar erfasst wurde, aber keine Differenzierung der gesamtcoliformen Bakterien vorgenommen wurde.

Der Wahnbach als Hauptzulauf der Wahnbachtalsperre weist im Vergleich mit den kleinen Nebenbächen einen um Größenordnungen höheren Gesamtabfluss auf. Spitzenbelastungen durch Regen/Hochwasser-Ereignisse führten hier ebenso wie bei den kleinen Nebenbächen kurzfristig zu erhöhten Werten der Koloniezahlen bei 20°C sowie von *E. coli* (Kläranlagenausläufe und Landwirtschaft im Einzugsgebiet).

Der Hauptzulauf zur Talsperre, der Wahnbach, mündet nicht direkt in die Hauptsperre, sondern fließt zunächst in die Vorsperre. Zusätzlich zu der in der Vorsperre stattfindenden Sedimentation von Mikroorganismen wird das Zulaufwasser in die Hauptsperre durch die Phosphoreliminierungsanlage (PEA) gereinigt. Die bakteriologischen Untersuchungen vom Zulaufwasser zur PEA und dem Filtrat (Ablauf PEA → Zulauf Hauptsperre) belegen, dass durch den Betrieb der PEA im Mittel auch eine Elimination der Mikroorganismen im Bereich von 1,5 – 2 log-Stufen erreicht wurde (siehe Abbildung 2).

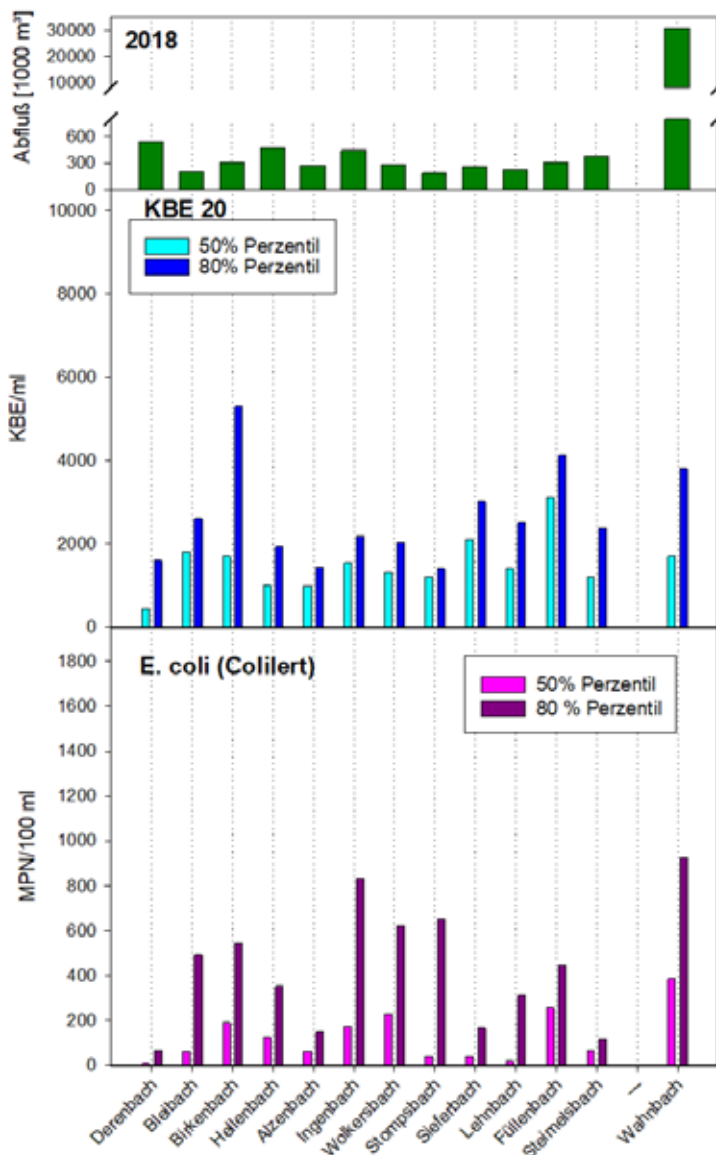


Abbildung 1
Gesamtabfluss und Koloniezahlen bei 20°C und *E. coli* (Colilert-Verfahren) (in KBE/1 ml bzw. MPN/100 ml). Dargestellt sind die 50%- und 80%-Perzentile im Wasserwirtschaftsjahr 2018.

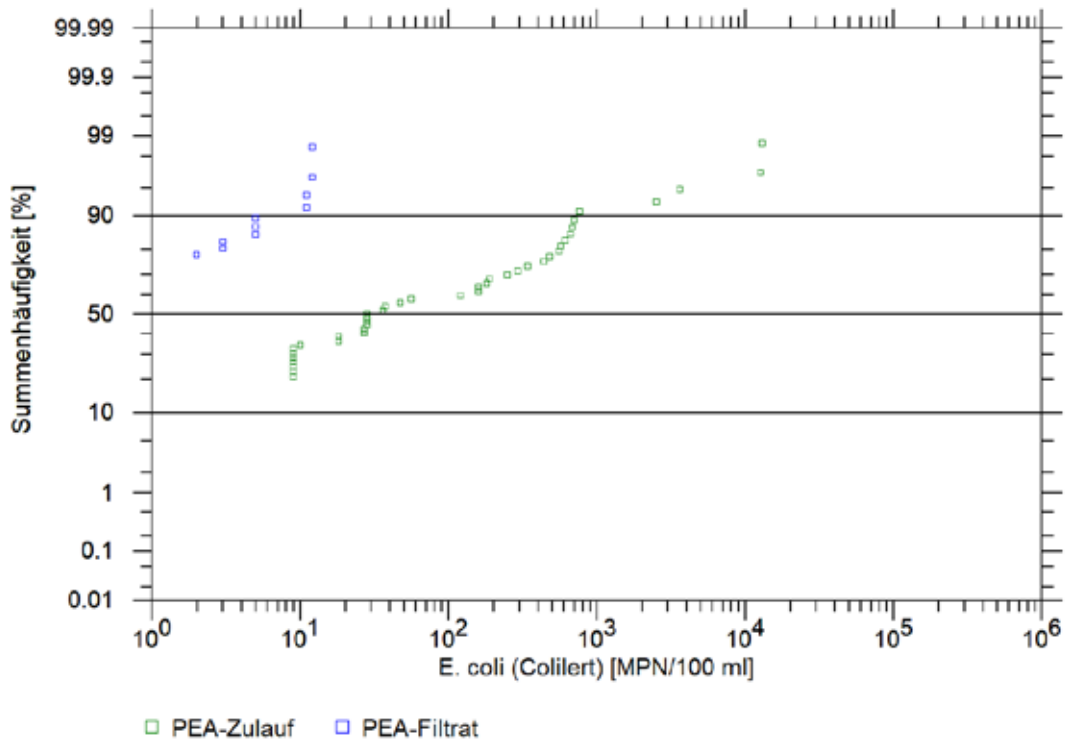
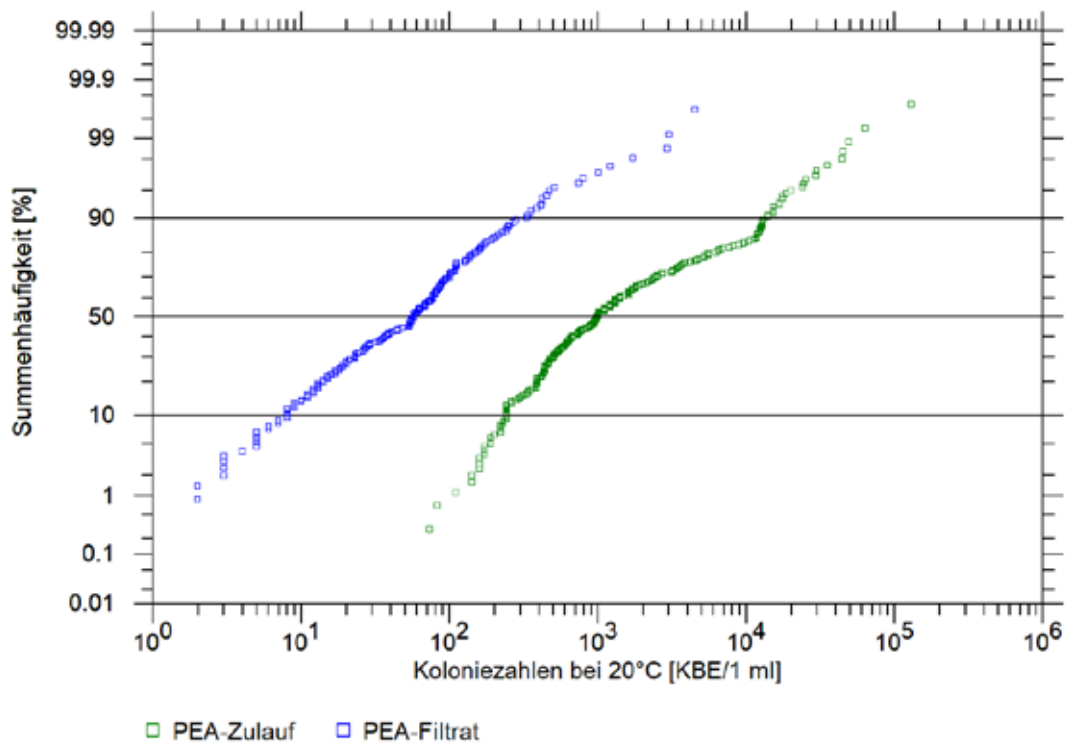


Abbildung 2
Koloniezahlen bei 20°C sowie E. coli (Colilert-Verfahren) im Zulauf PEA sowie Filtrat PEA. Dargestellt sind die Summenhäufigkeiten (%) für das WW-Jahr 2018.

1.3.2 TALSPERRE/ROHWASSER

1.3.2.1 MIKROBIOLOGIE

Untersuchungsprogramm

Jahr 2018	KBE20/36	Colif./E.coli (Colilert)	Clostridien	Enterokokken
Rohwasser Talsperre	274	228	97	91
Rohwasser Talsperre (nach Dosierung KMnO ₄)	365	215	---	---

Tabelle 2

Bakteriologisches Untersuchungsprogramm Rohwasser
Talsperre (Anzahl der Untersuchungen 2018)

ERGEBNISSE

Die mikrobiologischen Kenndaten des Rohwassers der Wahnbachtalsperre zeigten im Berichtsjahr nur geringe Einflüsse durch das Zuflussgeschehen, aber autochthone Entwicklungen von coliformen Bakterien im Wasser der Talsperre.

Im Januar waren aufgrund der erhöhten Zuflüsse zur Talsperre (Überlauf der Vorsperre Anfang Januar) die Werte der Trübung, der Koloniezahlen sowie von *E. coli* und coliformen Bakterien auf einem etwas höheren Niveau und sanken danach auf sehr niedrige Werte während der Frühjahrsmonate ab.

Ab Ende Juni stieg die Anzahl der coliformen Bakterien im Rohwasser innerhalb kurzer Zeit von 10 – 40/100ml auf Werte > 1000/100 ml sehr stark an. Die Werte blieben für die nächsten drei Monate hoch, es gab einzelne Spitzen mit Werten > 10.000 coliforme Bakterien/100 ml. Ab September sank die Zahl der coliformen Bakterien langsam ab und erreichte im November/Dezember

vergleichbar niedrige Werte wie im Frühjahr. Diese autochthone Entwicklung der coliformen Bakterien zeigte einen ähnlichen zeitlichen Verlauf wie in 2017, war allerdings mit Werten > 1000 sowie den Maximalwerten zwischen 10.000 – 20.000/100 ml deutlich stärker ausgeprägt.

Die Werte für *E. coli* blieben in dieser Phase unauffällig. Bei den Koloniezahlen kam es auch zu einem Anstieg, allerdings mit einem etwas anderen Verlauf. Die Talsperre war in diesem Zeitraum hydrologisch durch eine markante Trockenphase („Dürresommer 2018“) geprägt, die sich fast bis zum Ende des Jahres erstreckte.

Die Identifikation der coliformen Bakterien mittels API 20 E ergab wie im Vorjahr *Enterobacter* sp. mit dem biochemischen Profil 3205723. Das API-Profil weist eine große Ähnlichkeit zu dem 2003 bzw. 2004 für *Enterobacter asburiae* ermittelten Profil auf.

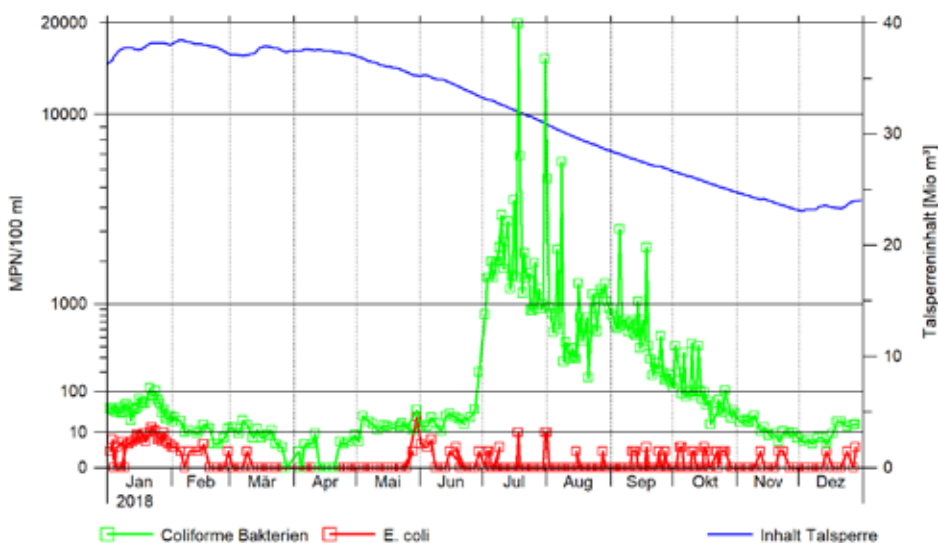


Abbildung 3

Coliforme Bakterien und *Escherichia coli*, ermittelt mit dem Colilert-Verfahren, im Rohwasser der Wahnbachtalsperre 2018 (Trübung vierfach überhöht).

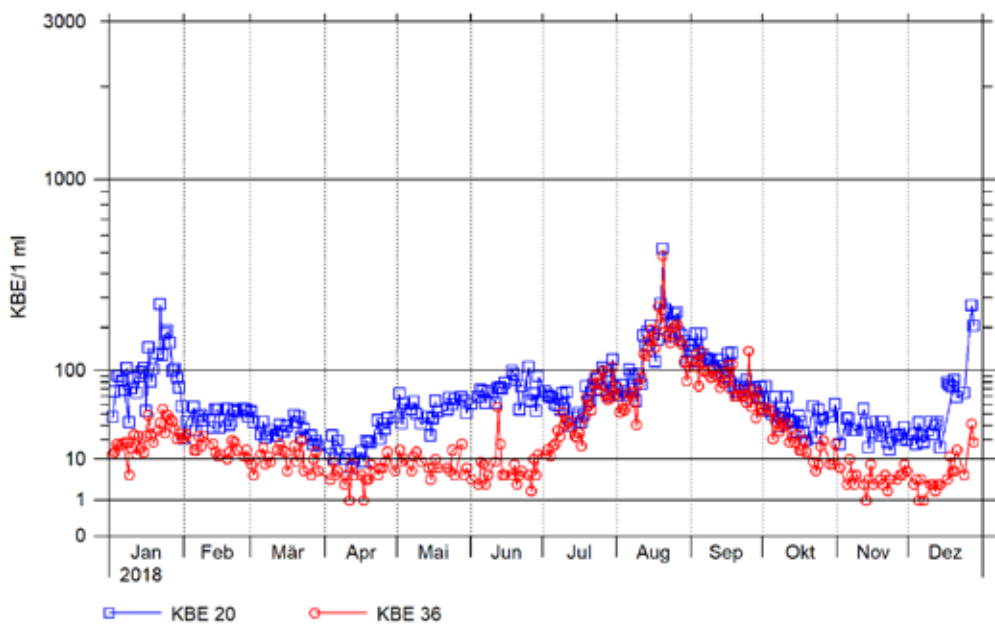


Abbildung 4
 Koloniebildende Einheiten bei 20°C (KBE 20)
 sowie 36 °C (KBE 36) Bebrütungstemperatur
 im Rohwasser der Wahnbachtalsperre 2018.

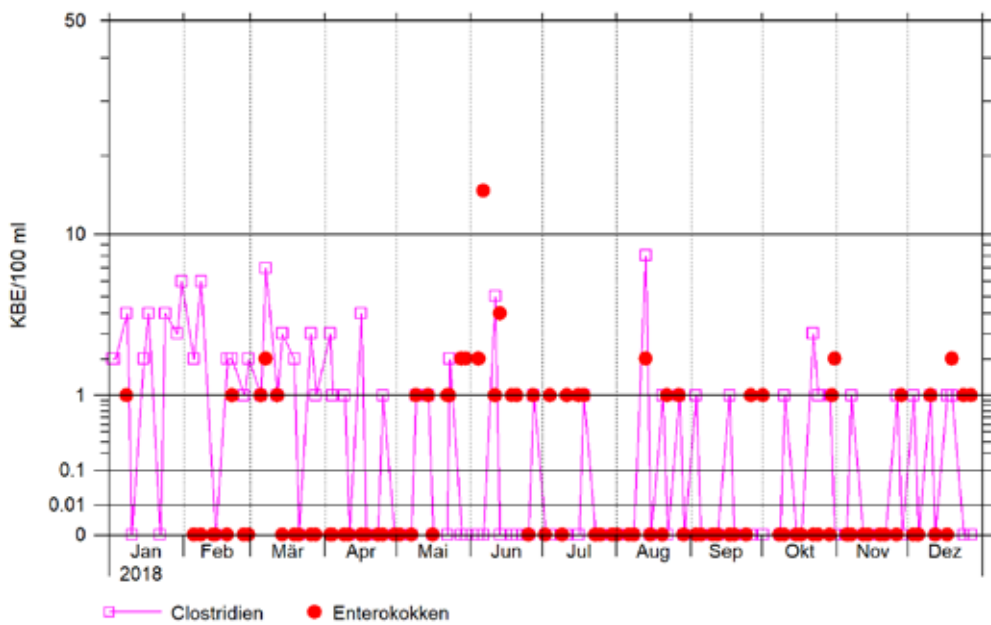


Abbildung 5
 Clostridien und Enterokokken im Rohwasser
 der Wahnbachtalsperre 2018.

1.3.2.2 BIOLOGIE

Untersuchungsprogramm

Jahr 2018	Summenparameter: Chlorophyll a, SON	Phytoplankton, Zooplankton
Rohwasser Talsperre	101	150 Phytoplankton 150 Zooplankton

ERGEBNISSE

Bei der Trinkwasseraufbereitung aus Oberflächenwasser spielt die Entfernung von suspendierten Feststoffen eine wichtige Rolle. In der Regel sind die partikulären Bestandteile organischer Herkunft (Planktonorganismen, Bakterien, Pilze, Detritus). Eine Ausnahme bilden Hochwasserereignisse, die zu hohen mineralischen Trübstoffgehalten führen können. Zur Überwachung des partikelabscheidenden Prozesses bei der Aufbereitung des Rohwassers aus der Wahnbachtalsperre werden neben kontinuierlichen Trübungsmessungen auch Bestimmungen der Summenparameter Chlorophyll a und Suspendierter Organischer Stickstoff (SON) sowie Planktonzählungen durchgeführt.

Die Zusammensetzung und Menge der Planktonorganismen im Rohwasser wird dabei nicht nur durch die saisonale Dynamik im Gewässer bestimmt, sondern auch durch das Rohwassermanagement, also z.B. den Wechsel der Entnahmehöhe, beeinflusst.

Beim Phytoplankton wurden in den Monaten Februar und März, während der Vollzirkulation des Talsperrenwasserkörpers, die höchsten Biovolumina im Rohwasser im Jahresverlauf ermittelt. Die Phytoplanktonentwicklung konnte im Rohwasser auch anhand der höheren Chlorophyll a- Konzentrationen sowie der SON-Werte nachvollzogen werden (Abbildung 1 und Abbildung 2).

Ab Mitte April wurde das Rohwasser über die Entnahmeöffnung auf 80 m üNN entnommen. Das Biovolumen des Phytoplanktons im Tiefenwasser nahm aufgrund der einsetzenden Schichtung und der daraus resultierenden Konzentration der Algen in den epi- oder metalimnischen Wasserschichten deutlich ab (Abbildung 3). Während der Phase der Stagnation blieb das Phytoplankton-Biovolumen sehr niedrig, wobei die farblosen Flagellaten einen größeren Anteil am Biovolumen hatten. Die im Dezember einsetzende Vollzirkulation führte nicht zu einer Erhöhung des Phytoplankton-Biovolumens im Rohwasser.

Die Individuenzahlen des Zooplanktons waren mit Ausnahme des Monats Juni über das Berichtsjahr betrachtet niedrig (Abbildung 4). Es waren vor allem Rotatorien im Rohwasser nachweisbar, Crustaceen machten zahlenmäßig nur einen verschwindend geringen Anteil aus. Im Juni führte die um diese Jahreszeit verstärkt einsetzende Zooplanktonentwicklung zu einer deutlichen Zunahme der Rotatorien. Auch im August wurden etwas höhere Individuenzahlen der Rädertierchen angetroffen. Die Werte des Summenparameters SON blieben auf einem relativ gleichmäßigen, niedrigen Niveau. Im Filtrat blieben die Werte beider Summenparameter, Chlorophyll a und SON, während des gesamten Jahres unterhalb der ATT- sowie WTV-internen Richtwerte.

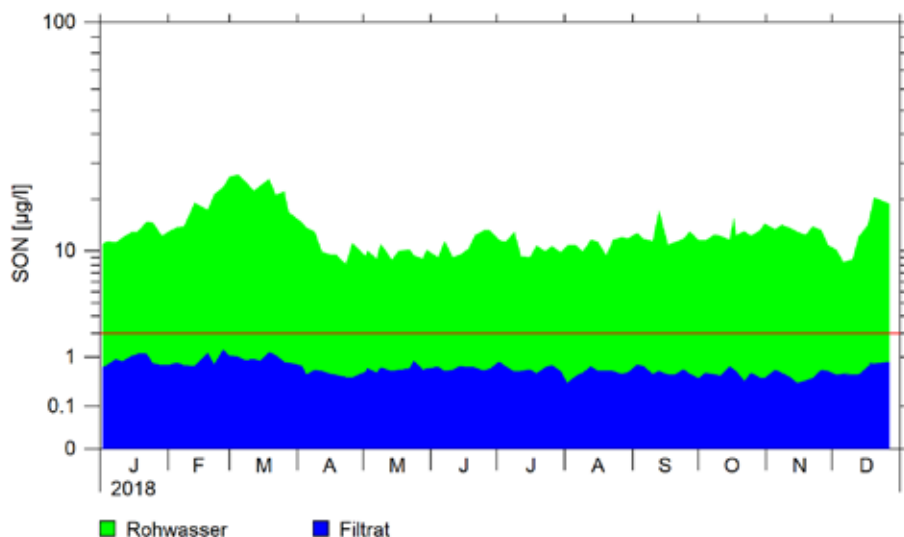


Abbildung 1
Suspendierter organischer Stickstoff (SON) im Rohwasser und Sammelfiltrat der Trinkwasseraufbereitung Siegelsknippen (SN1) im Jahr 2018. Die rote Linie markiert den WTV-internen Richtwert von 2 µg/l SON im Filtrat.

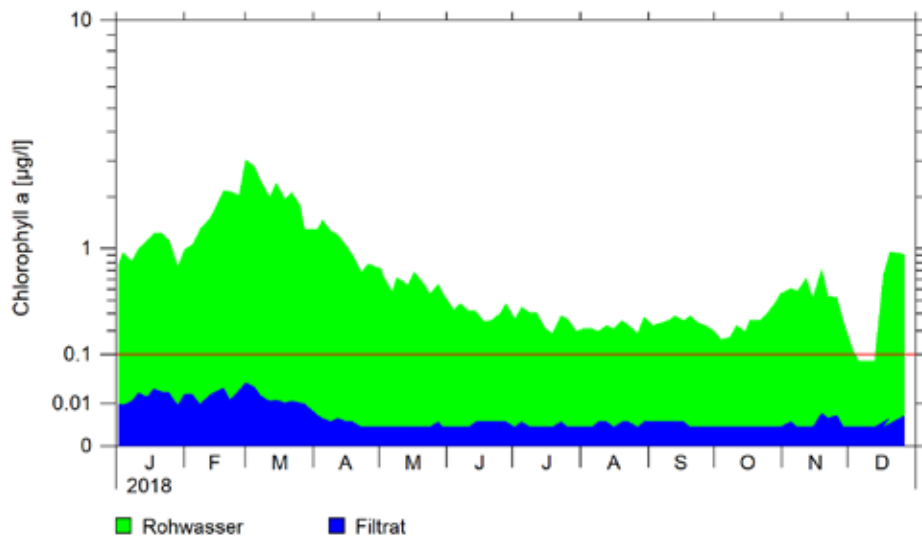


Abbildung 2
Chlorophyll a im Rohwasser und Sammelfiltrat der Trinkwasseraufbereitung Siegelknippen (SN1) im Jahr 2018. Die rote Linie markiert den ATT-internen Richtwert von 0,1 µg/l Chlorophyll a im Filtrat.

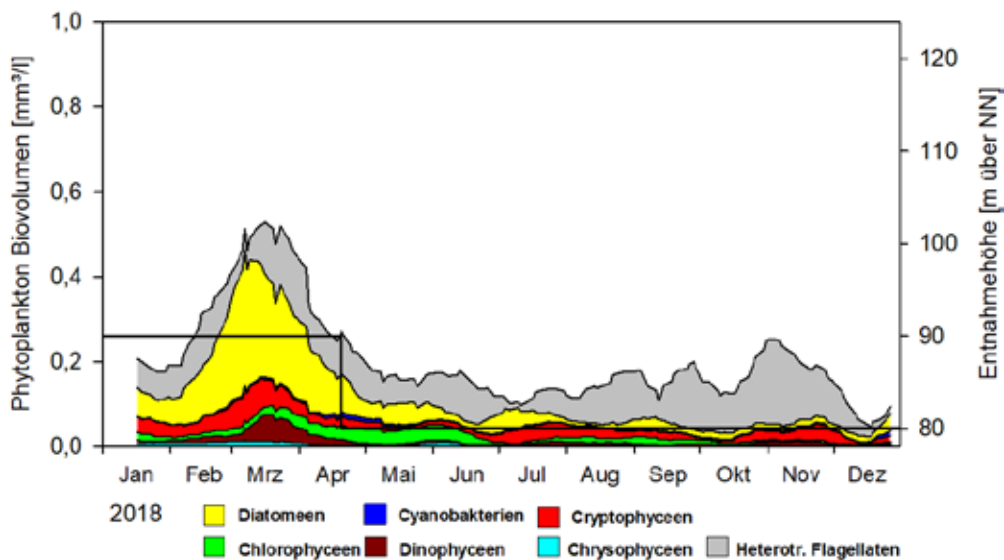


Abbildung 3
Vorkommen der wichtigsten Phytoplanktongruppen im Rohwasser (2018). Die Zellzahlen pro ml sind als siebengliedrige gleitende Mittelwerte aufgetragen.

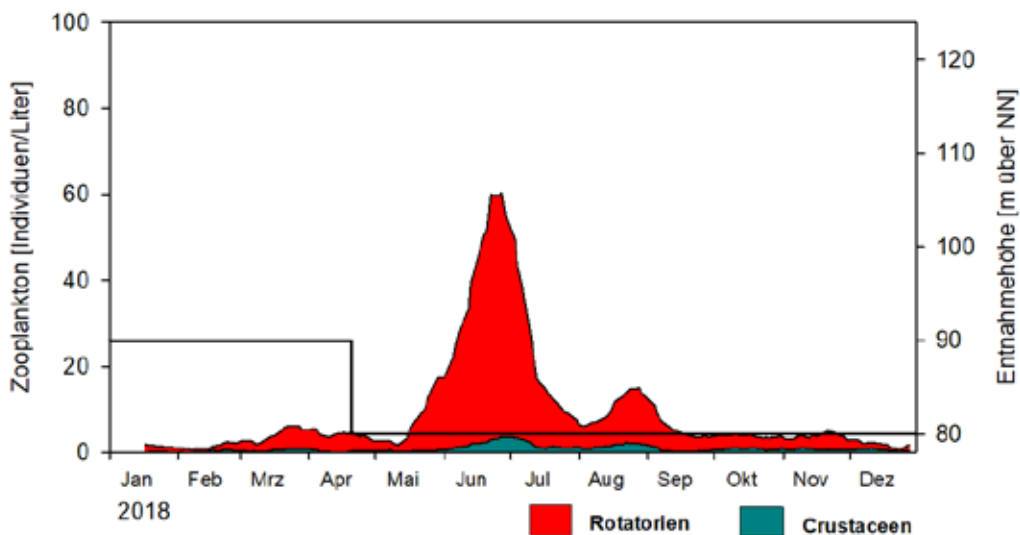


Abbildung 4
Vorkommen der wichtigsten Zooplanktongruppen im Rohwasser (2018). Die Individuenzahlen pro L sind als siebengliedrige gleitende Mittelwerte aufgetragen.

2 GEWÄSSERUNTERSUCHUNGEN IN DEN EINZUGSGEBIETEN

2.1 WAHNBACHTALSPERRE

Die qualitative Untersuchung der oberirdischen Gewässer im Einzugsgebiet bildet eine wesentliche Grundlage, um

- die Gewässergüte der Zuflüsse zur Talsperre zu beurteilen,
- Veränderungen der Gewässergüte zu erkennen,
- die Notwendigkeit von Gewässerschutzmaßnahmen zu erkennen,
- die Wirksamkeit von Gewässerschutzmaßnahmen zu prüfen,

- Argumente für Diskussionen mit Verursachern von Stoffeinträgen zu erhalten,
- die Bewirtschaftung von Vorsperre und Stausee zu planen.

Im Einzugsgebiet wurden 2018 folgende Untersuchungen durchgeführt (Tabelle 1).

Entnahmezyklus	Untersuchungen auf				
	Anorganische Hauptionen, gesamten organischen Kohlenstoff, Chlorophyll	Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln	Nicht relevante Metabolite	Pharmazeutische Wirkstoffe	Organische Spurenstoffe
Mehrmals wöchentlich	Wahnbach	Wahnbach			
Monatlich	11 Zuflüsse	Ein- und Auslauf PEA, Talsperre			
3 mal pro Jahr			Ausläufe Kläranalgen, Auslauf PEA, Talsperre	Ausläufe Kläranalgen, Auslauf PEA, Talsperre	Ausläufe Kläranalgen, Auslauf PEA, Talsperre

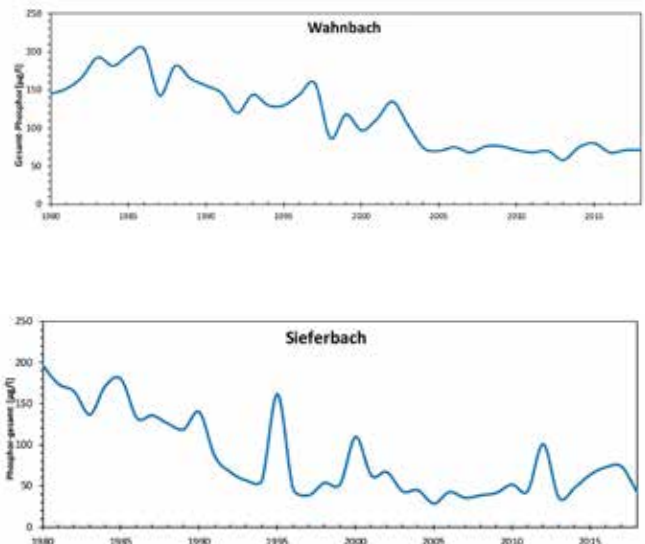
Tabelle 1
Entnahme und Untersuchungen im Wasserschutzgebiet der Talsperre.

2.1.1 PHOSPHOR

Ein wesentlicher anorganischer Parameter für die Gewässergüte ist die Phosphorkonzentration in den Zuflüssen, da sie die Entwicklung von Algen im Stausee in starkem Maße beeinflusst. Die Phosphoreliminierungsanlage reduziert die Phosphorkonzentration des über die Vorsperre in den Stausee abgegebenen Wassers auf < 10 µg/l, um den Stausee in einem oligotrophen (nährstoffarmen) Zustand zu halten. In Grafik 1 sind die Jahresmittelwerte der Phosphorkonzentration (Pgesamt) für den Wahnbach und den Sieferbach dargestellt. Am Wahnbach, der 80% des Zuflusses in Richtung Talsperre führt, ist zu erkennen, dass die mittleren Phosphorkonzentrationen seit 1985 kontinuierlich stark gesunken sind und sich seit 2003 auf einem Konzentrationsniveau von ca. 70 µg/l befinden. 2014 und 2015 ist im Mittelwert des Wahnbaches ein leichter Anstieg zu erkennen, der auf Phosphoreinträge durch Erosionsereignisse nach einzelnen starken Niederschlagsereignissen (z. B. am 31.3.2015 von 697 µg/l) zurückgeführt wird. Dies zeigt, dass hohe Einträge in Einzelfällen trotz der umfangreichen Maßnahmen zum Erosionsschutz auftreten können. Es ist aber wahrscheinlich, dass das Konzentrationsniveau ohne die durchgeführten Erosionsschutzmaßnahmen deutlich höher liegen würde. Der Sieferbach zeigt exemplarisch für einige Zuflüsse, die unmittelbar in den Stausee münden, eine entsprechende Tendenz, wobei die Jahresmittelwerte eine etwas größere Schwankungsbreite zeigen.

Grafik 1

Entwicklung der Phosphatkonzentration in Jahresmittelwerten im Wahnbach und im Sieferbach.



Sie liegen in den letzten Jahren zwischen 35 und 75 µg/l. Der auffällige Anstieg des Mittelwertes 2012 ist auf ein besonders starkes Niederschlagsereignis zurückzuführen, das Erosion und damit einen starken Phosphoreintrag zur Folge hatte.

In den Grafiken 1 bis 12 des Anhangs „Entwicklung der Phosphorkonzentration in den Zuflüssen der Talsperre von 1968 bis 2018“ (Seite 73 bis 76) sind die Jahresmittelwerte für weitere Zuflüsse, die unmittelbar in den Stausee münden, dargestellt. Es ist deutlich erkennbar, dass die Konzentrationen nach hohen Werten in den 1970er Jahren (teilweise auch 1980er) zunächst abgesunken sind und sich anschließend auf einem Niveau von ca. 50 µg/l stabilisiert haben. Es treten aber auch immer wieder einzelne Jahre mit höheren Jahresmittelwerten auf, die auf Einzelereignisse im Jahresverlauf mit besonders hohen Phosphoreinträgen zurückzuführen sind.

Die Gründe für den insgesamt geringeren Phosphoreintrag liegen in durchgeführten Maßnahmen zur Abwasserbeseitigung, in den Maßnahmen zum Erosions- und Abschwemmungsschutz auf landwirtschaftlich genutzten Flächen und zum Teil in geänderten Nutzungen von Teichanlagen, die im Hauptzufluss der Gewässer liegen. Es ist aber auch erkennbar, dass sich die abgesenkten Konzentrationen immer noch zu hoch sind, um den Stausee ohne technische Maßnahmen in einem oligotrophen Zustand zu halten. Die Darstellung der einzelnen Messwerte im Wahnbach für den Zeitraum 2012 – 2018 (Grafik 13 im Anhang Seite 77) zeigt, dass Konzentrationsspitzen von bis zu über 400 µg/l (2015: 697 µg/l) erreicht werden, die in der Phosphoreliminierungsanlage ebenfalls auf unter 10 µg/l reduziert werden. Dies gilt entsprechend für die Zuflüsse, die unmittelbar in den Stausee münden. Eine deutliche jahreszeitliche Tendenz ist in der Konzentrationsverteilung erkennbar.

Etwa von April/Mai – Sept./Okt. liegt die Konzentration auf höherem Niveau als im Zeitraum Sept./Okt. – April/Mai. Folglich tritt das Verteilungshoch tritt im Sommer auf. Phosphor wird vor allem durch oberflächige Erosion und Abschwemmung oder durch Direkteinträge in die oberirdischen Gewässer eingetragen. Die erhöhten Werte in der Sommerperiode werden daher auf die landwirtschaftliche Flächennutzung mit Beweidung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern sowie Einträge aus den Abläufen der Kläranlagen bei gleichzeitig geringer Wasserführung in den oberirdischen Gewässern zurückgeführt.

Die höheren Abflussmengen im Zeitraum von Oktober bis April führen zu einer Verdünnung und somit zu einer Absenkung des Konzentrationsniveaus. Unabhängig von dieser Grundtendenz können auch im Winterhalbjahr nach starken Niederschlägen deutliche Konzentrationsspitzen auftreten, wie z.B. im Winterhalbjahr 2017 sehr gut zu erkennen war. 2018 sind Jahresmittelwerte der Phosphorkonzentration im Vergleich zu 2017 in den meisten Zuflüssen deutlich gesunken.

2.1.2 NITRAT

Die Jahresmittelwerte der Nitratkonzentration im Wahnbach liegen seit Beginn der Beobachtung unter 25 mg/l. Sie befinden sich damit im Vergleich zum Grenzwert der Trinkwasserverordnung 2001 (Stand 9. Januar 2018) von 50 mg/l auf sehr niedrigem Niveau. Seit 1998 ist ein sinkender Trend mit Konzentrationen unter 15 mg/l zu beobach-

ten. Der Jahresmittelwert 2018 beträgt 9 mg/l und führt somit den sinkenden Trend weiter fort (Grafik 6 im Anhang auf Seite 79). Die Ganglinien der Jahresmittelwerte von Nitrat und Phosphor zeigen im Jahresmittel einen vergleichbaren Trend.

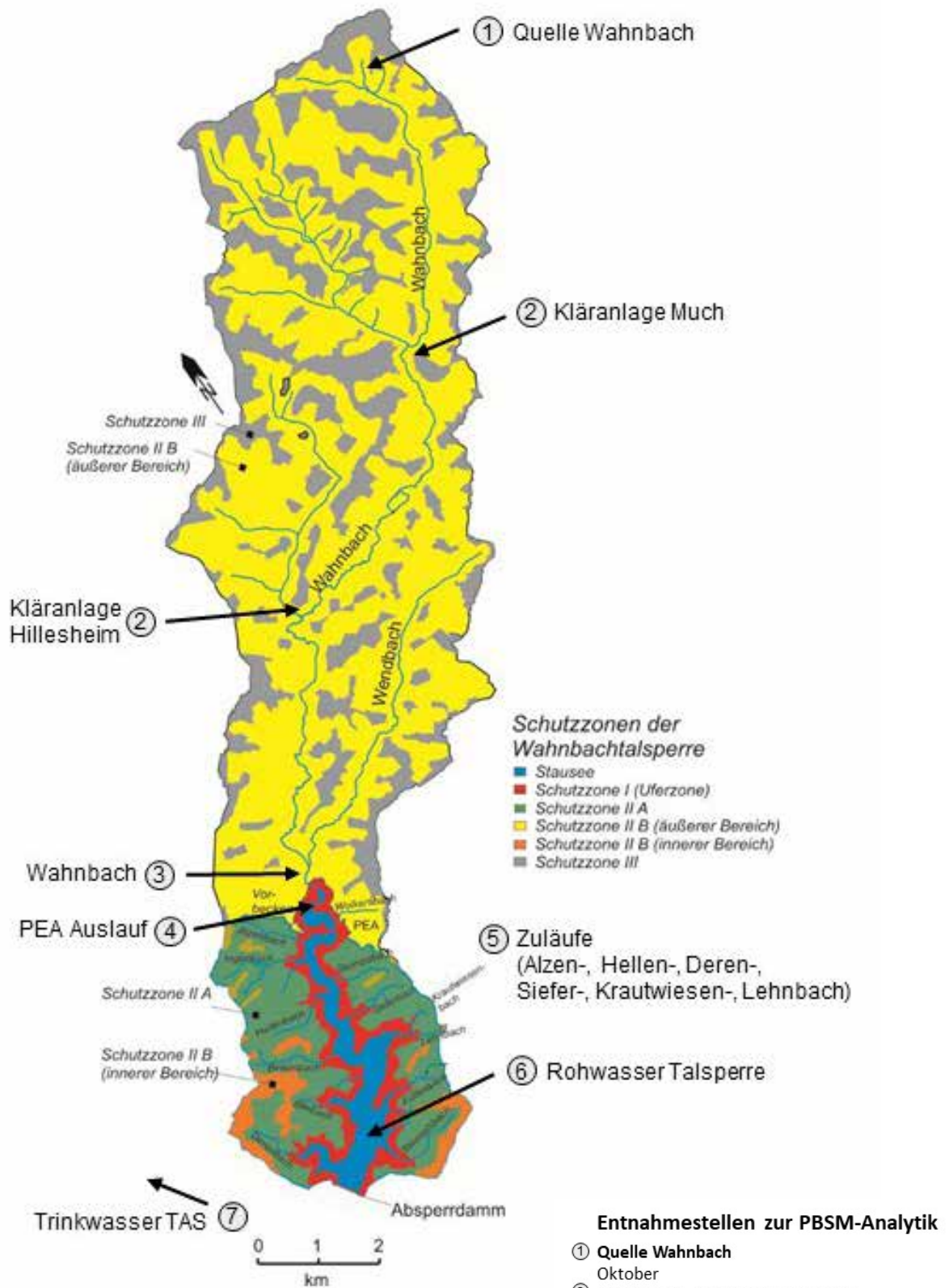
Die Werte steigen von 1968 – 1984/85 auf ein Maximum an und folgen anschließend einem deutlich abfallenden Trend. Dies bedeutet, dass die Stoffeinträge beider Inhaltsstoffe auf die gleichen Quellen zurückzuführen sind. Die Verlagerungsmechanismen sind allerdings sehr unterschiedlich. Dies wird an der gegenläufigen Konzentration im Jahresverlauf deutlich. Die Nitratkonzentration zeigt im Sommerhalbjahr (ca. April - Oktober) ein deutliches Verteilungsminimum und im Winterhalbjahr (ca. Oktober – April) ein deutliches Verteilungsmaximum. Nitrat wird nicht wie Phosphor im Oberboden sorbiert und vor allem durch Erosions- und Abschwemmungsprozesse in die oberirdischen Gewässer eingetragen, sondern wird nach Niederschlägen gelöst mit dem Sickerwasser durch die Bodenzone transportiert und anschließend über Zwischenabfluss und Grundwasser in die oberirdischen Gewässer verlagert.

Der Stoffaustrag ist daher im Sommerhalbjahr deutlich geringer und setzt erst im Winterhalbjahr mit Beginn der „Grundwasserneubildungsphase“ ein. Unabhängig von dieser Grundtendenz können auch im Sommerhalbjahr Konzentrationsspitzen auftreten, die nach Starkregenereignissen vor allem durch oberflächigen Abtrag verursacht werden.

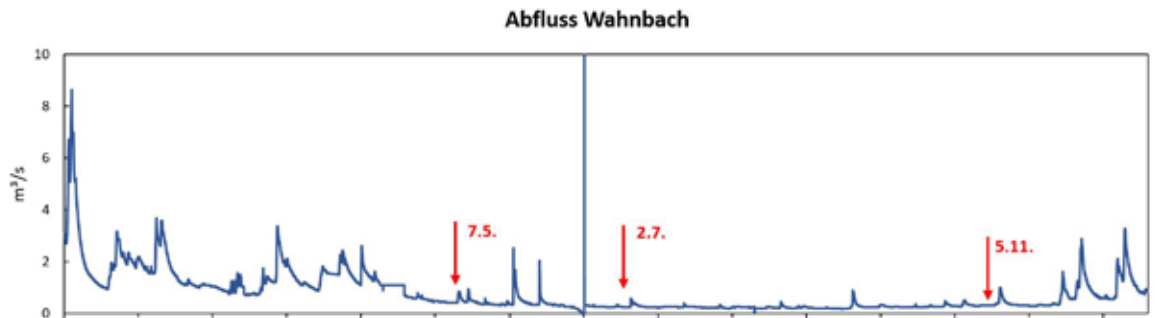
2018 liegen die Konzentrationsspitzen bei maximal ca. 21 mg/l. Diese geringen Nitratkonzentrationen sind im Hinblick auf den Grenzwert der Trinkwasserverordnung 2001 (Stand 9. Januar 2018, 50 mg/l) und die Talsperrenbewirtschaftung außerordentlich günstig. Die Jahresmittelwerte der Nitratkonzentration sind in einzelnen Zuflüssen höher als im Wahnbach (s. Grafiken 1-13 im Anhang, Seite 77 bis 81), liegen aber 2018 immer unter 22 mg/l. 2018 ist die Nitratkonzentration in den meisten Zuflüssen im Vergleich zu 2017 gesunken. In allen Zuflüssen sind durchgehend fallende Tendenzen über längere Zeiträume zu beobachten. In einigen Zuflüssen werden sogar 10 mg/l unterschritten (Wolkersbach, Stompsbach, Sieferbach, Lehnbach). Bezogen auf die letzten Jahre ist teilweise eine Stabilisierung der Konzentrationen auf niedrigem Niveau festzustellen. Dies ist auch an der Darstellung der Einzelwerte des Wahnbachs für die letzten Jahre zu erkennen (Grafik 15 im Anhang auf Seite 82).

2.1.3 WIRKSTOFFE AUS PFLANZENSCHUTZMITTELN

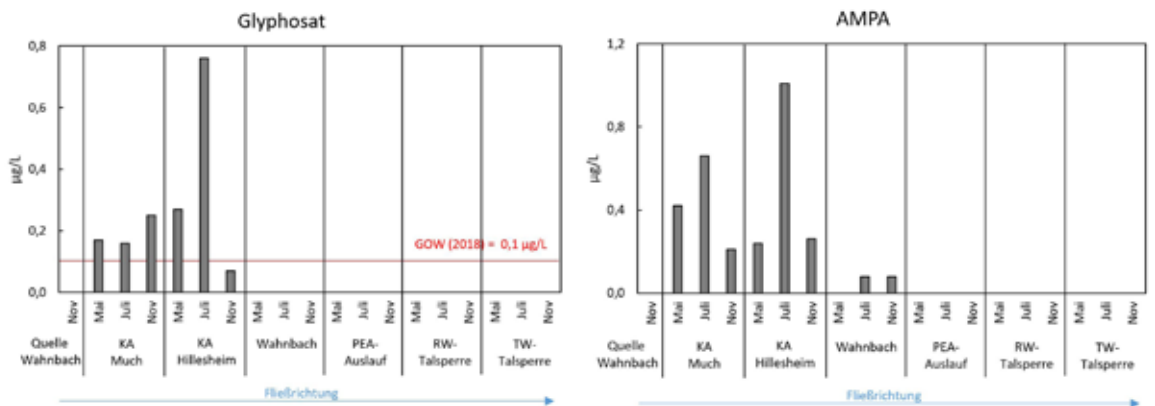
Die Entnahmestellen für die Untersuchungen auf Pflanzenschutzmittel sind in der Karte auf Seite 34 dargestellt. Die Untersuchungsergebnisse sind in einer Tabelle auf Seite 35 zusammengefasst. Diese Übersicht zeigt nicht alle untersuchten Wirkstoffe und Abbauprodukte (Metabolite), sondern nur die, die schon einmal nachgewiesen wurden. Zusätzlich wurde das Analysespektrum 2018 um Nitrosodimethylamin (NDMA) und seine Abbauprodukte sowie um Pethoxamid erweitert. Insgesamt wurden 2018 drei Messkampagnen im Mai, Juli und November durchgeführt. Die anschließenden Analysen wurden sowohl intern als auch durch ein externes Institut durchgeführt. Die Beprobungen wurden jeweils zu Phasen mit Niedrigwasserabfluß durchgeführt (Grafik 2, Seite 36).



Grafik 2
Abflussmengen des
Wahnbach
im Jahr 2018.



Grafik 3
Glyphosat und sein AMPA
im Wasserschutzgebiet
der Wahnachtalsperre
in 2018.



In der Quelle des Wahnbachs wurden keine Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln nachgewiesen. Im Auslauf der Kläranlagen Much und Hillesheim wurden 2018 am häufigsten Glyphosat mit seinem Abbauprodukt AMPA (Grafik 3), Terbutryn und Triclosan nachgewiesen. Glyphosat kann als „Unkrautvernichter“ Anwendung finden und Terbutryn sowie Triclosan können in Fassadenmaterialien enthalten sein. Auch die vereinzelt nachgewiesenen Wirkstoffe Clopyralid, Tebucanazol und 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure können als „Unkrautvernichter“ im Hausgartenbereich eingesetzt werden. Der Grenzwert der Trinkwasserverordnung 2001 (Stand 9. Januar 2018) von 0,1 µg/l je Einzelsubstanz wurde nur in den Ausläufen der Kläranlagen in Much und Hillesheim vereinzelt bei den oben genannten Wirkstoffen aus Pflanzenschutzmitteln überschritten (Tabelle 1). Dieser Grenzwert gilt nicht für den Metabolit AMPA. Im Wahnbach, vor der Mündung in die Vorsperre, wurden 2018 einige der in den Ausläufen der Kläranlagen nachgewiesenen Substanzen, wie z.B. AMPA und Terbutryn ebenfalls gefunden. Die Häufigkeit der Nachweise und die Konzentrationshöhen sind allerdings geringer geworden und es wurden keine Grenzwerte überschritten.

Glyphosat, Triclosan, Tebucanazol und 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure und Clopyralid wurden nicht mehr beobachtet. Jedoch wurden Terbutrylazin, Desethylterbutrylazin und Metolachlor, teilweise mit Grenzwertüberschreitungen, nachgewiesen. Die Konzentrationen dieser Stoffe überschritten im Juni den Grenzwert der Trinkwasserverordnung 2001 (Stand 9. Januar 2018) von 0,1 µg/l je Einzelsubstanz, aber liegen zu den anderen Beprobungen auf niedrigem Niveau. Insgesamt wurde die Belastung des Wahnbaches mit Wirkstoffen aus Pflanzenschutzmitteln und deren Abbauprodukten (Metabolite) seit 1989 stark verringert. Eine Übersicht über die in 2018 nachgewiesenen Stoffe ist in der Grafik im Anhang dargestellt. Im Ein- und im Auslauf (Filtrat) der Phosphoreliminierungsanlage wurden im Juni und November, teilweise mit Grenzwertüberschreitungen,

Terbutrylazin mit sein Abbauprodukt Desethylterbutrylazin sowie Metalochlor nachgewiesen. Im Auslauf der Phosphoreliminierungsanlage wurde im Juli, grenzwertüberschreitend, das Herbizid Pethoxamid nachgewiesen. Diese Beobachtungen zeigen, dass die Aufbereitung in der Phosphoreliminierung nicht zu einer Elimination der Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln oder deren Abbauprodukte führt. In sechs Zuflüssen, die unmittelbar in den Stausee münden, und im Rohwasser der Wahnachtalsperre wurden keine Wirkstoffe oder deren Metabolite nachgewiesen.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass Einträge aus dem Siedlungsbereich (Ausläufe der Kläranlagen) und aus dem landwirtschaftlichen Bereich erfolgen. Die Ergebnisse zeigen, dass die Zahl der nachgewiesenen Stoffe und deren Konzentration auf der Transportstrecke von den Ausläufen der Kläranlagen bis hin zur Rohwasserentnahme deutlich abnehmen (siehe Tabelle Seite 35).

Das in der Öffentlichkeit intensiv diskutierte Glyphosat (mit seinem Abbauprodukt AMPA) wird als Totalherbizid zur Unkrautbekämpfung auf befestigten Flächen und im Rahmen des Direktsaatverfahrens auf landwirtschaftlichen Flächen eingesetzt. AMPA kann auch aus den Phosphorverbindungen, die z. B. in Waschmitteln enthalten sind, gebildet werden. Eine eindeutige Zuordnung zu einer Belastungsquelle ist nicht möglich. Es erscheint allerdings unwahrscheinlich, dass die Einträge aus der Anwendung des Direktsaatverfahrens stammen, da dieses gerade die Erosion und den damit verbundenen Eintrag in die oberirdischen Gewässer vermindert. Dafür sprechen auch die höheren Konzentrationen in den Ausläufen der Kläranlagen und die deutliche Konzentrationsabnahme auf der Fließstrecke des Wahnbaches (siehe Grafik 3).

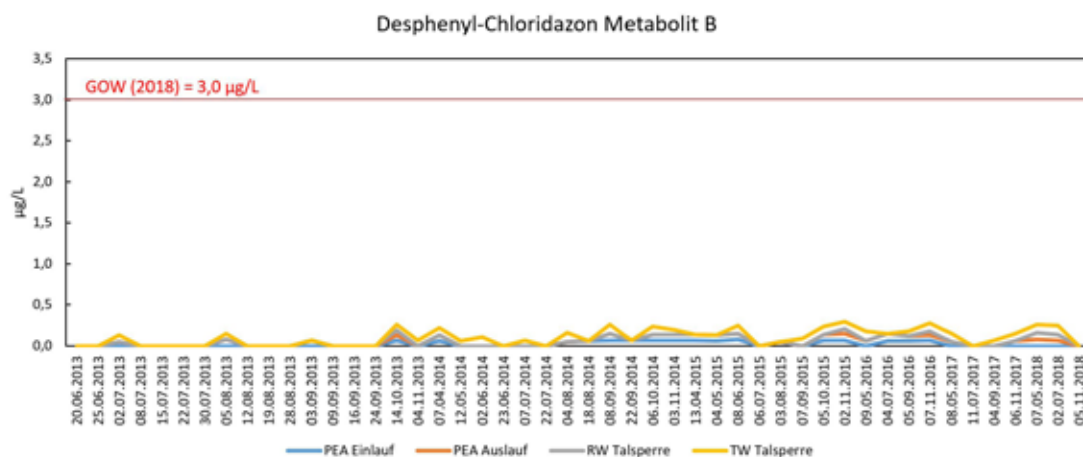
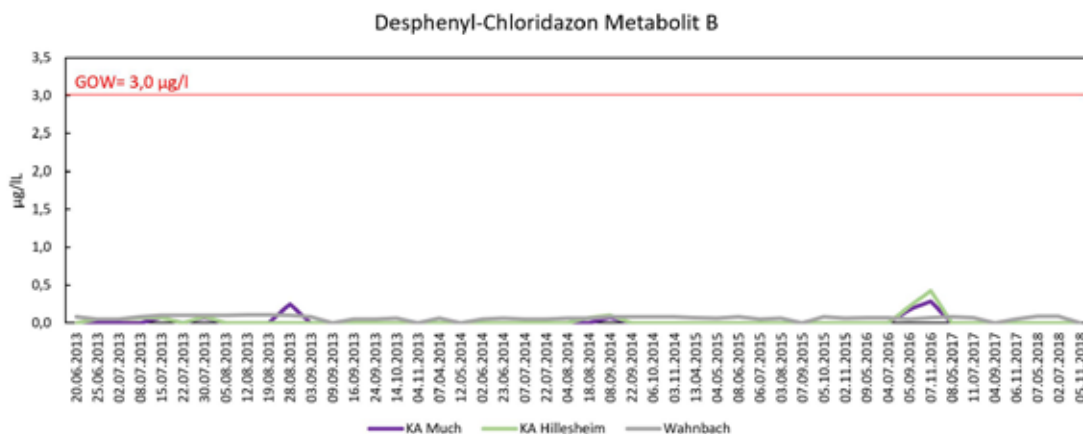
Im Mai, Juli und November wurden Untersuchungen auf nicht relevante Metabolite (nrM) durchgeführt (Tabelle 1). Nicht relevante

Metabolit	GOW (µg/l) (gemäß UBA 31.1.12)	KA Much (µg/l)	KA Hilles- heim (µg/l)	Quelle Wahnbach (µg/l)	Unterlauf Wahnbach (µg/l)	Zulauf PEA (µg/l)	PEA Filtrat (µg/l)	Rohwasser Talsperre (µg/l)	Trinkwas- ser TAS (µg/l)
Häufigkeit der Untersuchung		3	3	1	3	0	3	3	3
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 357704	3,0	/	/	/	/	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 351916 (C-Metabolit)	3,0	/	/	/	/	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 380208	1,0	/	/	/	/	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure NOA 413173	1,0	/	/	/	/	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 380168 (S-Metabolit)	3,0	2/0,05- 0,08	3/0,05- 0,06	/	2/0,08-0,11	/	2/0,08- 0,1	3/0,07-0,1	3/0,06-0,08
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 368208	3,0	/	/	/	/	/	/	/	/
Metazachlor- Sulfonsäure BH 479-9	3,0	/	/	/	/	/	/	/	/
Metazachlor BH 479-12	3,0	/	/	/	/	/	/	/	/
Metazachlor BH 479-11	1,0	/	/	/	/	/	/	/	/
Metazachlor C-Metabolit	3,0	/	/	/	/	/	/	/	/
Metazachlor S-Metabolit	3,0	/	/	/	/	/	/	/	/
Desphenylchloridazon Met. B	3,0	/	/	/	2/0,09	/	2/0,07- 0,08	/	2/0,1
Methyldeshenylchloridazon Met. B 1	3,0	/	/	/	/	/	1/0,06	1/0,07	1/0,08
Dimethylsulfamid (DMS)	1,0	/	/	/	/	/	/	/	/
Dimethachlor CGA 369873	3,0	/	/	/	/	/	/	/	/
Dimethachlor ESA	1,0	/	/	/	/	/	/	/	/
Dimethachlor OA	1,0	/	/	/	/	/	/	/	/
Dimethenamid ESA	1,0	/	/	/	/	/	/	/	/
Dimethenamid OA	1,0	/	/	/	/	/	/	/	/
Flufenacet M 2 (ESA)	1,0	/	/	/	/	/	/	/	/
Flufenacet OA	ohne	/	/	/	/	/	/	/	/
Quinmerac BH 518-5	3,0	/	/	/	/	/	/	/	/
Chlotalonil Met. M 5	3,0	/	/	/	/	/	/	/	/
Chlortalonil Met. M 12	3,0	/	/	/	/	/	/	/	/
Metalaxyl CGA 108906	1,0	/	/	/	/	/	/	/	/
Metalaxyl CGA 62826	1,0	/	/	/	/	/	/	/	/
Tritosulfuron 635M01 (BH 635)	1,0	/	/	/	/	/	/	/	/

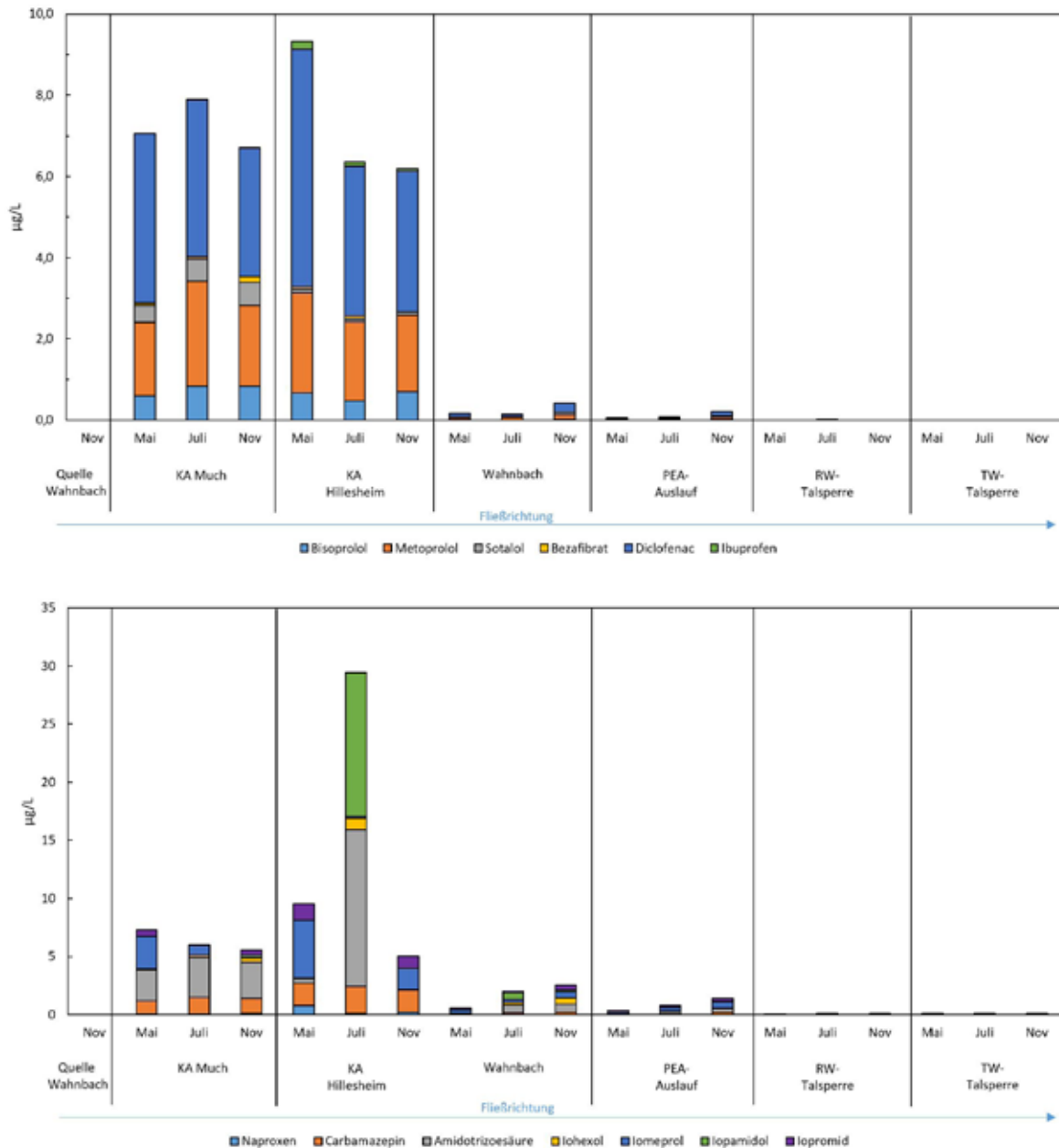
Metabolite sind Abbauprodukte von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen, die weder eine definierte pestizide Restaktivität, noch ein pflanzenschutzrechtlich relevantes humantoxisches oder ökotoxisches Potenzial besitzen. Die Bewertung ihrer Anwesenheit im Trinkwasser folgt deshalb dem Vorsorge-Konzept der gesundheitlichen Orientierungswerte (GOW) für „nicht bewertbare“ Stoffe des Umweltbundesamtes (UBA). In der Tabelle Seite 37 sind die Untersuchungsstellen, die jeweilige Häufigkeit der Untersuchungen und die zusammengefassten Ergebnisse dargestellt. Von 27 untersuchten nicht relevanten Metaboliten wurden 2018 nur drei nachgewiesen. Die Metabolite sind Abbauprodukte aus Wirkstoffen, die bei Mais (S-Metolachlor) und Zuckerrüben (Chloridazon) eingesetzt werden. Die beobachteten Konzentrationen liegen jeweils sehr deutlich unter den gesundheitlichen Orientierungswerten. Die zeitliche Darstellung für Desphenyl-Chloridazon-Metabolit B zeigt, dass dies seit 2013 dauerhaft der Fall ist (Grafik 4). Die Beobachtungen sind ein weiterer Hinweis, dass Einträge in die oberirdischen Gewässer aus der Anwendung von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen erfolgen. Die Grafiken zeigen auch, dass Einträge über die Kläranlagen erfolgen, dass auf der Fließstrecke des Wahnbachs eine Verdünnung erfolgt und dass keine Reduktion durch die Aufbereitung in der Phosphoreliminierungsanlage und den Aufenthalt im Stausee auftritt.

2.1.4 ARZNEIMITTEL UND TIERARZNEIMITTEL

Im gleichen Zeitraum wurden ebenfalls orientierende Untersuchungen auf 20 Wirkstoffe aus Arzneimitteln bzw. deren Metabolite durchgeführt. In der Quelle des Wahnbachs wurde keiner dieser Stoffe nachgewiesen. In den Ausläufen der Kläranlagen in Much und Hillesheim hingegen wurden 19 dieser Stoffe mindestens einmal nachgewiesen. Die Konzentrationen lagen teilweise deutlich über dem jeweiligen gesundheitlichen Orientierungswert (GOW) gemäß den Empfehlungen des Umweltbundesamtes für Trinkwasser (Grafik 5). Dies wird besonders bei dem Antidiabetikum Metformin und seinem Abbauprodukt Guanylharnstoff deutlich, die den GOW von 1 µg/l deutlich überschreiten (Grafik 6). Im Wahnbach vor der Mündung in die Vorsperre wurden 16 dieser Stoffe nachgewiesen. Die Konzentrationen sind an dieser Stelle deutlich niedriger und die Überschreitung des GOW wurde hier nur bei drei Stoffen beobachtet. Im Auslauf der Phosphoreliminierungsanlage wurden 17 dieser Stoffe nachgewiesen, wobei drei den GOW überschritten. Im Rohwasser der Talsperre und im Trinkwasser wurden acht bzw. sieben Stoffe in Konzentrationen weit unterhalb des jeweiligen GOW nachgewiesen. Darüber hinaus wurden ebenfalls Untersuchungen auf 13 Wirkstoffe aus Tierarzneimitteln durchgeführt (Grafik 7). Auch hier wurde in



Grafik 4
Desphenyl-Chloridazon
Metabolit B im Wasser-
schutzgebiet der Wahnbach-
talsperre in 2018.



Grafik 5
Arzneimittel im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre in 2018.

der Quelle des Wahnbachs keiner dieser Stoffe nachgewiesen. Im Auslauf der Kläranlagen Much und Hillesheim wurden sieben Stoffe mindestens einmal nachgewiesen. Die Konzentrationen lagen bei drei Stoffen deutlich über dem vom Umweltbundesamt empfohlenen Orientierungswert von 0,1 µg/l je Einzelsubstanz. Im Wahnbach vor der Mündung in die Vorsperre wurden nur noch zwei dieser Stoffe in Konzentrationen deutlich kleiner 0,1 µg/l nachgewiesen. Im Auslauf der Phosphoreliminierungsanlage wurden zwei dieser Stoffe in sehr geringer Konzentration nachgewiesen. Sowohl im Rohwasser der Talsperre als auch im Trinkwasser wurde keiner dieser Stoffe nachgewiesen.

Wie bei den bereits erwähnten Wasserinhaltsstoffen ist auch bei den Arznei- und Tierarzneimitteln ein starker Einfluss der Kläranlagen in Much und Hillesheim nachzuweisen. Weiterhin ist eine deutliche

Reduzierung der Konzentrationen auf der Fließstrecke des Wahnbachs bis hin zur Rohwasserentnahme zu erkennen.

2.1.5 SPURENSTOFFE

Es wurden auch orientierende Untersuchungen auf 11 weitere organische Spurenstoffe durchgeführt (TFA, Komplexbildner, Triazole, Süßstoffe, Flammschutzmittel). In der Quelle des Wahnbachs wurden fünf dieser Spurenstoffe in äußerst geringen Konzentrationen nachgewiesen. In den Ausläufen der Kläranlagen Much und Hillesheim hingegen wurden 10 dieser Stoffe nachgewiesen. Bei den Triazolen, den Flammschutzmitteln und den Komplexbildnern treten teils erhebliche Überschreitungen der gesundheitlichen Orientierungswerte (für Trinkwasser) auf (Grafiken 8 bis 12).

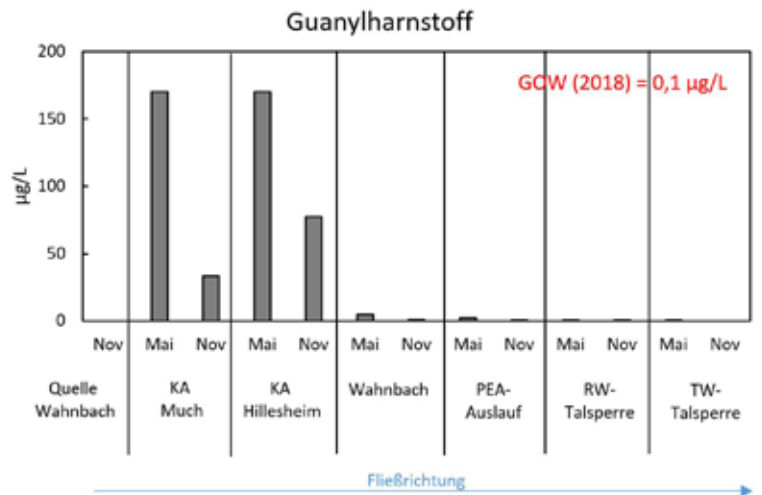
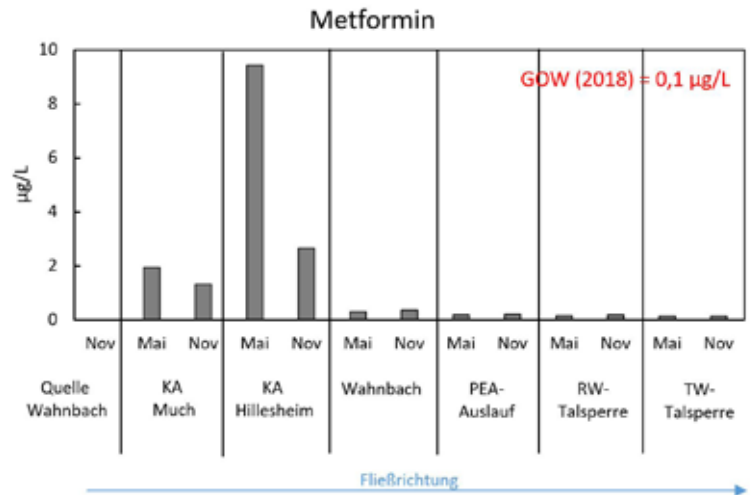
Im Unterlauf des Wahnbach wurden ebenfalls acht dieser Stoffe beobachtet. Dabei überschritt lediglich im Juli ein Flammschutzmittel den GOW.

Im Auslauf der Phosphoreliminierungsanlage wurden ebenfalls neun dieser Stoffe nachgewiesen. Hier treten keine Überschreitungen der jeweiligen GOW auf. Im Rohwasser der Talsperre wurden sechs und im Trinkwasser sieben dieser Stoffe nachgewiesen. Die Konzentrationen liegen weit unterhalb der jeweiligen GOW. Insgesamt ist sowohl eine Abnahme im Nachweis als auch in den Konzentrationen der Spurenstoffe in Fließrichtung festzustellen.

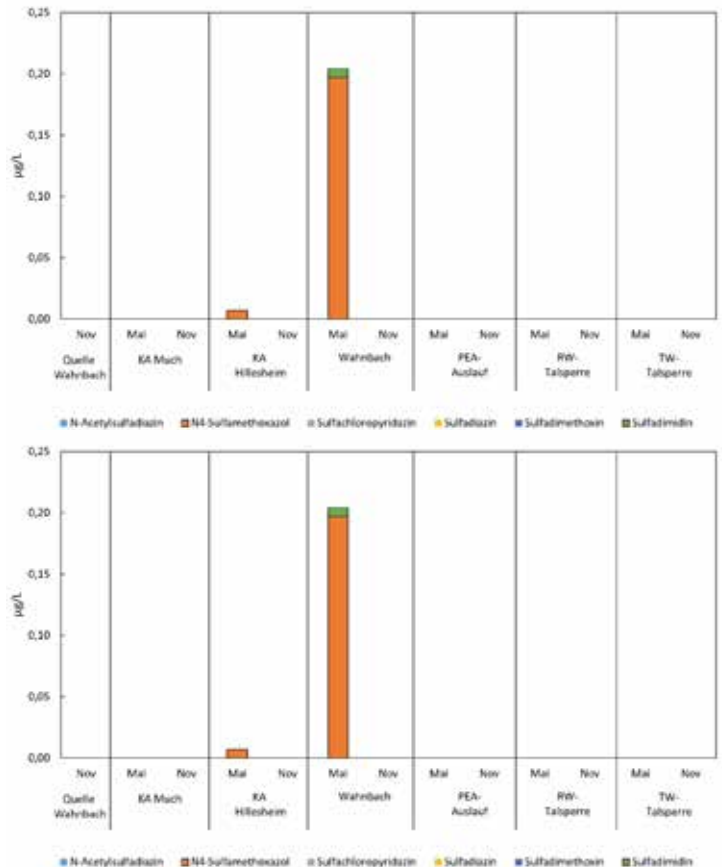
Die Ausläufe der Kläranlagen in Much und Hillesheim zeigen starke Einflüsse mit einer anschließend deutlichen Reduzierung entlang der Fließstrecke des Wahnbachs. Dies wird besonders am Süßstoff Acesulfam und TFA deutlich (Grafiken 11 und 12). Acesulfam gilt in sauerstoffhaltigem Milieu als sehr persistent. Die Verringerung der Konzentrationen auf dem Transportweg bis zum Einlauf in die Vorsperre wird daher, auch wegen der kurzen Fließzeiten, auf einen Verdünnungseffekt im Wahnbach zurückgeführt.

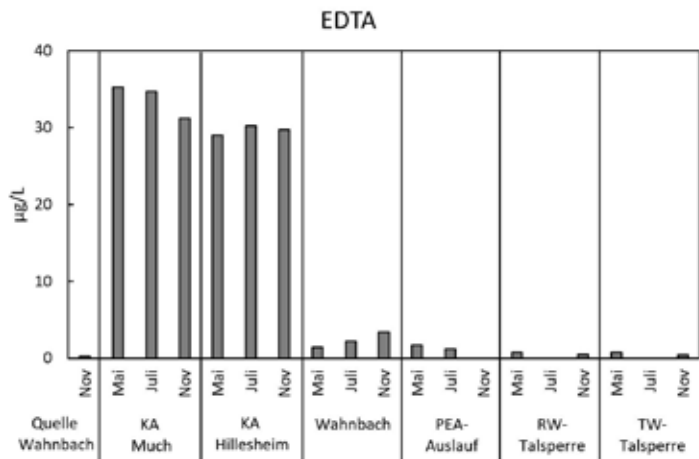
Auf dem weiteren Transportweg bis in das Rohwasser können zusätzlich Abbauprozesse in der Vorsperre und im Stausee wirksam werden (längere Verweilzeiten).

Grafik 6
Metformin und sein Metabolit Guanylharnstoff im Wasserschutzgebiet der Wahnachtalsperre in 2018.

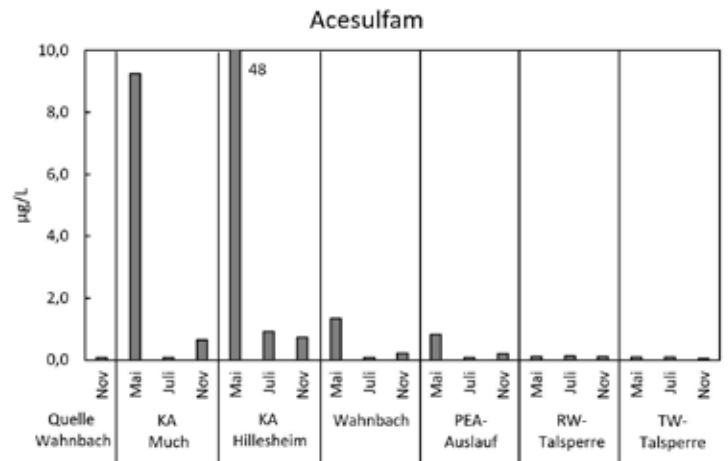


Grafik 7
Tierarzneimittel im Wasserschutzgebiet der Wahnachtalsperre in 2018.

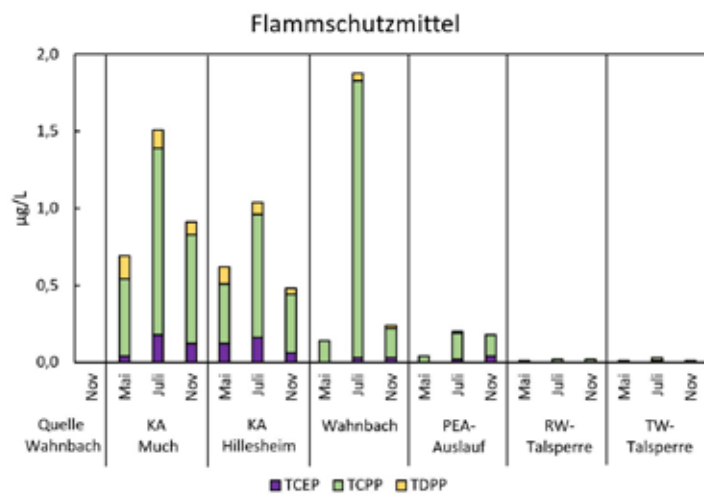




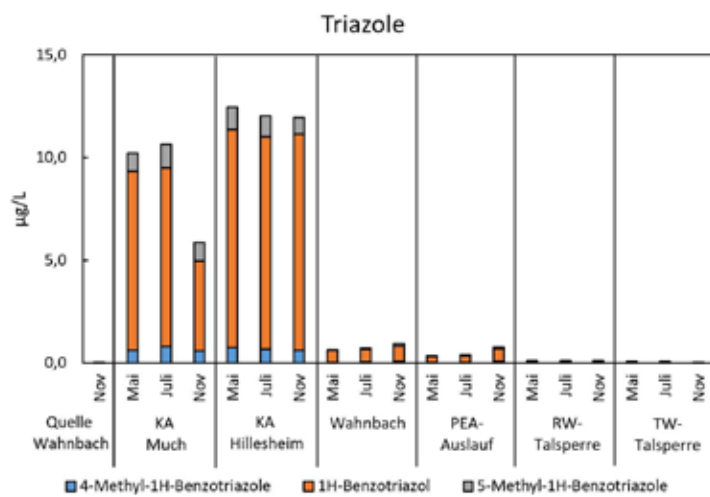
Grafik 8
EDTA (Komplexbildner) im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre in 2018.



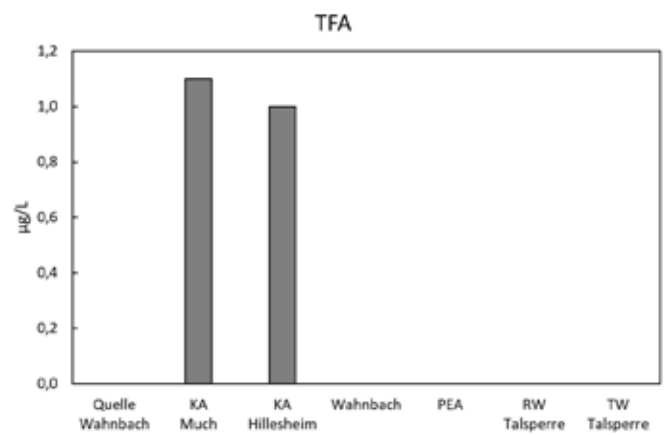
Grafik 11
Acesulfam im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre in 2018.



Grafik 9
Flammschutzmittel im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre in 2018.



Grafik 10
Triazole im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre in 2018.



Grafik 12
TFA (Industriechemikalie) im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre in 2018.

2.2 GRUNDWASSERGEWINNUNG UNTERE SIEG (MEINDORF)

2.2.1 GEWÄSSER- UND ROHWASSERGÜTE

Die qualitative Untersuchung des Grundwassers im Einzugsgebiet ist eine wesentliche Grundlage, um

- die Güte des Grundwassers im gesamten Einzugsgebiet zu beurteilen,
- Belastungsschwerpunkte innerhalb des Einzugsgebietes zu erkennen,
- Veränderungen der Gewässergüte zu erkennen,
- die Notwendigkeit von Gewässerschutzmaßnahmen zu erkennen,
- frühzeitig akute Gefährdungen der Trinkwassergewinnung zu erkennen und Schutz- oder Sanierungsmaßnahmen einleiten zu können,
- die Förderung aus einzelnen Brunnen zu steuern,
- Argumente für Diskussionen mit Verursachern von Stoffeinträgen zu erhalten.

Im Einzugsgebiet wurden 2018 folgende chemische Untersuchungen durchgeführt:

Entnahme- zyklus	Untersuchungen auf				
	Anorganische Hauptionen, gesamten organischen Kohlenstoff, Chlorophyll	Wirkstoffe aus Pflanzen- schutzmitteln	Nicht relevante Metabolite	Pharma- zeutische Wirkstoffe	Organische Spuren- stoffe
Mehrmals wöchentlich	Wahnbach	Wahnbach			
Monatlich	11 Zuflüsse	Ein- und Auslauf PEA, Talsperre			
3 mal pro Jahr			Ausläufe Klär- analgen, Auslauf PEA, Talsperre	Ausläufe Klär- analgen, Auslauf PEA, Talsperre	Ausläufe Kläranalgen, Auslauf PEA, Talsperre

Tabelle 2

Entnahme und Untersuchung von Grundwasserproben.

2.2.2 MIKROBIOLOGIE BRUNNEN MEINDORF

Jahr 2018	KBE20/36	Colif./E.coli	Clostridien	Enterokokken
Brunnen 1*)	3	3 (CCA)	--	2
Brunnen 2	150	150 (CCA)	12	84
Brunnen 4	150	150 (CCA)	12	84

Tabelle 3

Bakteriologisches Untersuchungsprogramm Rohwasser (Brunnen) TA Meindorf

*) Brunnen 1 bis 21.12.2018 außer Betrieb

ERGEBNIS

Im Rohwasser der Grundwasserbrunnen der TA Meindorf lagen die Koloniezahlen bei 20°C und 36°C bei 0 bis 2 KBE/ml. In einer Probe von Brunnen 1 wurde nach der Inbetriebnahme ein Wert von 46 KBE/ml nachgewiesen.

An insgesamt fünf Probenahmeterminen wurden in Proben vom Brunnen 2 je ein Coliformer/100 ml (Membranfiltration auf CC-Agar)

nachgewiesen. Ein Isolat wurde als *Serratia fonticola* (5304753) identifiziert, die weiteren waren mittels API nicht zu identifizieren

In Proben vom Brunnen 4 wurden an fünf Probenahmeterminen je ein Coliformer/100 ml (Membranfiltration auf CC-Agar) nachgewiesen. Alle Isolate waren mittels API 20 E nicht zu identifizieren.

2.2.3 NITRAT

Die Ionenkonzentrationen in den 3 Förderbrunnen zeigen seit ihrer Inbetriebnahme einen vergleichbaren Verlauf. Dies ist am Beispiel der Jahresmittelwerte der Nitratkonzentration dargestellt (Grafik 1). Aus dieser Darstellung gehen eindeutig die Lage der einzelnen Brunnen und ihre Beeinflussung durch Uferfiltrat der Sieg hervor. Der am weitesten von der Sieg entfernte Horizontalbrunnen I unterliegt am stärksten den Einflüssen des „landseitigen Grundwassers“ und zeigt daher die höchsten Nitratwerte. Mit weiterer Annäherung an die Sieg über den Horizontalfilterbrunnen II zum Horizontalfilterbrunnen IV nehmen die Gehalte deutlich ab.

Die höchsten Konzentrationen traten in den ersten Jahren nach Inbetriebnahme der Horizontalbrunnen I und IV auf. Dies wird auf die hydraulische Situation bei Beginn der Förderung zurückgeführt, als infolge der noch geringeren Grundwasserförderung die Sieg bei niedrigen und mittleren Wasserständen stetig Vorfluter war. Ohne eine ständige Infiltration von Siegwasser wurde der Chemismus des Grundwassers in erster Linie durch die Neubildung über das Sickerwasser geprägt.

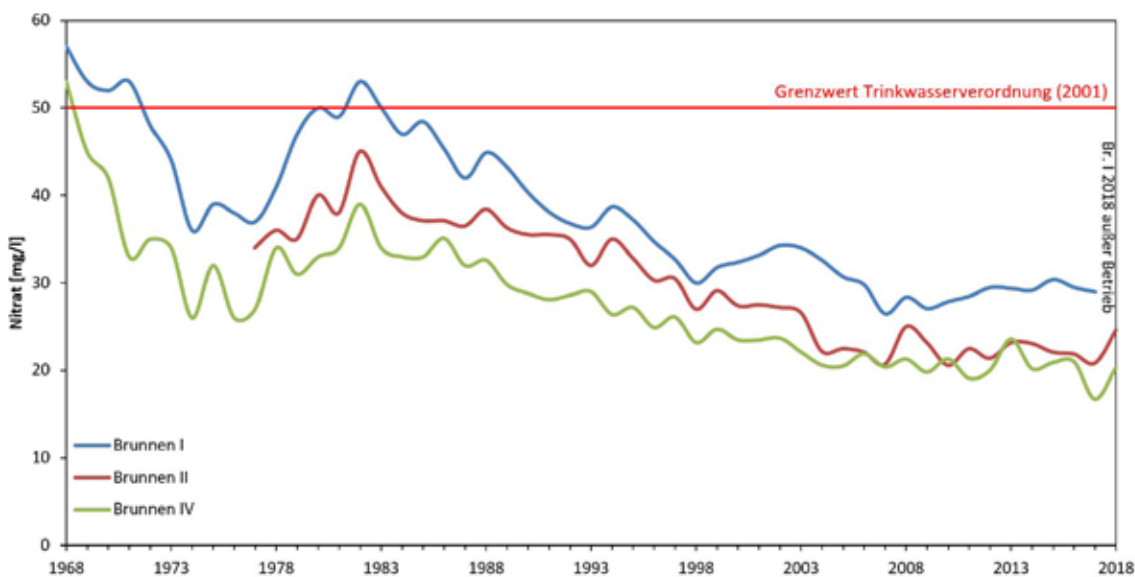
Die Wassergewinnung führte mit steigender Entnahme durch die Absenkung des Grundwasserspiegels zu einer dauerhaften Infiltration aus der Sieg. Der dadurch wegen des geringen Gesamtlösungs- und Nitratgehaltes des Siegwassers bedingte Verdünnungseffekt ließ die Konzentration im Grundwasser zunächst deutlich absinken. In den Jahren 1977 – 1982 war dann wieder ein Konzentrationsanstieg zu beobachten, der auf eine gestiegene Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung zurückgeführt wird. Anschließend war bis 2007 ein deutlich sinkender Trend der Jahresmittelwerte in den Förderbrunnen erkennbar.

Ab 2008 stabilisieren sich die Werte bei 20-22 mg/l in den Brunnen II und IV sowie 28-30 mg/l im Brunnen I. In Brunnen I ist in den letzten Jahren ein leicht steigender Trend zu beobachten. 2008 trat vor allem am Brunnen II ein Anstieg um bis zu 5 mg/l auf (Grafik 1),

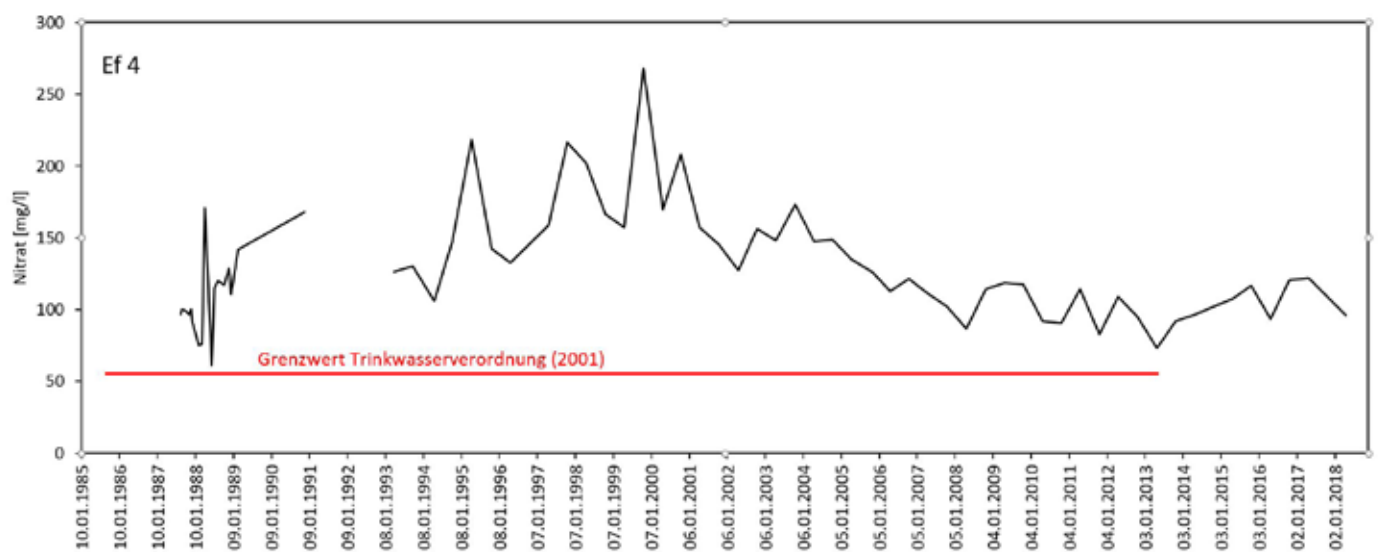
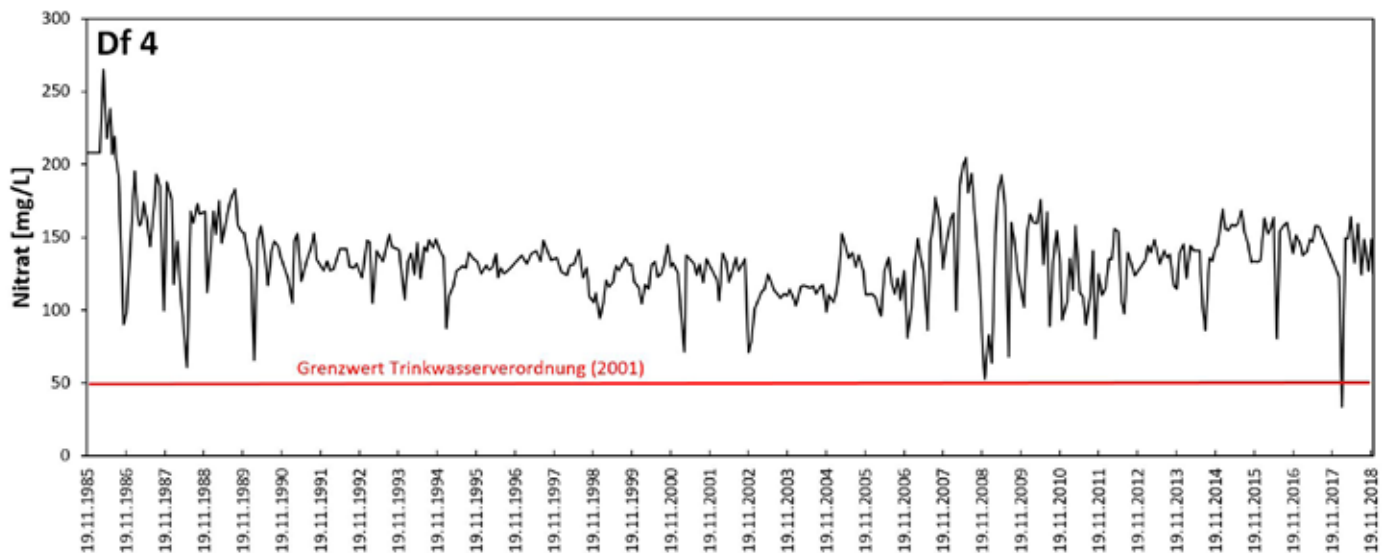
der auf die hohe Förderrate bei niedrigen Siegwasserständen mit einer verstärkten Nutzung des landseitigen Grundwasservorrates zurückzuführen ist. 2018 wurden im Jahresmittel Konzentrationen von 25 mg/l bzw. 20 mg/l in den Horizontalfilterbrunnen II und IV gemessen, sie liegen somit unter dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung 2001 (Stand 09.01.2018) von 50 mg/l. Die maximalen Konzentrationen beider Horizontalfilterbrunnen liegen ebenfalls deutlich unter diesem Grenzwert. Horizontalfilterbrunnen I war in 2018 nicht in Betrieb.

Die vergleichsweise geringere Nitratkonzentration von Horizontalfilterbrunnen IV gegenüber Horizontalfilterbrunnen II ist, wie bereits erwähnt, auf die unterschiedlichen Distanzen zur Sieg zurückzuführen. Dadurch, dass Horizontalfilterbrunnen IV näher an der Sieg liegt, ist das Grundwasser an dieser Stelle mehr vom geringmineralisiertem Uferfiltrat der Sieg beeinflusst als Horizontalfilterbrunnen II. Dieser Trend ist ebenfalls durch Beobachtungen an Grundwassermessstellen festzustellen. Dabei sind Nitratkonzentrationen im landseitigen Grundwasser höher als im Infiltrationsbereich der Sieg. Dies wird im Vergleich mit den Grundwassermessstellen Df 4 und Ef 4 (Grafik 2) deutlich. Die Nitratkonzentrationen liegen bei beiden Messstellen 2018 zwischen 34 und 164 mg/l. Beide Grundwassermessstellen sind im Vergleich zu den Horizontalfilterbrunnen weiter von der Sieg entfernt und dadurch von landseitigem Grundwasser mit höheren Nitratkonzentrationen beeinflusst.

Diese räumliche Differenzierung wird durch Betrachtung von Grundwassermessstellen im gesamten Wasserschutzgebiet weiter deutlich. Die Infiltration des gering mineralisierten Siegwassers hat im Grundwasser einen Verdünnungseffekt zur Folge, sodass die Stoffkonzentrationen in diesem Bereich sehr gering sind. Die Einflussgrenze reicht bis etwa an die Brunnenstandorte heran. Im Süden der Ortslage Sankt Augustin-Meindorf und nördlich bzw. westlich



Grafik 1
Entwicklung der Nitratkonzentration (Jahresmittelwerte) in den drei Förderbrunnen des Grundwasserwerkes Untere Sieg.



Grafik 2
Entwicklung der Nitratkonzentration in den
Grundwassermessstellen Df 4 und Ef 4.

des Flughafens Hangelar tritt jeweils ein großer Bereich mit erhöhten Nitratkonzentrationen im Grundwasser auf. In diesem Gebiet wird auf flachgründigen und gut durchlässigen Böden intensive Landwirtschaft betrieben. Da hier der Verdünnungseffekt durch die Sieginfiltration fehlt, führt dies trotz der großen Flurabstände von 9 – 13 m zu einer deutlichen Nitratbelastung des Grundwassers. Auffällig sind auch die Nitratkonzentrationen im Südwesten des Einzugsgebietes, da hier tiefgründige und schluffig bis lehmige Böden mit hohem Sorptionsvermögen und hoher Wasserspeicherkapazität auftreten. Die hydraulischen Verhältnisse bei Infiltration des Rheines führen hier allerdings dazu, dass das Grundwasser zeitweilig bis in den Bereich der Bodenhorizonte ansteigt und in diesen Zeiträumen zu einer besonderen Austragsgefahr führt. Hinzu kommt, dass in diesem Bereich mit lokalen Einflüssen aus Altstandorten und urbanen Gebieten zu rechnen ist.

Die Ganglinien der Nitratkonzentration sind für einige Grundwassermessstellen aus repräsentativen Bereichen des Einzugsgebietes im Anhang auf den Grafiken 1 bis 6 dargestellt. Die Entwicklung der Nitratkonzentration innerhalb des Wasserschutzgebietes ist sehr unterschiedlich. Bei einzelnen Messstellen, wie z. B. Ee 7, Ed 14 und He 1, ist, wie in den Förderbrunnen, über die letzten 30 Jahre eine deutlich sinkende Tendenz erkennbar. Bezogen auf die letzten 10-15 Jahre sind allerdings bei Ee 7 und Ed 14 wieder steigende Tendenzen zu beobachten. Die Messstellen Ce 10 und He 1 zeigen eine dauerhaft geringe Konzentration. An anderen Messstellen, wie z. B. Df 4, Ef 4 und Dd 6, liegen die Konzentrationen dauerhaft auf hohem Niveau. Setzt man die beobachteten Konzentrationen in Bezug auf die räumliche Verteilung oder Landnutzung lassen sich folgende Aussagen treffen. Die Grundwassermessstelle Ce 10 liegt im Infiltrationsbereich der Sieg und zeigt deutlich die dadurch bedingten geringen

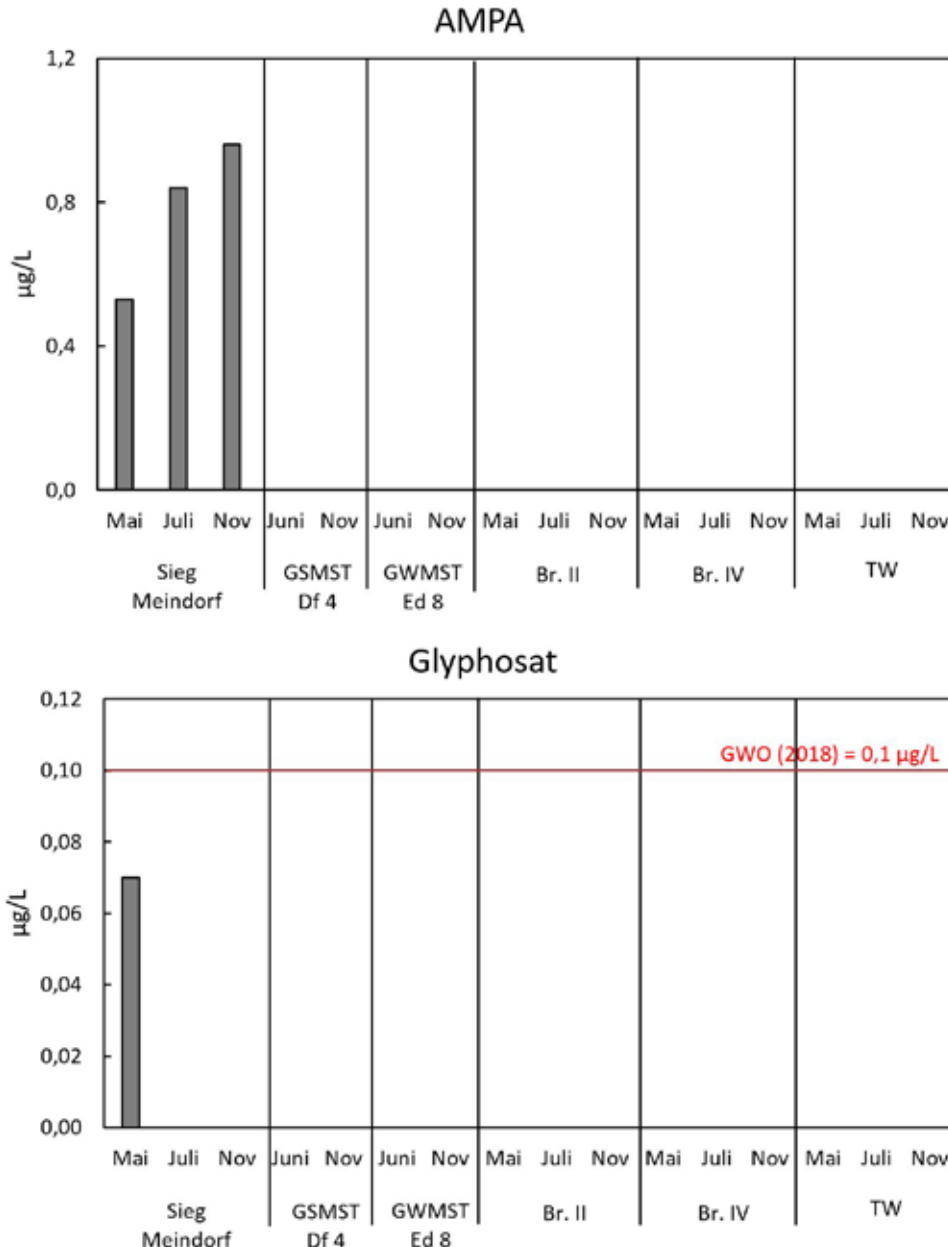
Konzentrationen. Konzentrationsspitzen sind in den letzten Jahren von über 30 mg/l im Winter erkennbar. Dies deutet auf die Auswaschung von „Reststickstoff“ aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen hin. Die Grundwassermessstellen Df 4, Ef 4 und Dd 6 sind Beispiele für hohe Nitratkonzentrationen, die auf Einflüsse aus der Landwirtschaft zurückgeführt werden. Auch die Messstellen Ed 14 und Ee 7 zeigen landwirtschaftliche Einflüsse, allerdings auf geringem Konzentrationsniveau. Die Grundwassermessstellen Gf 1 und He 1 zeigen, dass bereits am Ostrand des quartären Grundwasserleiters erhöhte Nitratkonzentrationen von über 30 mg/l auftreten können. In den letzten 10-15 Jahren ist hier keine Tendenz einer deutlichen Änderung des Konzentrationsniveaus erkennbar.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die Infiltration aus der Sieg nicht nur für die gewinnbaren Wassermengen, sondern auch für den Chemismus und damit für die Qualität des Grundwassers von besonderer Bedeutung ist. Im landseitigen Grundwasser können durch verschiedene Einflüsse erhöhte Stoffkonzentrationen auftreten. Dies wird besonders an den Nitratgehalten deutlich, die im Wasserschutzgebiet den Grenzwert der Trinkwasserverordnung 2001 (Stand 9. Januar 2018) von 50 mg/l teilweise gravierend überschrei-

ten. Mit Annäherung an die Brunnenstandorte und damit stärker werdendem Siegeinfluss sinken die Konzentrationen jedoch stark ab. Das Rohwasser der 3 Förderbrunnen besitzt schließlich eine ausgezeichnete Qualität, da durch die sternförmige Anordnung der Filterstränge ein großer Teil des geförderten Wassers aus dem Infiltrationsbereich der Sieg stammt. Zukünftig ist eine weitere Verbesserung zu erwarten, da durch eine intensive Kooperation mit der Landwirtschaft sowie Sanierungsmaßnahmen in urbanen und Gewerbebereichen eine Reduzierung der Stoffeinträge angestrebt wird.

2.2.4 WIRKSTOFFE AUS PFLANZENSCHUTZMITTELN

In der Vergangenheit wurden innerhalb des Einzugsgebietes an verschiedenen Grundwassermessstellen Wirkstoffe aus der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln oder deren Abbauprodukte (Metabolite) nachgewiesen. Die beobachteten Konzentrationen übertrafen dabei teilweise deutlich die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung (Stand 9. Januar 2018). 2018 wurden an den Grundwassermessstellen innerhalb des Wasserschutzgebietes Atrazin und

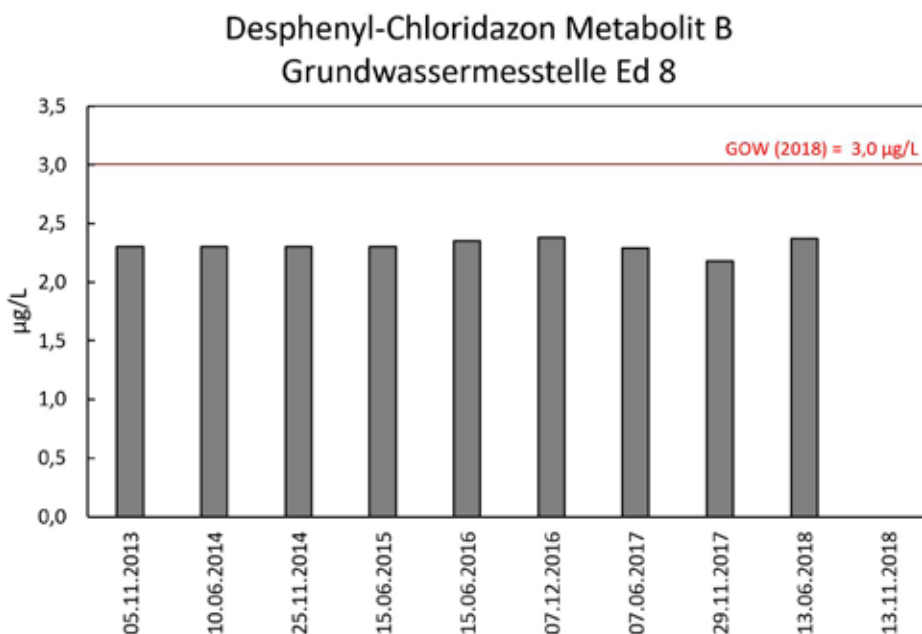
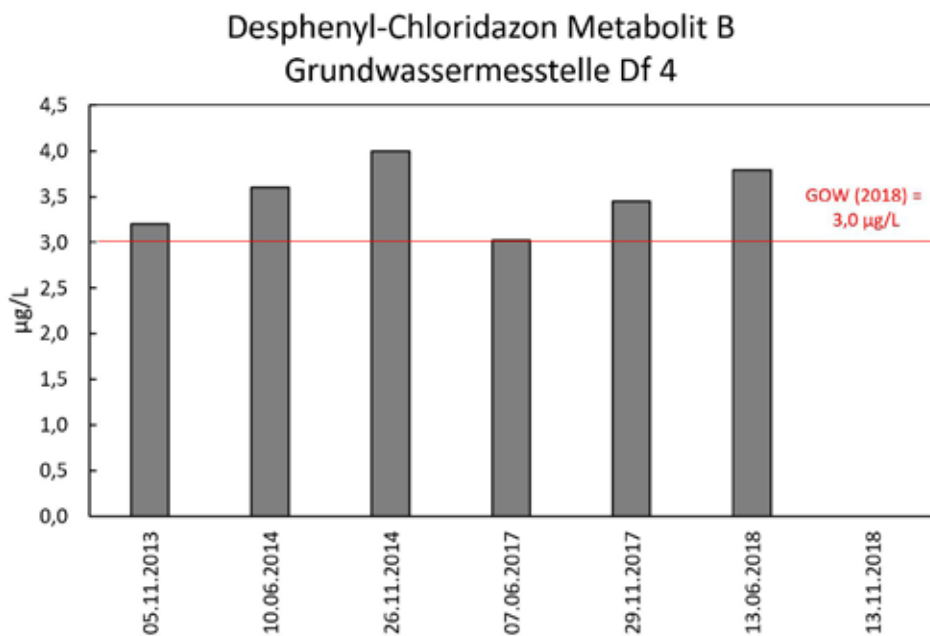


Grafik 3
Glyphosat und sein Metabolit AMPA im Wasserschutzgebiet Untere Sieg in 2018.

Desethylatrazin beobachtet. Die Konzentrationen lagen deutlich unter dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung (Stand 9. Januar 2018) von 0,1 µg/l je Einzelwirkstoff. Bei Untersuchungen in der Sieg wurden acht Wirkstoffe und Metabolite nachgewiesen. Unter anderem wurde Glyphosat und sein Metabolit AMPA nachgewiesen (Grafik 3). Die Konzentrationen lagen auch hier deutlich unter dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung 2001 (Stand 9. Januar 2018) von 0,1 µg/l je Einzelwirkstoff. Im Rohwasser der Förderbrunnen und im Trinkwasser wurden keine Wirkstoffe oder relevanten Metabolite nachgewiesen.

Eine Anwendung des nicht mehr zugelassenen Wirkstoffes Atrazin im Wasserschutzgebiet wird nicht angenommen. Es wird davon ausgegangen, dass Atrazin aus früheren Anwendungen immer noch im Boden vorhanden ist und sukzessive ausgetragen wird. Die bereits durchgeführten Maßnahmen zur Verringerung der Einträge werden fortgeführt und als ausreichend betrachtet. Eine Gefährdung der Trinkwassergewinnung ist nicht erkennbar.

Im Zeitraum von Mai, Juli und November wurden Untersuchungen auf nicht relevante Metabolite (nrM) durchgeführt. Nicht relevante Metabolite sind Abbauprodukte von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen, die weder eine definierte pestizide Restaktivität, noch ein pflanzenschutzrechtlich relevantes humantoxisches oder ökotoxisches Potenzial besitzen. Die Bewertung ihrer Anwesenheit im Trinkwasser folgt deshalb dem Vorsorge-Konzept der gesundheitlichen Orientierungswerte (GOW) für „nicht bewertbare“ Stoffe des Umweltbundesamtes (UBA). In der Tabelle Seite 48 sind die Untersuchungsstellen, die jeweilige Häufigkeit der Untersuchungen und die zusammengefassten Ergebnisse dargestellt. Von 27 untersuchten nicht relevanten Metaboliten wurden 10 nachgewiesen. Im Vergleich zu 2017 ist die Anzahl der nachgewiesenen nicht relevanten Metabolite leicht gestiegen. Im Juni wurde der GOW von Desphenylchloridazon (Metabolit B) in der Grundwassermessstelle Df 4 teilweise überschritten (Grafik 4). Im November wurde dieser Stoff an beiden Grundwassermessstellen nicht nachgewiesen. 2013 und 2014 lagen



Grafik 4
Desphenyl-Chloridazon Metabolit B in den Grundwassermessstellen Df 4 und Ed 8 im Wasserschutzgebiet Untere Sieg in 2018.

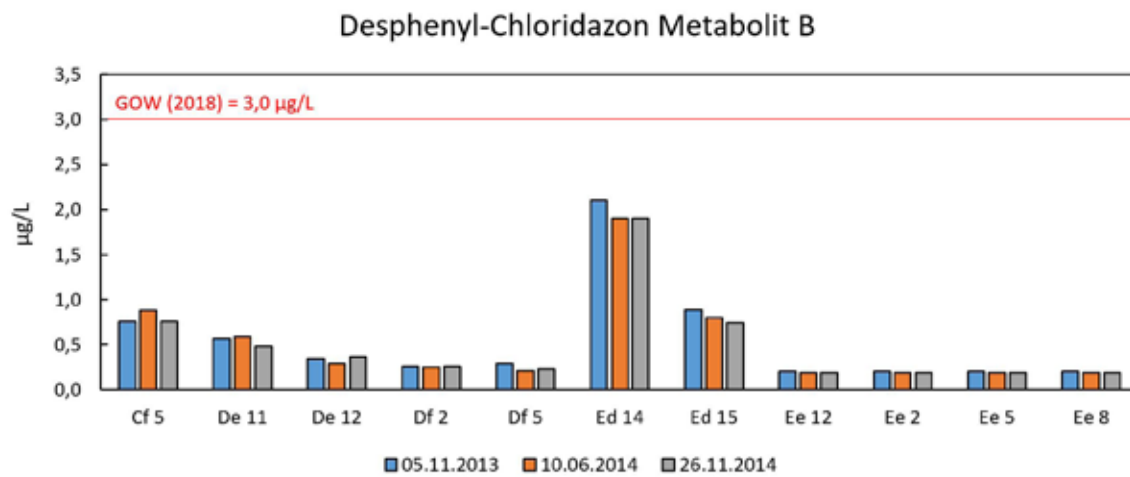
die Konzentrationen an anderen Grundwassermessstellen deutlich unter dem GOW (Grafik 5). Alle anderen beobachteten Konzentrationen liegen deutlich unter den GOW (Grafik 6) und sind im Vergleich zum Vorjahr gesunken.

Eine Gefahr für die Trinkwasserversorgung ist daher derzeit nicht erkennbar. Die Beobachtungen zeigen aber deutlich, dass Einträge in das Grundwasser aus der Anwendung von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen erfolgen. Es ist auch erkennbar, dass diese Einträge nicht über die Uferfiltration aus der Sieg, sondern über die Grundwasserneubildung aus der Flächennutzung erfolgen. Die Metabolite sind Abbauprodukte aus Wirkstoffen, die bei Zuckerrüben (Chloridazon, Quinmerac), Winterraps (Dimethachlor), Getreide (Chlortalonil) und Gemüse bzw. Zierpflanzen (Metazachlor, Tolyfluanid-DMS) angewendet werden. Neben den bereits laufenden Maßnahmen zur Reduzierung der Einträge und Gesprächen mit den Landwirten sind

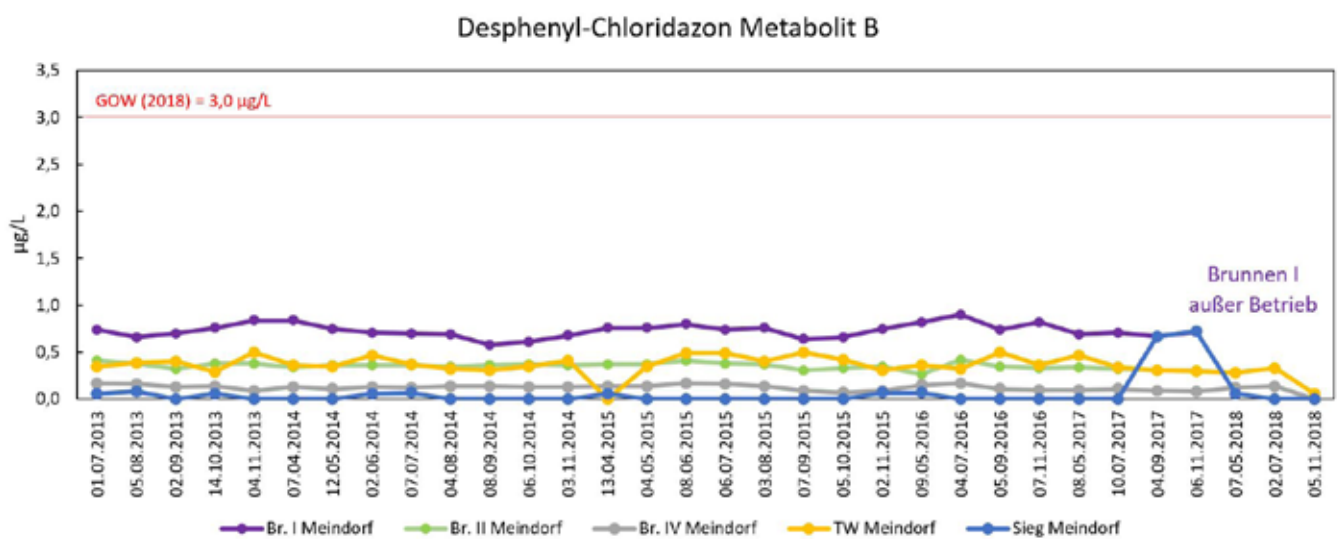
weitere Untersuchungen sinnvoll, um die Belastungssituation und ihre Entwicklung besser einschätzen zu können.

2.2.5 ARZNEIMITTEL UND TIERARZNEIMITTEL

Im gleichen Zeitraum wurden weiterhin orientierende Untersuchungen auf 20 Wirkstoffe aus Arzneimitteln durchgeführt (Grafik 7). In der Sieg wurden 18 dieser Wirkstoffe nachgewiesen. Die Konzentrationen lagen bei sechs Stoffen über dem jeweiligen gesundheitlichen Orientierungswert (GOW) gemäß den Empfehlungen des Umweltbundesamtes für Trinkwasser. In den Grundwassermessstellen wurde keiner dieser Wirkstoffe nachgewiesen. Sowohl im Rohwasser der Förderbrunnen II und IV als auch im Trinkwasser wurden fünf dieser Stoffe in Konzentrationen deutlich unterhalb der GOW beobachtet.



Grafik 5
Desphenyl-Chloridazon Metabolit B in ausgewählten Grundwassermessstellen im Wasserschutzgebiet Untere Sieg.



Grafik 6
Desphenyl-Chloridazon Metabolit B im Wasserschutzgebiet Untere Sieg in 2018.

Metabolit	GOW (µg/l) (gemäß UBA 31.1.12)	Sieg (Meindorf) (µg/l)	GWMST Untere Sieg (µg/l)	Brunnen I Untere Sieg (µg/l)	Brunnen II Untere Sieg (µg/l)	Brunnen IV Untere Sieg (µg/l)	Trinkwas- ser TAM (µg/l)
Häufigkeit der Untersuchung		3	2 an je 2 MST	0	3	3	3
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 357704	3,0	/	/	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfon- säure CGA 351916 (C-Metabolit)	3,0	/	/	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 380208	1,0	/	/	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure NOA 413173	1,0	/	/	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 380168 (S-Metabolit)	3,0	/	/	/	2/0,06	1/0,06	2/0,05-0,06
Metazachlor- Sulfonsäure BH 479-9	1,0	/	/	/	/	/	/
Metazachlor BH 479-12	3,0	/	/	/	/	/	/
Metazachlor BH 479-11	1,0	/	/	/	/	/	/
Metazachlor C-Metabolit	3,0	/	/	/	/	/	/
Metazachlor S-Metabolit	3,0	/	4/0,09-0,98	/	3/0,05-0,07	/	1/0,05
Desphenylchloridazon Met. B	3,0	1/0,06	2/2,37-3,79	/	3/0,07-0,56	2/0,12-0,14	3/0,06-0,33
Methyldeshenyl-chloridazon Met. B 1	3,0	/	4/0,49-3,4	/	3/0,06-0,49	1/0,13	1/0,25
Dimethylsulfamid (DMS)	1,0	/	3/0,09-1,0	/	3/0,06-0,08	/	1/0,05
Dimethachlor CGA 369873	3,0	/	4/0,18-0,37	/	2/0,05-0,06	/	/
Dimethachlor ESA	1,0	/	2/0,05-0,09	/	/	/	/
Dimethachlor OA	1,0	/	/	/	/	/	/
Dimethenamid ESA	1,0	/	2/0,07-0,1	/	/	/	/
Dimethenamid OA	1,0	/	/	/	/	/	/
Flufenacet M 2 (ESA)	1,0	/	/	/	/	/	/
Flufenacet OA	ohne	/	/	/	/	/	/
Quinmerac BH 518-5	3,0	1/0,07	/	/	/	/	/
Chlortalonil Met. M 5	3,0	/	/	/	/	/	/
Chlortalonil Met. M 12	3,0	/	3/0,06-0,09	/	/	/	/
Metalaxyl CGA 108906	1,0	/	/	/	/	/	/
Metalaxyl CGA 62826	1,0	/	/	/	/	/	/
Tritosulfuron 635M01 (BH 635)	1,0	/	/	/	/	/	/
2,6-Dichlorbenzamid	3,0	/	/	/	/	/	/

Tabelle 1
Nicht relevante Metabolite – Mai, Juni, Juli, November 2018

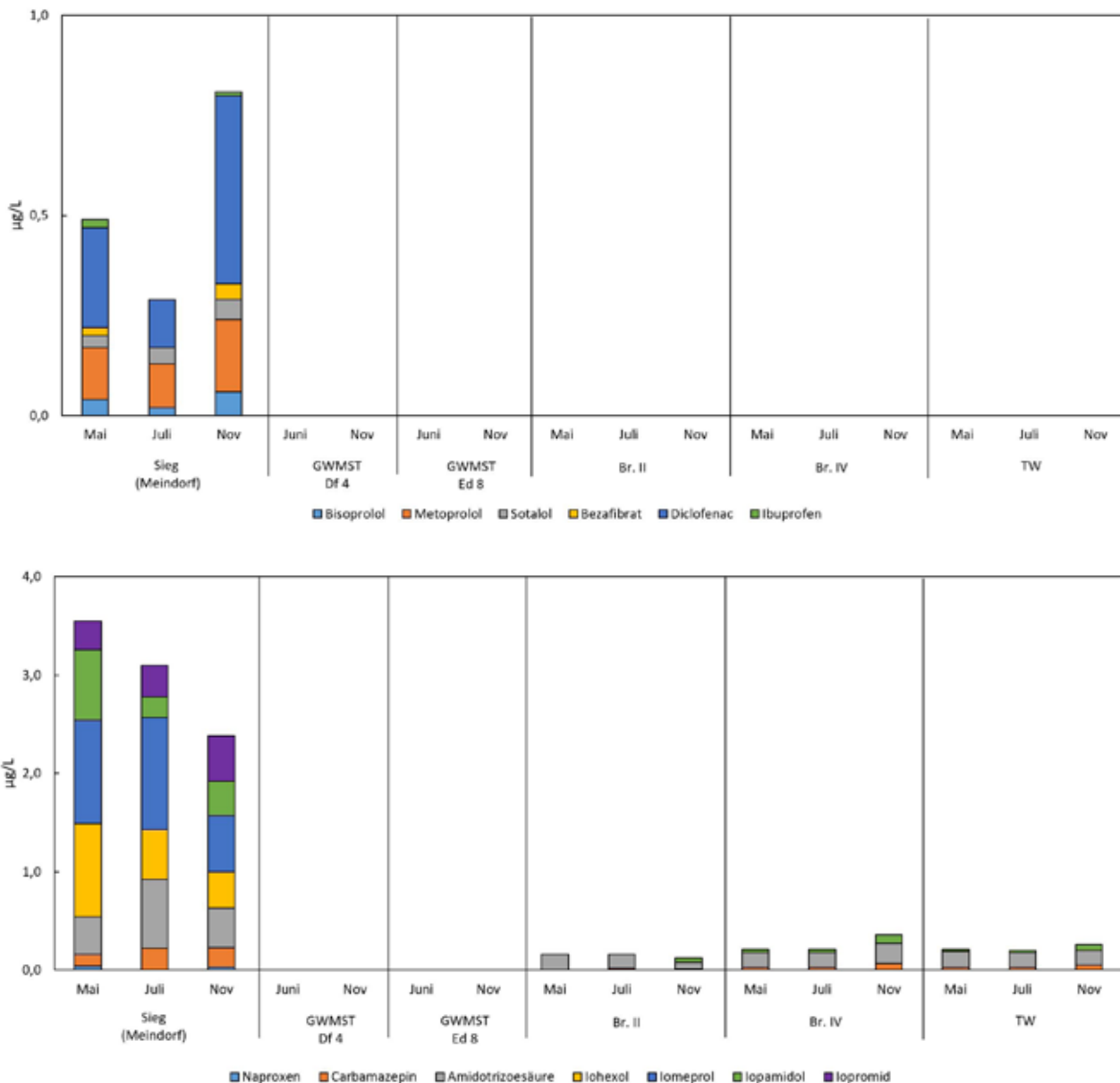
Es wurden ebenfalls Untersuchungen auf 13 Wirkstoffe aus Tierarzneimitteln durchgeführt (Grafik 8). In der Sieg wurden drei dieser Wirkstoffe deutlich unterhalb der gesundheitlichen Orientierungswerte nachgewiesen. In den beiden Grundwassermessstellen wurden sechs dieser Stoffe, ebenfalls deutlich unterhalb des gesundheitlichen Orientierungswertes, festgestellt. Im Rohwasser der Förderbrunnen und im Trinkwasser wurde einer bzw. keiner dieser Wirkstoffe beobachtet.

2.2.6 SPURENSTOFFE

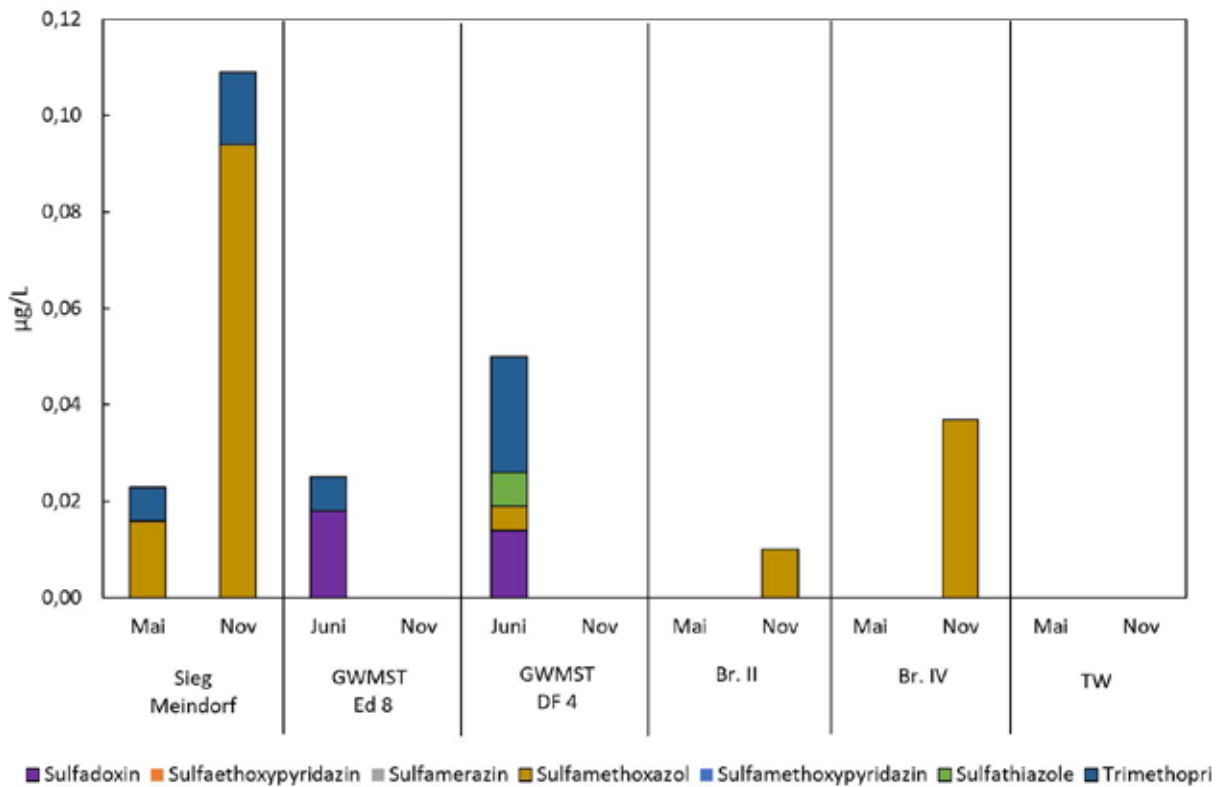
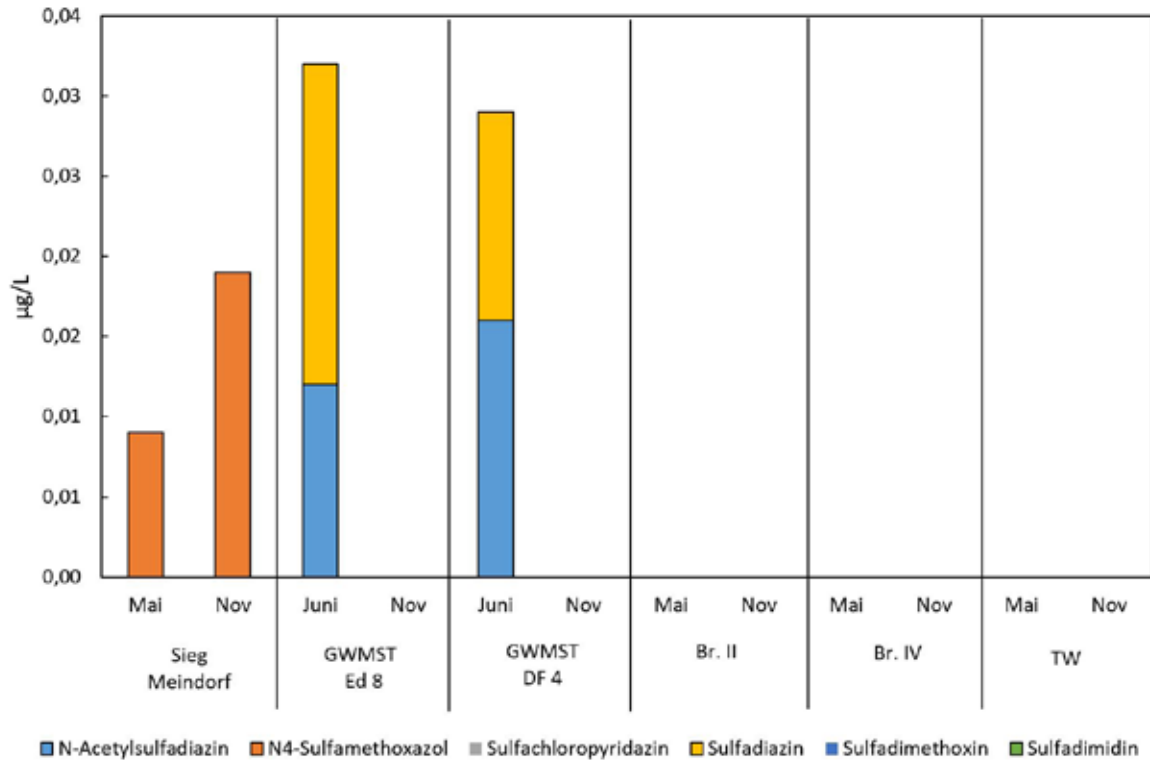
Darüber hinaus wurden auch orientierende Untersuchungen auf 11 weitere organische Spurenstoffe durchgeführt (TFA, Komplexbildner, Triazole, Süßstoffe, Flammenschutzmittel) (Grafik 9 bis 13).

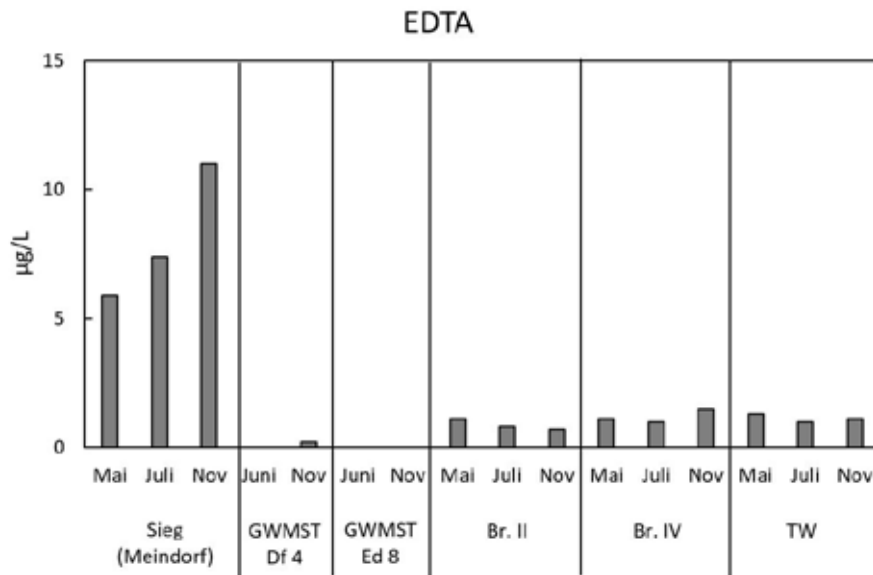
In der Sieg wurden alle 11 Stoffe nachgewiesen. Die Konzentrationen lagen im November mit einer EDTA-Konzentration von 11 mg/l über dem gesundheitlichen Orientierungswerten (GOW) gemäß den Empfehlungen des Umweltbundesamtes (Grafik 9). Bei je zwei Untersuchungen an zwei Grundwassermessstellen wurden fünf Stoffe in Konzentrationen deutlich unterhalb der jeweiligen GOW beobachtet. Im Rohwasser der Brunnen II und IV sowie im Trinkwasser wurden sieben Stoffe nachgewiesen. Die Konzentrationen lagen deutlich unterhalb der jeweiligen GOW. Die Konzentrationsverteilung der analysierten Spurenstoffe zeigt erneut, dass der Eintrag weitgehend über Infiltration aus der Sieg erfolgt und nicht über landseitiges Grundwasser (Grafiken 9 bis 13). Die höheren Konzentrationen von TFA an den Grundwassermessstellen (Grafik 13) deuten dagegen darauf hin, dass TFA auch als Abbauprodukt aus der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (Herbizide) eingetragen werden kann.

*Grafik 7
Arzneimittel im Wasserschutzgebiet
Untere Sieg in 2018. Brunnen I
war in 2018 außer Betrieb.*

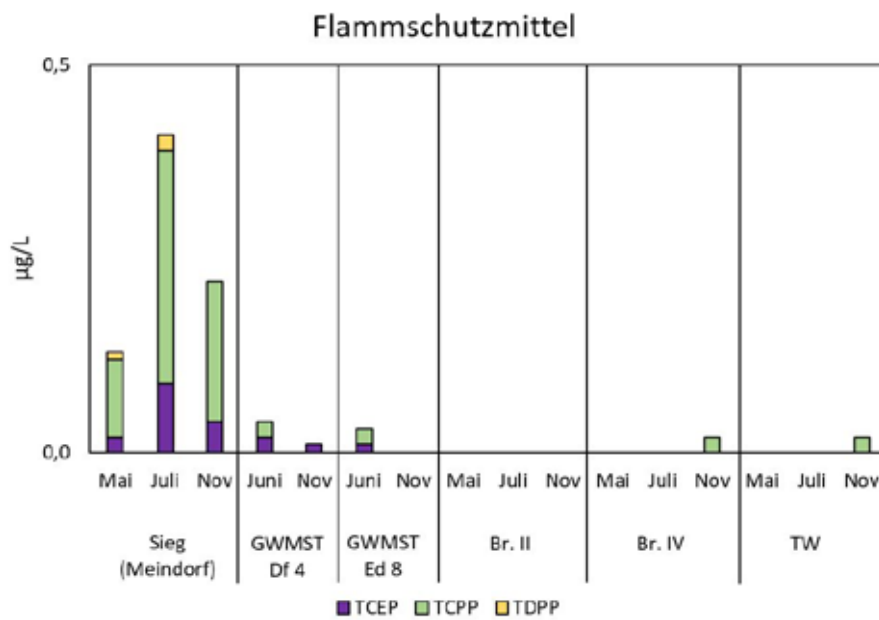


Grafik 8
 Tierarzneimittel im Wasser-
 schutzgebiet Untere Sieg
 in 2018. Brunnen I war in
 2018 außer Betrieb.

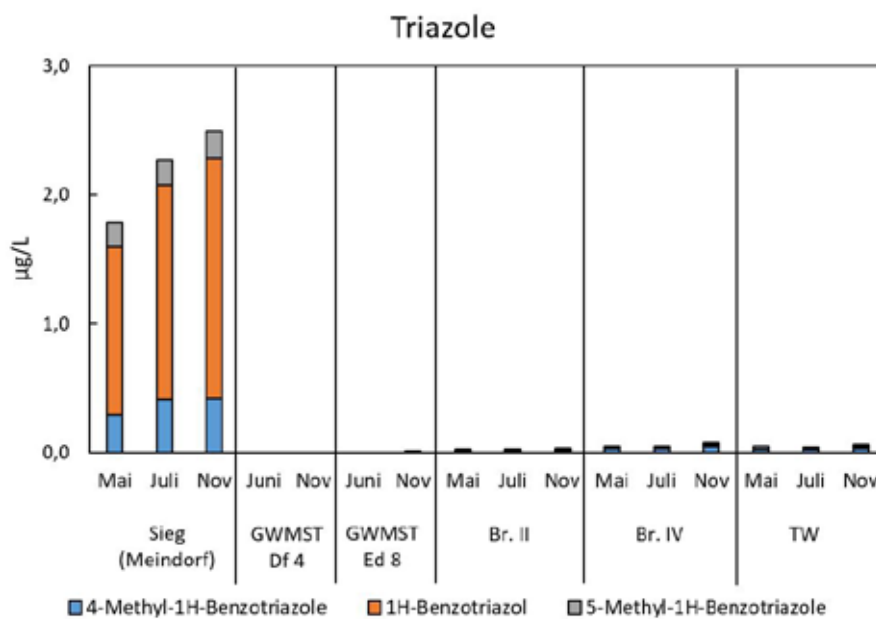




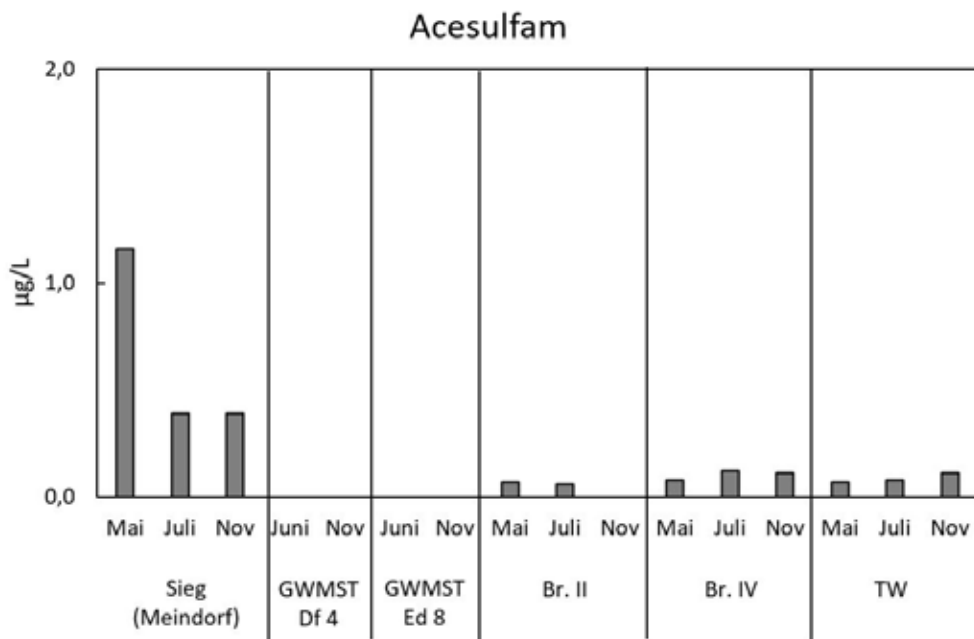
Grafik 9
EDTA (Komplexbildner) im Wasserschutzgebiet Untere Sieg in 2018. Brunnen I war in 2018 außer Betrieb.



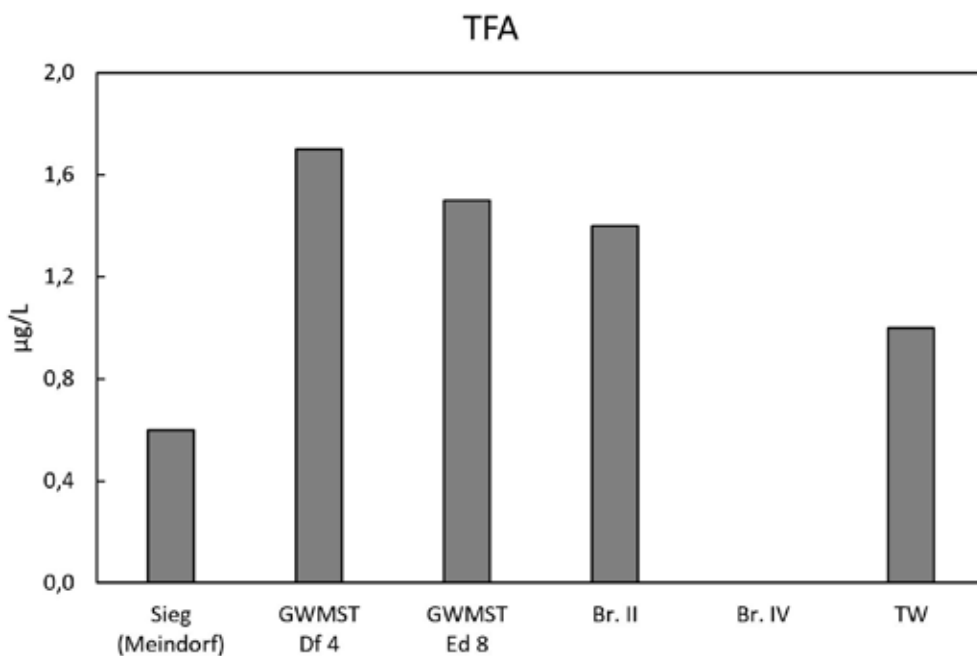
Grafik 10
Flammschutz im Wasserschutzgebiet Untere Sieg in 2018. Brunnen I war in 2018 außer Betrieb.



Grafik 11
Triazole im Wasserschutzgebiet Untere Sieg in 2018. Brunnen I war in 2018 außer Betrieb.



Grafik 12
Acesulfam im Wasserschutzgebiet Untere Sieg in 2018. Brunnen I war in 2018 außer Betrieb.



Grafik 13
TFA (Industriechemikalie) im Wasserschutzgebiet Untere Sieg in 2018. Brunnen I war in 2018 außer Betrieb.

2.3 GRUNDWASSERGEWINNUNG HENNEFER SIEGBOGEN

Die qualitative Untersuchung des Grundwassers im Einzugsgebiet dient den gleichen Zielen wie bei der Grundwassergewinnung Meindorf. Im Einzugsgebiet wurden 2018 folgende chemische Untersuchungen durchgeführt:

Entnahmezyklus	Untersuchungen auf				
	Anorganische Hauptionen, gesamten organischen Kohlenstoff	Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln	Nicht relevante Metabolite	Pharmazeutische Wirkstoffe	Organische Spurenstoffe
Monatlich	9 Messstellen				
Halbjährlich	42 Messstellen				
2-4 x pro Jahr		5 Messstellen	2 Messstellen	2 Messstellen	2 Messstellen

*Tabelle 3
Entnahme und Untersuchung von Grundwasserproben.*

2.3.1 GEWÄSSER- UND ROHWASSERGÜTE

2.3.1.1 MIKROBIOLOGIE BRUNNEN HENNEFER SIEGBOGEN

Jahr 2018	KBE20/36	Colif./E.coli	Clostridien	Enterokokken
Brunnen Hennefer	15	15 (Colilert) 15 (CCA)	15	14
Rohwasser Hennefer (Eingang Wasserwerk)	141	141 (Colilert) 141 (CCA)	---	88

*Tabelle 4
Bakteriologisches Untersuchungsprogramm Grundwasser Hennefer (Anzahl der Untersuchungen)*

Bei den bakteriologischen Untersuchungen der Grundwasserbrunnen Hennefer wurden niedrige Koloniezahlen (0 oder 1 KBE/ml) ermittelt, es gab im Untersuchungszeitraum keine Nachweise von *E. coli* oder coliformen Bakterien. Brunnen 3 war im Berichtsjahr aufgrund von Sanierungsarbeiten bis Ende August 2018 außer Betrieb. In Proben des Rohwassers (Eingang Wasserwerk) wurden an insgesamt 2 Terminen 1/100 ml coliforme Bakterien mit dem Nach-

weisverfahren Colilert nachgewiesen, an 2 Terminen 1/100 ml coliforme Bakterien mit dem Nachweisverfahren Membranfiltration auf CC-Agar.

An einem Termin wurden mit beiden Nachweisverfahren (Colilert und Membranfiltration auf CC-Agar) 1/100 ml coliforme Bakterien ermittelt.

2.3.1.2 NITRAT

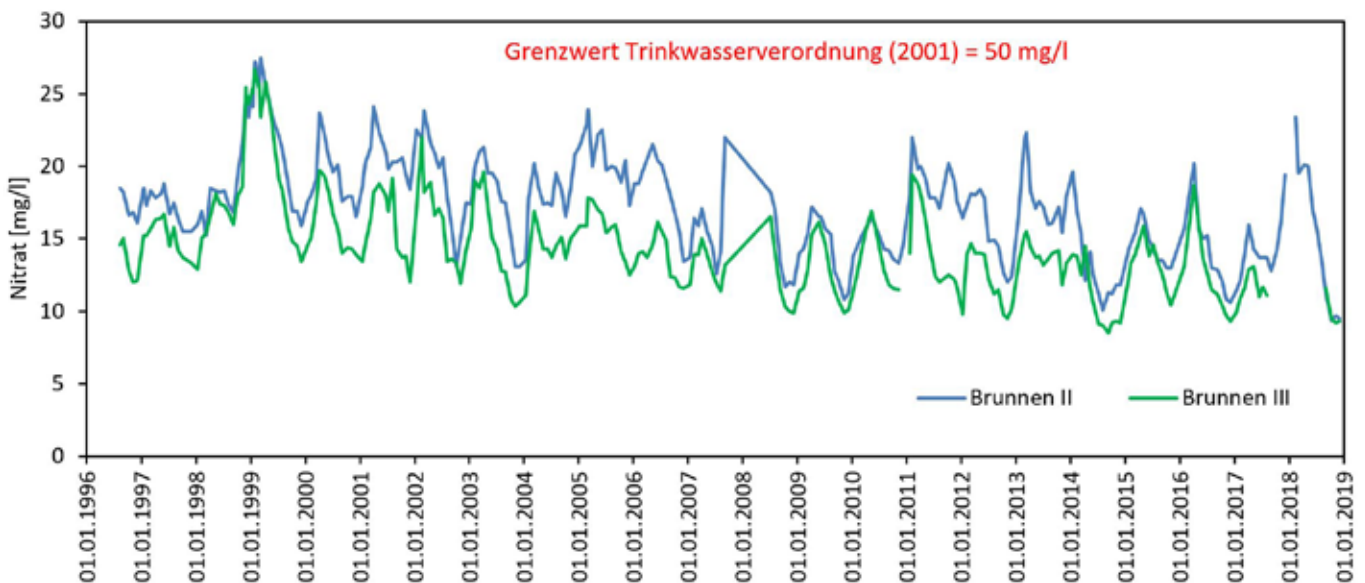
Die Nitratkonzentrationen in den beiden Förderbrunnen zeigen seit den letzten 20 Jahren einen sehr ähnlichen Verlauf und liegen deutlich unterhalb des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung 2001 (Stand 9. Januar 2018) von 50 mg/l (Grafik 1). Die erhöhte Grundwasserneubildung zu Beginn des Jahres führt grundsätzlich in diesem Zeitraum zu einem verstärkten Nitrataustrag aus landwirtschaftlich genutzten Flächen und damit auch zu einem leichten Anstieg der Nitratkonzentration im geförderten Rohwasser.

Von Frühjahr bis Herbst sinken die Konzentrationen dann wieder deutlich ab. Neben dem Einfluss der in diesem Zeitraum geringen oder fehlenden Grundwasserneubildung wird durch die erhöhte Förderung zunächst auch im stärkerem Maße Sieguferfiltrat gefördert, das eine geringere Nitratkonzentration besitzt als das landseitige Grundwasser. Das Konzentrationsniveau bleibt insgesamt sehr niedrig. Langjährig ist eine leicht fallende Tendenz erkennbar.

Seit 2014 werden, mit einzelnen Ausnahmen, Konzentrationen von 20 mg/l unterschritten. Die Nitratgehalte der Sieg sind sehr gering und liegen zumeist deutlich unter 20 mg/l. Der hohe Anteil an

Sieginfiltrat führt im Grundwasser zu einem Verdünnungseffekt, sodass insbesondere im siegnahen Bereich ebenfalls sehr geringe Nitratkonzentrationen im Grundwasser auftreten. Dies wird bei Betrachtung der Messstellen Mb 2, Mb 5, Nc 1 und Nb3 deutlich (Grafiken 1, 2, 4 und 5 im Anhang Seite 86 bis 87). Diese Messstellen zeigen über die gesamte Beobachtungsdauer eine deutlich sinkende Tendenz, die in starkem Maße auf den durch die Gewinnung erhöhten Anteil an Sieguferfiltrat zurückzuführen ist. Bezogen auf die letzten 10-15 Jahre ist eine Stabilisierung mit vereinzelten Konzentrationsspitzen zu beobachten. Lediglich bei einzelnen Grundwassermessstellen, wie z.B. Nc 2, treten zeitweise erhöhte Konzentrationen auf, an der mit Einsetzen der verstärkten Grundwasserförderung der Wasserspiegel soweit abgesunken ist, dass eine Probenahme häufig nicht mehr möglich ist (Grafik 1 im Anhang Seite 86). An einzelnen Messstellen, z.B. Nc 4 und Nc 5 (Grafiken 6 und 7 im Anhang Seite 87 und 88), liegt die Nitratkonzentration weitgehend auf sehr niedrigem Niveau. Am Beispiel der Messstelle Nd8 (Grafik 8 im Anhang Seite 88) zeigt sich, dass auch im Stadtgebiet Hennefer erhöhte Nitratkonzentrationen auftreten können.

*Grafik 1
Entwicklung der
Nitratkonzentration
(Jahresmittelwerte) der
beiden Förderbrunnen
im Grundwasserwerk
Hennefer Siegbogen.*



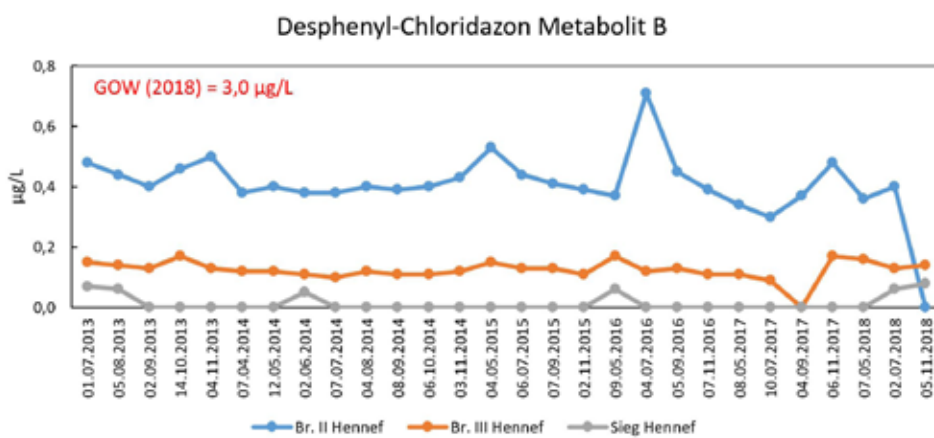
2.3.1.3 WIRKSTOFFE AUS PFLANZENSCHUTZMITTELN

In der Vergangenheit wurden an einzelnen Grundwassermessstellen innerhalb des Einzugsgebietes verschiedene Wirkstoffe aus der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln oder deren Abbauprodukte (Metabolite) nachgewiesen. Es handelte sich vor allem um die Stoffe Atrazin, Desthylatrazin, Simazin, Terbutylazin, Propazin und Sebutylazin. Von 1999-2010 wurden keine positiven Befunde beobachtet. 2011 wurden an einzelnen Grundwassermessstellen Atrazin, Desethylatrazin, Simazin und Diuron nachgewiesen. 2012 und 2013 sind hier keine positiven Befunde aufgetreten. 2014 wurden an 2 Grundwassermessstellen Terbutryn, Glyphosat und AMPA erneut nachgewiesen. Die Konzentrationen lagen meist über dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung 2001 (Stand 9. Januar 2018) von 0,1 µg/l je Einzelwirkstoff. 2015, 2016 und 2017 sind an den Grundwassermessstellen keine positiven Nachweise aufgetreten (1 Ausnahme). An einer Messstelle wurde einmalig Bentazon deutlich unterhalb des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung beobachtet. 2018 wurde kein Wirkstoff aus Pflanzenschutzmitteln an den Grundwassermessstellen nachgewiesen. Bei Untersuchungen in der Sieg wurden 2018 sechs Wirkstoffe und Metabolite nachgewiesen. Desphenyl-Chloridazon Metabolit B zeigt wurde jedoch in sehr geringen Konzentrationen nachgewiesen (Grafik 2 und 3). 2017 wurden noch 15 Stoffe nachgewiesen. Damit hat sich die Anzahl

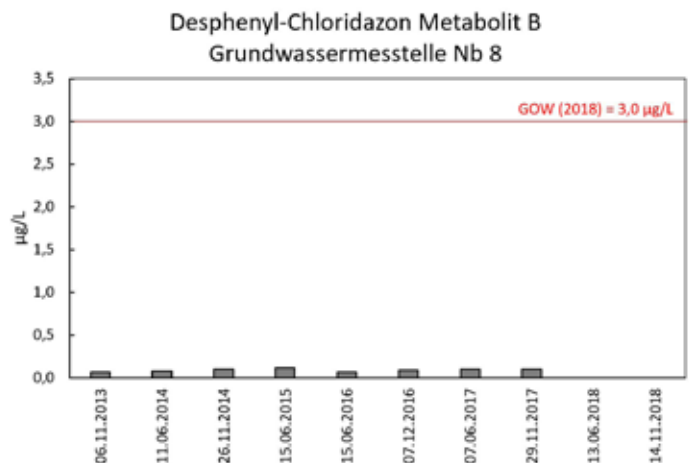
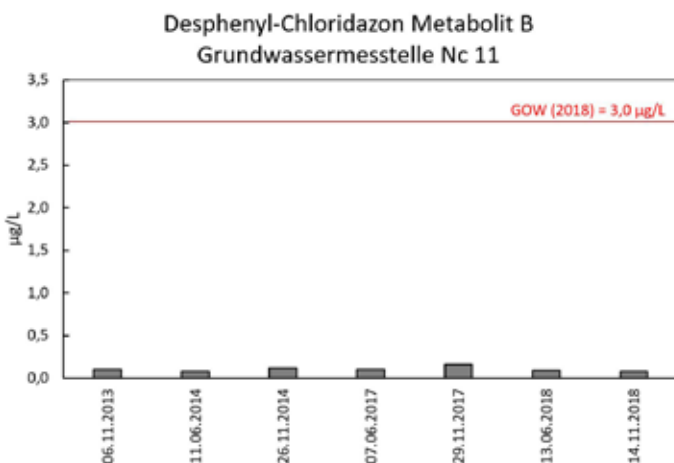
der nachweisbaren Wirkstoffe im Vergleich zum Vorjahr mehr als halbiert. Die Konzentrationen lagen deutlich unter dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung 2001 (Stand 9. Januar 2018) von 0,1 µg/l je Einzelwirkstoff. Im Rohwasser der beiden Förderbrunnen wurden keine Wirkstoffe oder relevanten Metabolite nachgewiesen.

Im Mai, Juli und November wurden Untersuchungen auf nicht relevante Metabolite (nrM) durchgeführt. Nicht relevante Metaboliten sind Abbauprodukte von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen, die weder eine definierte pestizide Restaktivität, noch ein pflanzenschutzrechtlich relevantes humantoxisches oder ökotoxisches Potenzial besitzen. Die Bewertung ihrer Anwesenheit im Trinkwasser folgt deshalb dem Vorsorge-Konzept der gesundheitlichen Orientierungswerte (GOW) für „nicht bewertbare“ Stoffe des Umweltbundesamtes (UBA). In der Tabelle 1 Seite 59 sind die Untersuchungsstellen, die jeweilige Häufigkeit der Untersuchungen und die zusammengefassten Ergebnisse dargestellt. Von 27 untersuchten nrM wurden nur fünf nachgewiesen. Im Vergleich zum Vorjahr ist somit die Anzahl der nachweisbaren nrM leicht gestiegen. Die beobachteten Konzentrationen liegen jeweils sehr deutlich unter den gesundheitlichen Orientierungswerten. Eine Gefahr für die Trinkwasserversorgung ist daher derzeit nicht erkennbar.

Die Beobachtungen zeigen aber deutlich, dass Einträge in das Grundwasser aus der Anwendung von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen erfolgen. Es ist auch erkennbar, dass die Einträge im Wesentlichen



Grafik 2
Desphenyl-Chloridazon Metabolit B im Wasserschutzgebiet Hennefer Siegbogen.



Grafik 3
Desphenyl-Chloridazon Metabolit B in ausgewählten Grundwassermessstellen im Wasserschutzgebiet Hennefer Siegbogen.

über die Grundwasserneubildung aus der Flächennutzung erfolgen. Die nachgewiesenen Metabolite sind Abbauprodukte aus Wirkstoffen, die bei Zuckerrüben (Chloridazon, Quinmerac), Winterraps (Dimethachlor) und Getreide (Chlortalonil) angewendet werden. Neben den bereits laufenden Maßnahmen zur Reduzierung der Einträge und Gesprächen mit den Landwirten sind weitere Untersuchungen sinnvoll, um die Belastungssituation und ihre Entwicklung besser einschätzen zu können.

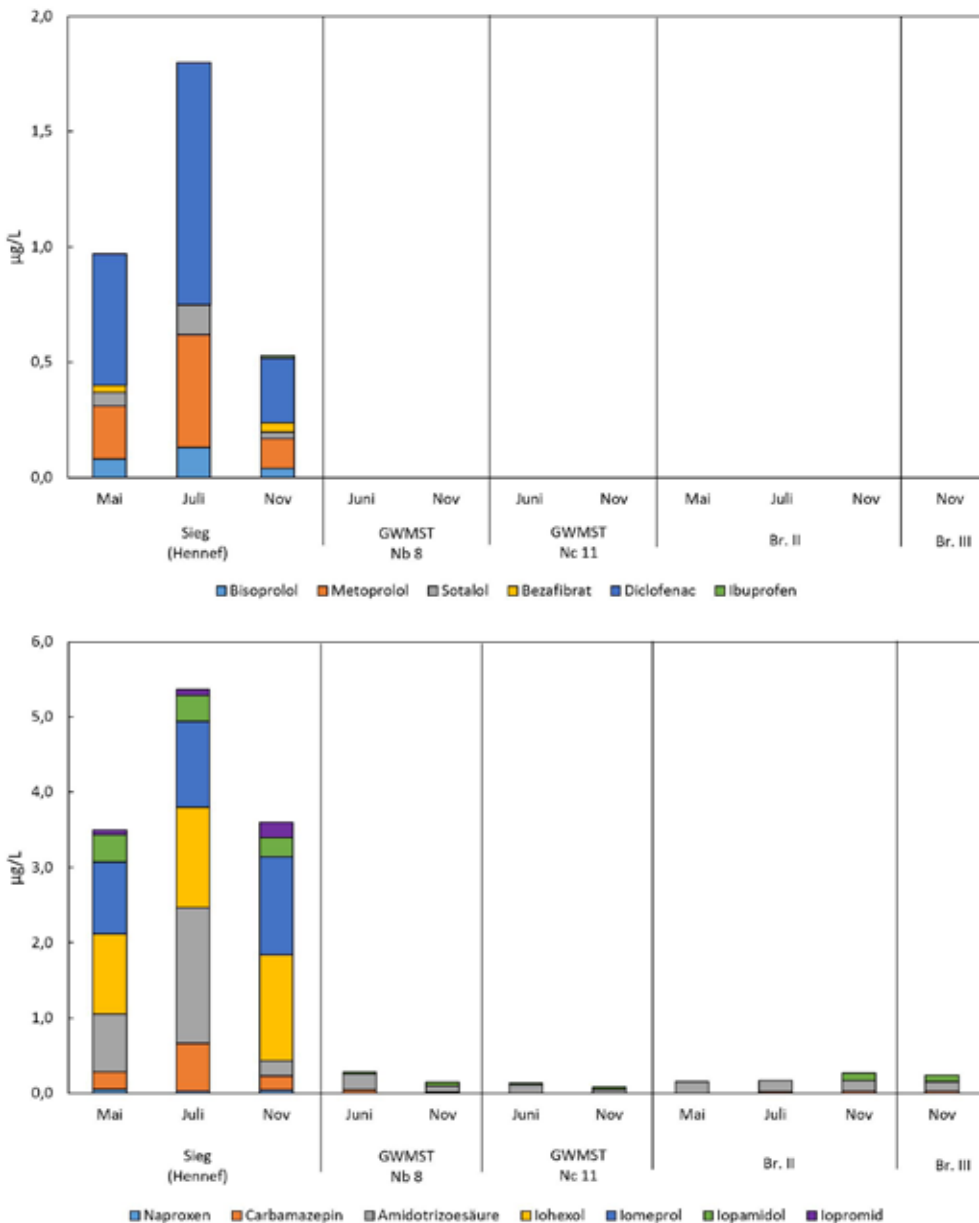
2.3.1.4 ARZNEIMITTEL UND TIERARZNEIMITTEL

Im gleichen Zeitraum wurden auch orientierende Untersuchungen auf 20 Wirkstoffe aus Arzneimitteln durchgeführt. In der Sieg wurden 18 dieser Stoffe beobachtet. Die Konzentrationen lagen bei 9 Stoffen über dem gesundheitlichen Orientierungswert (GOW) gemäß den Empfehlungen des Umweltbundesamtes für Trinkwasser. Deutlich geringere Konzentrationen wurden in je zwei Untersuchungen an zwei Grundwassermessstellen festgestellt. Insgesamt wurden lediglich

drei Stoffe mit Konzentrationen unterhalb des jeweiligen GOW nachgewiesen. Im Rohwasser der Brunnen II und III sowie im Trinkwasser wurden jeweils fünf dieser Stoffe nachgewiesen. Die Konzentrationen lagen auch hier jeweils sehr deutlich unterhalb des jeweiligen GOW (Grafik 4). Es wurden ebenfalls Untersuchungen auf 13 Wirkstoffe aus Tierarzneimitteln durchgeführt. In der Sieg wurden drei dieser Wirkstoffe nachgewiesen. Sechs Wirkstoffe wurden in den Grundwassermessstellen beobachtet. Im Rohwasser der beiden Förderbrunnen sowie im Trinkwasser wurde lediglich im November einer dieser Stoffe mit einer Konzentration deutlich unterhalb des GOW gemessen.

2.3.1.5 SPURENSTOFFE

Es wurden auch orientierende Untersuchungen auf 11 weitere organische Spurenstoffe durchgeführt (TFA, Komplexbildner, Triazole, Süßstoffe, Flammschutzmittel) (Grafiken 5 bis 9). In der Sieg wurden alle 11 Stoffe nachgewiesen, wobei der jeweilige gesundheitliche Orientierungswert (GOW) gemäß den Empfehlungen des Umwelt-

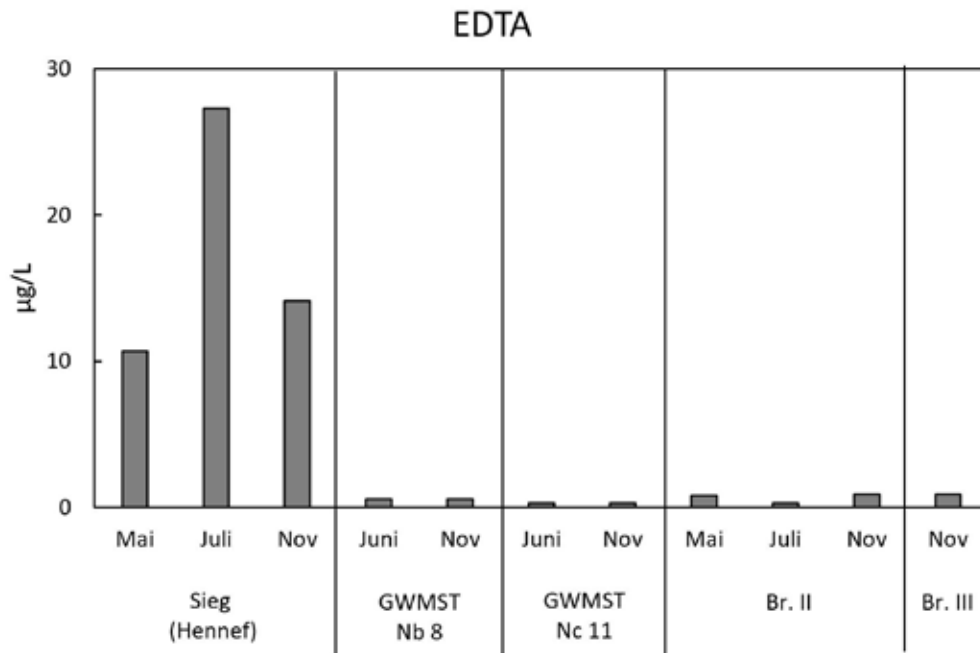


Grafik 4
Arzneimittel im Wasserschutzgebiet
Hennefer Siegbogen in 2018.

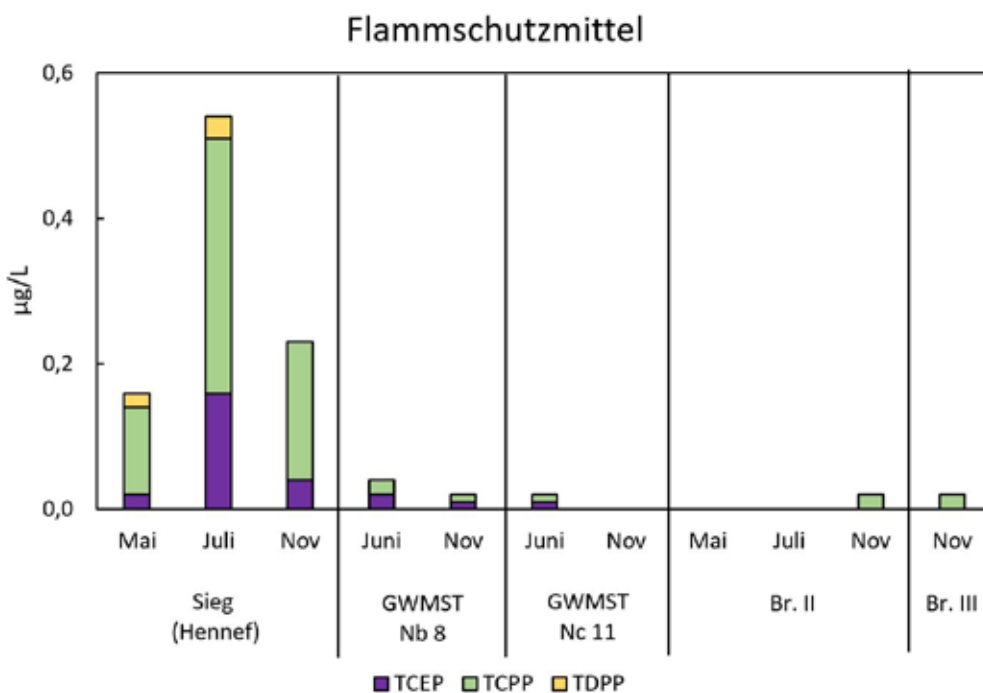
bundesamtes für drei Stoffe überschritten wurde. Dabei überschritt die Konzentration des Komplexbildners EDTA zu allen Zeitpunkten den GOW von 10 µg/l (Grafik 5). In der Messkampagne im Juli wurde ebenfalls der GOW für eines der Flammschutzmittel als auch für die Industriechemikalien überschritten (Grafiken 5 bis 9).

Bei je zwei Untersuchungen an zwei Grundwassermessstellen wurden sechs dieser Stoffe in Konzentrationen deutlich unterhalb der

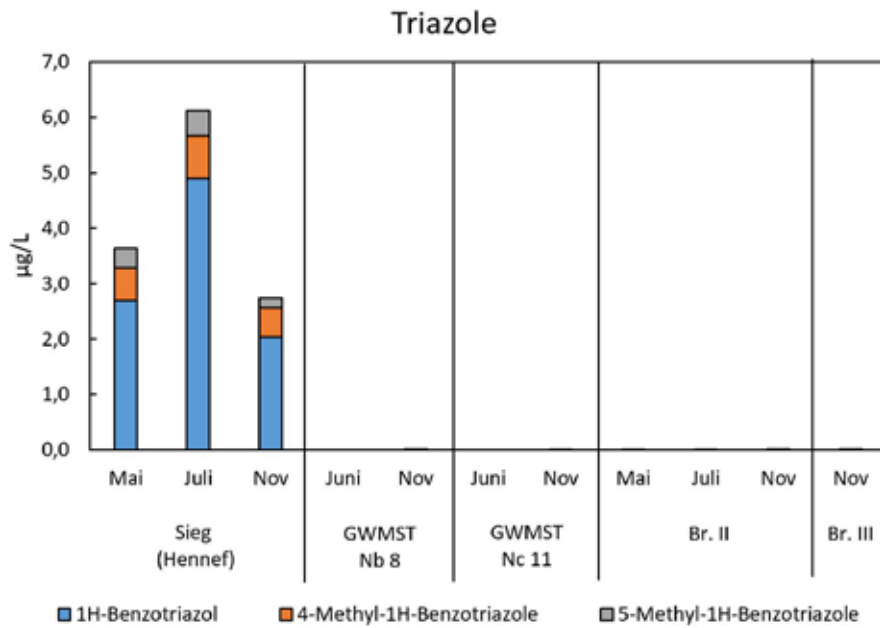
jeweiligen GOW beobachtet. Im Rohwasser des Brunnens II wurden drei und in Brunnen III fünf Stoffe nachgewiesen. Die Konzentrationen lagen in allen Fällen deutlich unterhalb der jeweiligen GOW. Der Eintrag dieser Spurenstoffe in das Grundwasser erfolgt vor allem durch die Infiltration aus der Sieg. Die höheren Konzentrationen von TFA an den Grundwassermessstellen (Grafik 9) deuten allerdings darauf hin, dass TFA auch als Abbauprodukt aus der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (Herbizide) eingetragen werden kann.



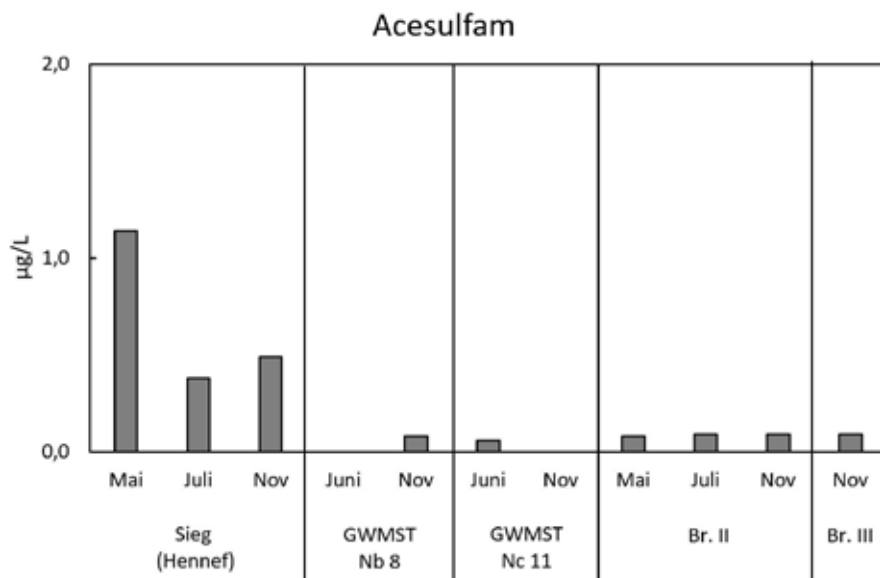
Grafik 5
EDTA (Komplexbildner) im
Wasserschutzgebiet Hennefer
Siegbogen in 2018.



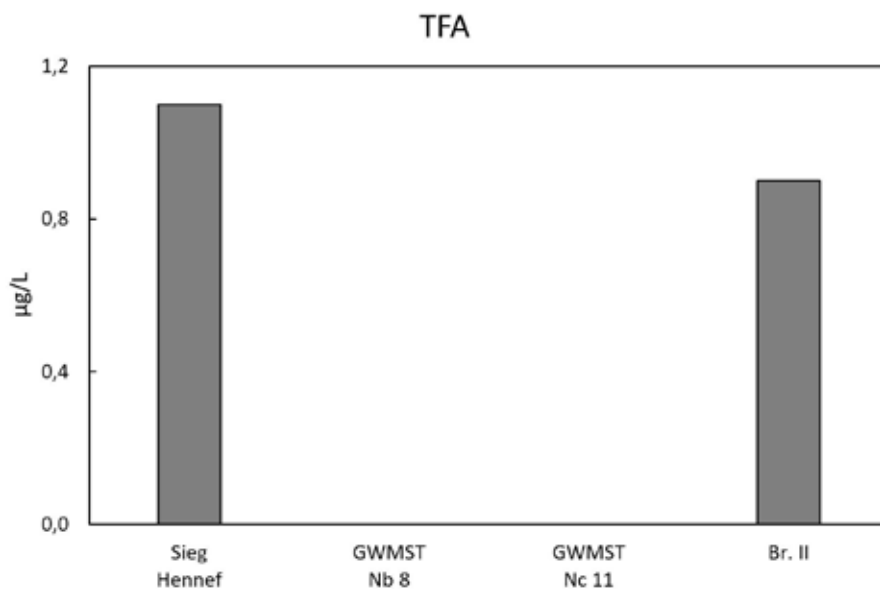
Grafik 6
Flammschutzmittel im Wasser-
schutzgebiet Hennefer Siegbogen
in 2018.



*Grafik 7
Triazole im Wasserschutzgebiet
Hennefer Siegbogen in 2018.*



*Grafik 8
Acesulfam im Wasserschutzgebiet
Hennefer Siegbogen in 2018.*



*Grafik 9
TFA (Industriechemikalie)
im Wasserschutzgebiet Hennefer Siegbogen in 2018.*

Metabolit	GOW (µg/l) (gemäß UBA 31.1.12)	Sieg (Hennef) (µg/l)	GWMST Hennefer Siegbogen (µg/l)	Brunnen II Hennefer Siegbogen (µg/l)	Brunnen III Hennefer Siegbogen (µg/l)
Häufigkeit der Untersuchung		3	2 an je 2 MST	3	1
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 357704	3,0	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 351916 (C-Metabolit)	3,0	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 380208	1,0	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure NOA 413173	1,0	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 380168 (S-Metabolit)	3,0	/	/	/	/
Metazachlor- Sulfonsäure BH 479-9	1,0	/	/	/	/
Metazachlor BH 479-12	3,0	/	/	/	/
Metazachlor BH 479-11	1,0	/	/	/	/
Metazachlor C-Metabolit	3,0	/	/	/	/
Metazachlor S-Metabolit	3,0	/	/	/	/
Desphenylchloridazon Met. B	3,0	/	1/0,08	2/0,36-0,40	/
Methyldeshenyl- chloridazon Met. B 1	3,0	/	2/0,06-0,11	3/0,09-0,29	1/0,12
Dimethylsulfamid (DMS)	1,0	/	1/0,11	1/0,1	/
Dimethachlor CGA 369873	3,0	/	/	/	/
Dimethachlor ESA	1,0	/	/	/	/
Dimethachlor OA	1,0	/	/	/	/
Dimethenamid ESA	1,0	/	/	/	/
Dimethenamid OA	1,0	/	/	/	/
Flufenacet M 2 (ESA)	1,0	/	/	/	/
Flufenacet OA	ohne	/	/	/	/
Quinmerac BH 518-5	3,0	1/0,07	/	/	/
Chlotalonil Met. M 5	3,0	/	/	/	/
Chlortalonil Met. M 12	3,0	/	/	1/0,14	/
Metalaxyl CGA 108906	1,0	/	/	/	/
Metalaxyl CGA 62826	1,0	/	/	/	/
Tritosulfuron 635M01 (BH 635)	1,0	/	/	/	/
2,6-Dichlorbenzamid	3,0	/	/	/	/

3 WASSERWIRTSCHAFTLICHE SITUATION

3.1 NIEDERSCHLAG IM EINZUGSGEBIET

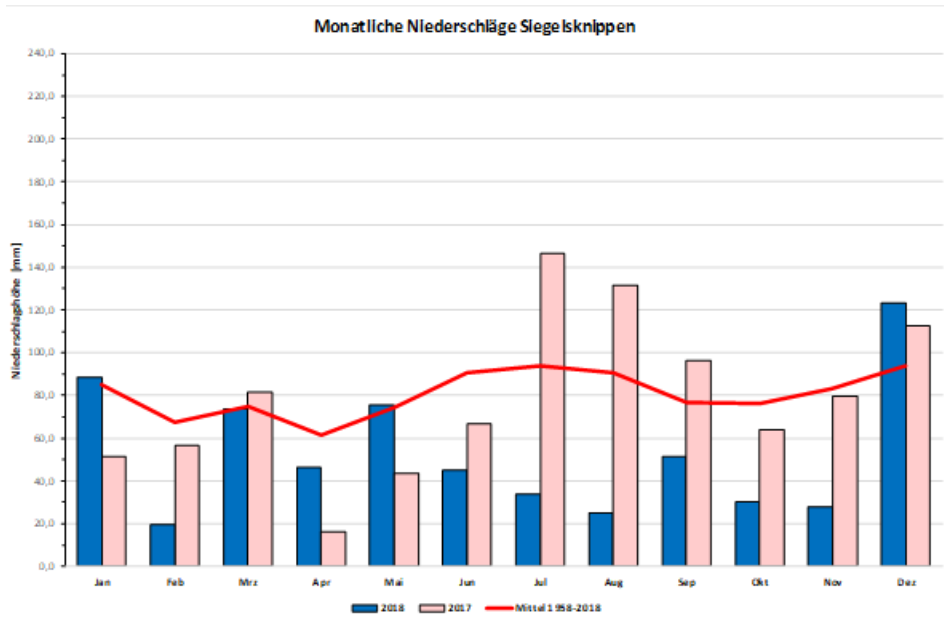
In der unten dargestellten Tabelle sind die Niederschläge der Wasserwirtschaftsjahre 2016 bis 2018 an drei Messstation des Wahnachtalsperrenverbandes im Bereich des Talsperreneinzugsgebietes aufgeführt. Es ist gut zu erkennen, wie die Niederschlagsmengen von West nach Ost zunehmen je weiter man von der Rheinebene ins Oberbergische Land gelangt.

Des Weiteren erkennt man gut die deutlich niedrigeren Werte des Jahres 2018, das nach den Auswertungen des Deutschen Wetterdienstes mit einer Mitteltemperatur von 10,5°C das wärmste Jahr seit dem Beginn regelmäßiger Aufzeichnungen im Jahr 1881 war. Einher ging dies mit einer außergewöhnlich lang anhaltenden Trockenheit von Februar bis November.

	TA Siegelsknippen			PEA Neunkirchen			HB Nackhausen		
	WWJ 2018	WWJ 2017	WWJ 2016	WWJ 2018	WWJ 2017	WWJ 2016	WWJ 2018	WWJ 2017	WWJ 2016
Monat	mm	mm	mm	mm	mm	mm	mm	mm	mm
November	80	80	108	103	88	126	141	123	195
Dezember	112	25	69	127	28	75	150	42	110
Januar	89	51	73	110	65	101	151	94	175
Februar	19	57	81	30	77	100	36	135	162
März	74	81	67	78	86	66	99	143	71
April	46	16	48	45	17	52	63	28	85
Mai	76	44	45	73	50	41	74	74	46
Juni	45	67	166	60	68	180	64	91	207
Juli	34	146	63	29	114	51	35	173	56
August	25	132	71	27	149	68	60	190	95
September	52	96	17	41	114	20	52	159	53
Oktober	30	64	51	34	73	48	52	99	72
Winterhalbjahr	420	311	445	493	360	519	641	564	798
Sommerhalbjahr	261	548	413	264	568	409	339	787	529
Summe	681	859	858	757	928	928	980	1351	1327

Die nachfolgende Grafik zeigt die monatlichen Niederschläge am Standort Siegelsknippen der Jahre 2017 und 2018 im Vergleich mit

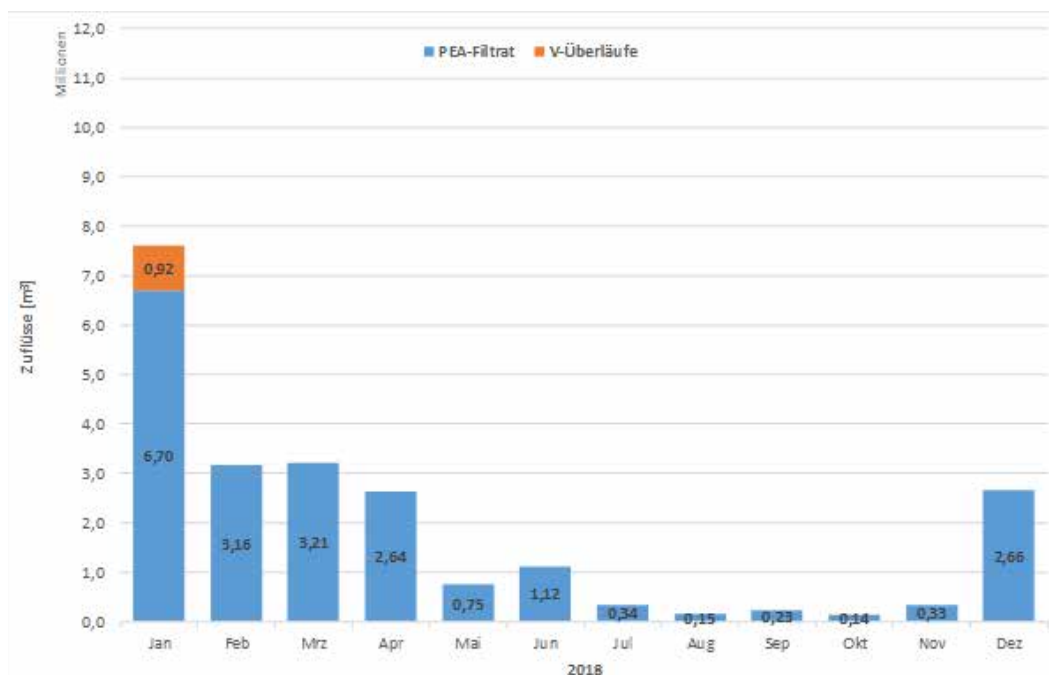
dem langjährigen Mittel. Sehr deutlich zeigt sich auch hier wieder der sehr trockene Sommer 2018.



3.1.1 ZUFLUSS ZUM STAUSEE

Der Zufluss in die Hauptsperre erfolgt im Wesentlichen durch Zuflüsse von Wahn- und Wendbach. In der Phosphoreliminierungsanlage (PEA) wird diese Wasser aus der Vorsperre entnommen, aufbereitet und in die Hauptsperre eingeleitet. Bei starken Zuläufen, die die Aufbereitungskapazität der PEA überschreiten, kann es zu

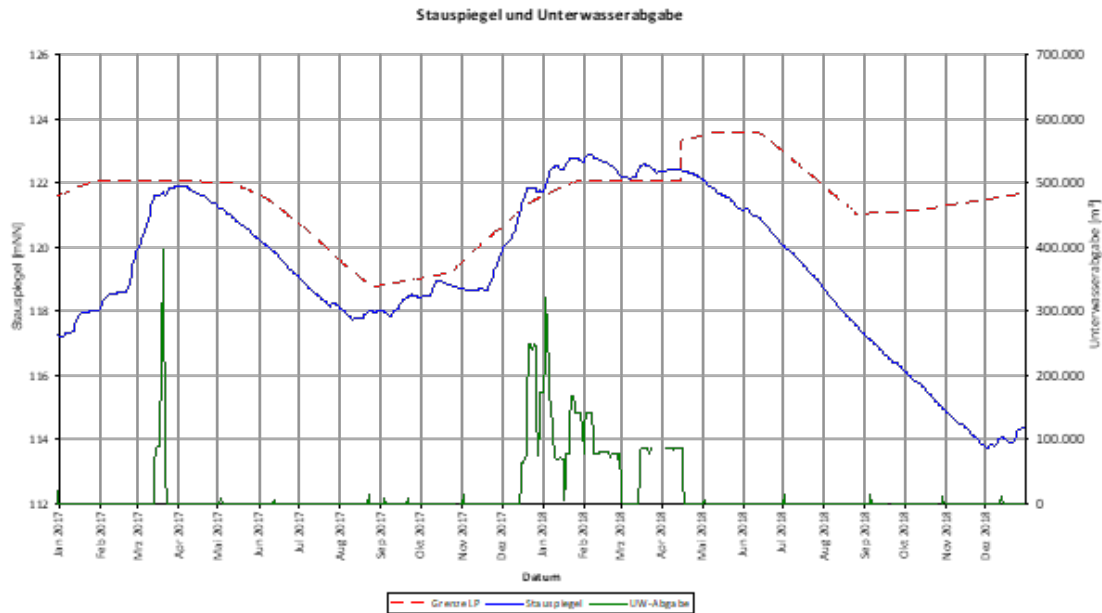
direkten Überläufen in die Hauptsperre kommen. Das nachfolgende Diagramm zeigt die Monatssummen von PEA-Filtrat und Vorsperren-Überläufen aus dem Jahr 2018. Im Januar 2018 gab es das einzige Überlaufereignis des Jahres, bei dem etwa 920.000 m³ Wasser von der Vorsperre in die Hauptsperre eingeleitet wurden.



3.1.2 TALSPERRENINHALT

Die untenstehende Grafik zeigt den Verlauf des Staupegels der Wahnbachtalsperre der Jahre 2017 und 2018. In grün dargestellt sind die Unterwasserabgaben. Die rot gestrichelte Linie markiert die Untergrenze bei deren Überschreitung der Betriebsplan der Wahnbachtalsperre aus Gründen der Hochwassersicherheit eine

Unterwasserabgabe vorschreibt. Der Sprung dieser Linie im April 2018 resultiert aus einer Anpassung des Betriebsplans. Diese Anpassung erfolgte, um eine zu frühe und hohe Abgabe zu vermeiden und mehr Reserven für die Trinkwasserversorgung in den trockener werdenden Sommern bereitzustellen.



3.1.3 BETRIEBSREGELN

Die Anpassung der Betriebsregeln ist eine erste Maßnahme, die als Reaktion auf den Klimawandel angegangen wurde und nun umgesetzt ist. Sie steht im Zusammenhang mit den seit einigen Jahren feststellbaren Veränderungen von Niederschlags-Abfluss-Beziehungen. Die neuen Betriebsregeln berücksichtigen, dass die Füllung der Talsperren im Westen Deutschlands zu einem immer späteren Zeitpunkt im Winterhalbjahr erfolgt. Die Umsetzung der neuen Betriebsregeln wurde im Jahr 2018 durch die verantwortliche Aufsichtsbehörde genehmigt.

Mit der Umsetzung der neuen Betriebsregeln konnte in der Talsperre ein sehr guter Füllstand vor Beginn des Sommerhalbjahres, in dem in der Regel aus der Talsperre gezehrt wird, erreicht werden. Dadurch war eine ausreichende Menge an Wasser vorhanden, sodass die Trinkwasserversorgung trotz der ungewöhnlichen Trocken- und Hitzeperiode im Sommer jederzeit sichergestellt werden konnte.

Wie stark die Zehrung während der Sommermonate und sogar bis in den Dezember hinein war, kann nachfolgendem Bild entnommen werden. In diesem sind neben der Kurve für das Jahr 2018 (rot) auch die Verläufe des jeweiligen Füllstandes der Talsperre in den davorliegenden vier Jahre sowie für das begonnene Jahr 2019 dargestellt. Dabei ist deutlich zu erkennen, dass sich die Talsperre in der Regel im Winter füllt und im Sommer aus ihr gezehrt wird. Eine Ausnahme davon stellte das Jahr 2014 dar.

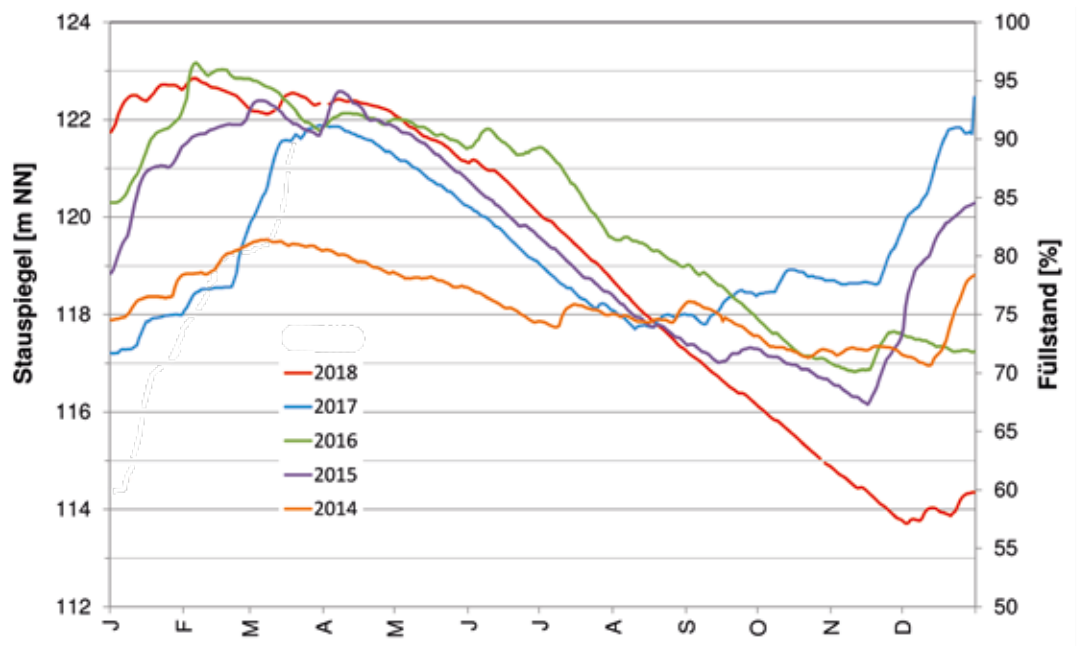
Aus der Darstellung der Verläufe des Füllstandes der Talsperre der letzten fünf Jahre geht allerdings auch deutlich hervor, dass die besondere Situation, die aus der Trocken- und Hitzeperiode des Sommers 2018 resultierte, nicht am Ende des Sommers vorbei war. Die Auswirkungen stellten bis in das Frühjahr 2019 eine besondere Herausforderung für das Talsperrenmanagement dar. Da sich die Trockenheit im Jahr 2018 bis in den Dezember erstreckte und nennenswerte sowie abflussbildende Niederschläge erst im Januar 2019 eingesetzt haben, war der Füllstand der Talsperre lange Zeit noch sehr niedrig.

Erst durch die sehr ergiebigen Niederschläge Mitte März 2019 hat sich die Situation entspannt. Ohne diese Niederschläge hätte eine ähnlich lange Trocken- und Hitzeperiode in diesem Jahr deutlich größere Anstrengungen zur Sicherstellung der Wasserversorgung erforderlich gemacht. Um für einen solchen Fall gut vorbereitet zu sein, wurden frühzeitig entsprechende Maßnahmen ergriffen. Dazu gehörte unter anderem, dass über einen längeren Zeitraum verstärkt Grundwasser für die Trinkwasserproduktion verwendet wurde und das Talsperrenwasser so „geschont“ blieb.

Ob derartige Maßnahmen im Falle eines tatsächlich eintretenden Doppeltrockenjahrs ausreichen, um Einschränkungen bei der Wassernutzung bzw. -verwendung (zum Beispiel Nutzung von Trinkwasser für die Garten- und Feldbewässerung) vollständig zu vermeiden, kann jedoch nicht garantiert werden.

Grafik

Verlauf des Füllstandes der Talsperre im Jahr 2018 (rote Linie) im Vergleich zu den Kurven der davorliegenden vier Jahre. Stand 31.12.2018



3.2 TRINKWASSERPRODUKTION

3.2.1 RESSOURCENNUTZUNG

Für die Trinkwasserproduktion werden drei Ressourcen genutzt: Oberflächenwasser aus der Wahnbachtalsperre, Grundwasser aus zwei Brunnen im Hennefer Siegbogen und Grundwasser aus drei Brunnen in Sankt Augustin – Meindorf. Die jeweiligen Anteile der Rohwasserressourcen an der Gesamtmenge des produzierten Trinkwassers sowie dem dazugehörigen wasserrechtlichen Nutzungsgrad (Bezug zur wasserrechtlich zugelassenen Entnahmemenge) sind für die vergangenen drei Kalenderjahre in der Tabelle unten zusammengefasst.

Der Anteil des Talsperrenwassers an der Jahresproduktion entsprach im Jahr 2018 mit 60,2 Prozent nahezu dem Wert des Vorjahres, lag aber unter dem des Jahres 2016. In Bezug auf die Nutzung des Grundwassers aus Hennef ergaben sich höhere Anteile. Im Jahr 2018 wurde mehr aus den Brunnen in Hennef gefordert als

in den Jahren 2017 und 2016, was sich in dem höheren Anteil an der Trinkwasserproduktion und der deutlich höheren Ausnutzung des Wasserrechts widerspiegelt. Der Anteil des Grundwassers aus Meindorf an der Trinkwasserproduktion lag im Jahr 2018 über den Werten aus 2017 und 2016. Das Wasserrecht wurde im Jahr 2018 zu 66,6 Prozent ausgenutzt. Mit einem Nutzungsgrad von 98 Prozent für das Oberflächenwasser aus der Talsperre wurde das Wasserrecht sehr gut ausgeschöpft.

Folglich konnten die Grundwasserressourcen geschont werden. Auf diese Weise konnte Energie für die Wasserförderung gespart werden, da bei der Förderung des Talsperrenwassers die geringste Hebearbeit mittels Pumpen zu leisten ist.

Zeitraum	2016		2017		2018	
	Anteil Produktion	Nutzung Wasserrecht	Anteil Produktion	Nutzung Wasserrecht	Anteil Produktion	Nutzung Wasserrecht
Wahnbachtalsperre	61 %	94 %	60 %	94 %	60,2 %	98,0 %
Grundwasser Hennef	11 %	67 %	14 %	86 %	14,2 %	92,8 %
Grundwasser Meindorf	28 %	60 %	26 %	57 %	29,2 %	66,6 %

3.2.2 TRINKWASSERABGABEMENGEN UND BEDARFSSPITZEN



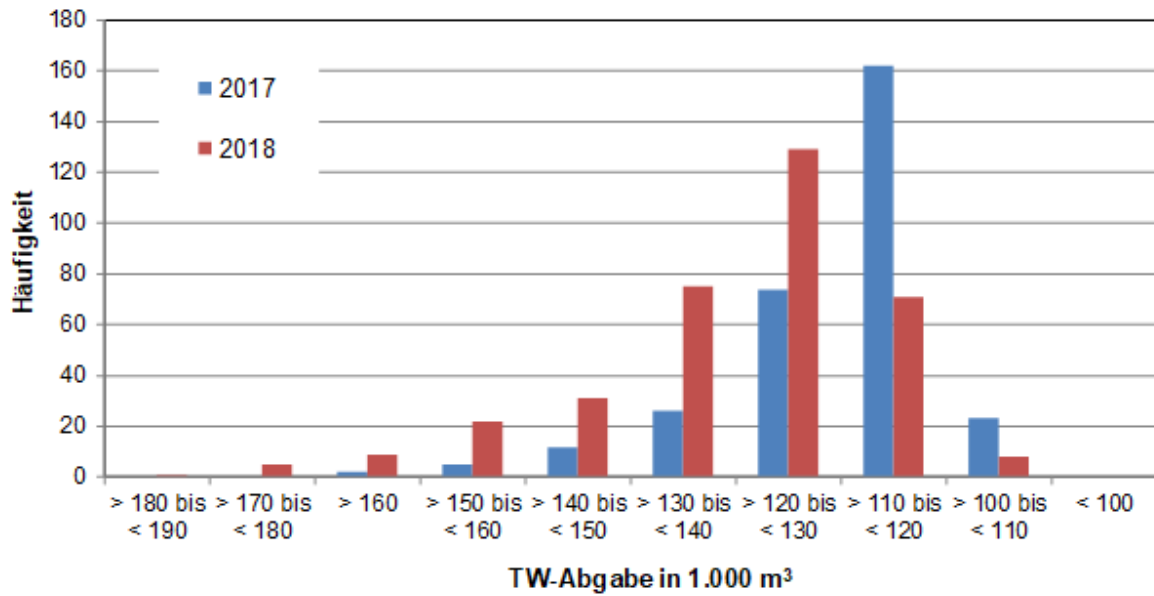
Abnehmer im Rhein-Sieg-Kreis	2018	2017
Gemeinde Alter	699.912	672.290
Gemeinde Eitorf	903.930	834.091
Gemeinde Much	955	659
Gemeinde Neunkirchen-Seelscheid	942.139	922.995
Gemeinde Ruppichterath	770.048	734.646
Gemeinde Wachtberg	1.940.654	1.638.428
Gemeinde Windeck	449.423	437.136
Stadt Bornheim	1.009.893	629.932
Stadt Hennef	2.597.173	2.518.730
Stadt Königswinter	866.385	855.704
Stadt Lohmar	1.773.875	1.617.820
Stadt Meckenheim	1.567.469	1.424.178
Stadt Rheinbach	1.676.781	1.550.837
WWG Sankt Augustin	2.898.543	3.245.512
WBV Herchen	168.612	148.507
WBV Thomasberg	556.103	617.890
WBV Leuscheid	151.586	141.469
WBW Wachtberg	426.689	316.787

Trinkwasserabgabe in 2018 an die Verbandsmitglieder sowie an den Kreis Ahrweiler und den Zweckverband Eifel-Ahr im Vergleich mit den Abgaben im Vorjahr.

	2018	2017
Stadt Bonn	22.757.157	21.413.917
Rhein-Sieg-Kreis	19.400.170	18.307.311
Stadt Siegburg	2.418.959	2.401.272
Kreis Ahrweiler	1.133.500	1.058.134
Zweckverband Eifel-Ahr	272.954	321.871
Summe	45.982.740	43.502.505
Mittlere Tagesabgabe	125.980	119.185

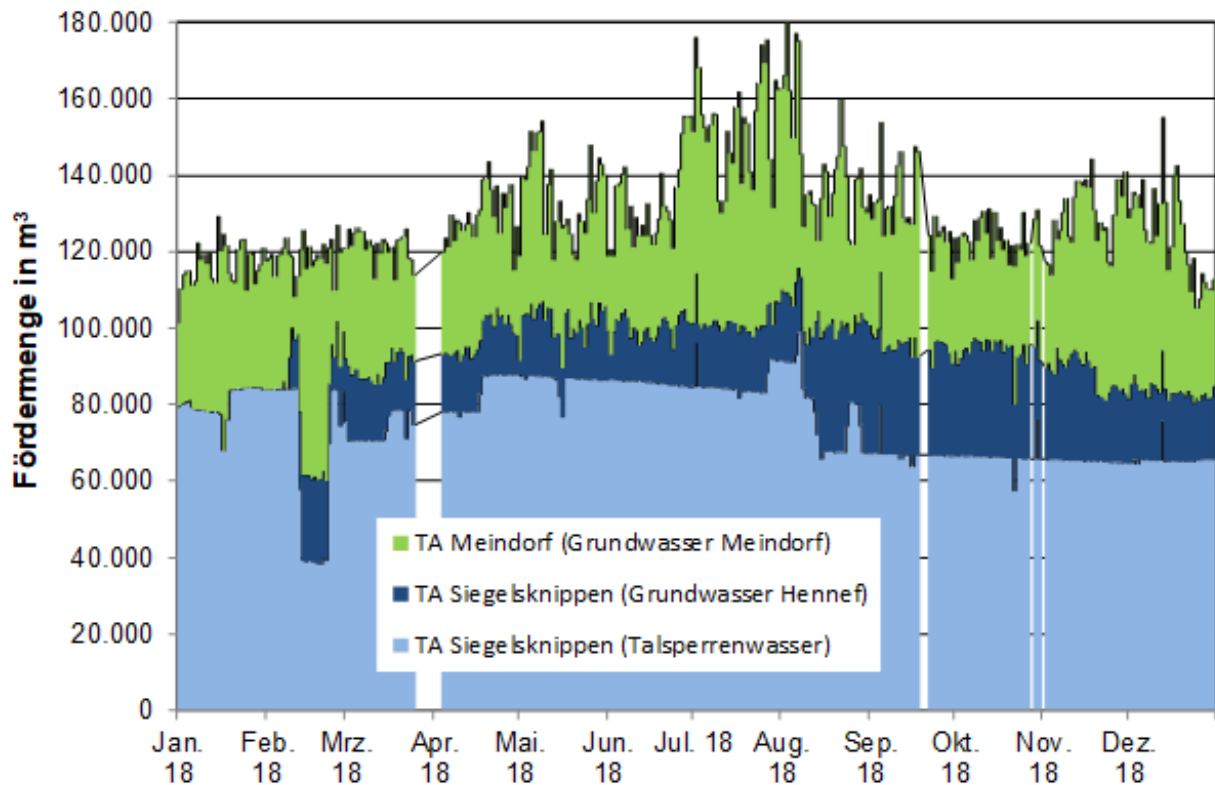
Grafik

Häufigkeit der Trinkwasser-Tagesproduktionsmengen im Vergleich mit dem Vorjahr.



Grafik

Auf die Rohwasserressource bezogene Fördermengen für Januar bis Dezember 2018. Talsperrenwasser (helles blau), Grundwasser Hennef (dunkles blau) und Grundwasser Meindorf (grün).



WASSERCHEMISCHE BESCHAFFENHEIT DES VOM WTV ABGEBEBENEN TRINKWASSERS

Analysewerte von Januar bis Dezember 2018

Mittelwerte \pm Standardabweichungen aus den monatlichen Untersuchungen
(k. A.: keine Anforderung, n. n.: nicht nachweisbar, <: unterhalb des angegebenen Wertes)

Bezeichnung	Einheit	Param. n. Anl. TrinkwV *)	Anforderung bzw. Grenzwert TrinkwV **)	Versorgungsgebiet #)			Unters. häuf. ***)
				Ost ~80% Talsp.w. ~20% Grundw.	Mitte ~35% Talsp.w. ~65% Grundw.	West ~30% Talsp.w. ~70% Grundw.	
Sensorische Kenngrößen:							
Geruch		8-3-I	3	1	1	1	t
Geschmack		9-3-I	annehmbar	erfüllt	erfüllt	erfüllt	t
Färbung (SAK-436nm)	m ⁻¹	7-3-I	0,5	0,02 \pm 0,01	0,02 \pm 0,01	0,02 \pm 0,01	wt
Trübung	FNU	18-3-I	1,0	< 0,1	< 0,1	< 0,1	f
Physikalische Kenngrößen:							
Temperatur	°C	k. A.	25	8,2 \pm 2,3	9,9 \pm 1,0	8,8 \pm 1,6	t
elektr. Leitfähigkeit (b. 25°C) mS/m		12-3-I	279	25 \pm 2	35 \pm 4	28 \pm 4	f
pH-Wert		19/20-3-I	\geq 7,7	8,2 \pm 0,1	8,0 \pm 0,1	8,2 \pm 0,1	t
Calcitlösekapazität bei 10°C	mg/l	20-3-I	\leq 5	2,1 \pm 0,4	2,1 \pm 0,7	1,6 \pm 0,4	m
Sauerstoffsättigung %		k. A.		94 \pm 5	96 \pm 2	94 \pm 4	m
Chemische Kenngrößen:							
Summenparameter f. organ. Stoffe							
Organ. Geb. Kohlenstoff (TOC)	mg/l	15-3-I	o. a. V.	0,9 \pm 0,1	0,6 \pm 0,2	0,8 \pm 0,2	wt
UV-Extinktion (SAK-254nm)	m ⁻¹	k. A.		1,4 \pm 0,2	1,0 \pm 0,2	1,3 \pm 0,3	wt
Anionen							
Borat (als Bor) mg/l		3-2-I	1,0	0,02 \pm 0,01	0,04 \pm 0,01	0,03 \pm 0,01	w
Bromat ?)	mg/l	4-2-I	0,010	< 0,005	< 0,005	< 0,005	h
Chlorid	mg/l	3-3-I	250	24 \pm 2	32 \pm 3	26 \pm 4	w
Fluorid	mg/l	8-2-I	1,5	< 0,1	< 0,1	< 0,1	m
Nitrat	mg/l	9-2-I	50	11 \pm 1	17 \pm 3	13 \pm 3	w
Nitrit	mg/l	9-2-II	0,50 / 0,10	< 0,01	< 0,01	< 0,01	w
Phosphat (als Phosphor)	mg/l	k. A.		< 0,01	< 0,01	< 0,01	w
Sulfat	mg/l	17-3-I	250	27 \pm 1	31 \pm 2	29 \pm 2	w
Silikat (als Silizium)	mg/l	k. A.		2,8 \pm 0,4	4,1 \pm 0,5	3,3 \pm 0,7	w
Säurekapazität (Ks 4,3)	mmol/l	k. A.		0,9 \pm 0,2	1,5 \pm 0,2	1,1 \pm 0,3	w
Kationen							
Ammonium	mg/l	2-3-I	0,50	< 0,01	< 0,01	< 0,01	wt
Natrium	mg/l	14-3-I	200	11,6 \pm 1,4	17,3 \pm 2,1	13,4 \pm 2,5	w
Kalium	mg/l	k. A.		2,3 \pm 0,1	3,3 \pm 0,4	2,6 \pm 0,4	w
Calcium	mg/l	k. A.		26,2 \pm 2,2	36,8 \pm 4,9	30,2 \pm 5,3	w
Magnesium	mg/l	k. A.		5,5 \pm 0,4	7,2 \pm 0,8	6,0 \pm 0,9	w
Carbonathärte	°dH	k. A.		2,4 \pm 0,4	4,0 \pm 0,6	3,0 \pm 0,7	w
Gesamthärte	mmol/l	k. A.		0,88 \pm 0,07	1,22 \pm 0,15	1,00 \pm 0,2	w
Grad deutscher Härte	°dH	k. A.		4,9 \pm 0,4	6,8 \pm 0,9	5,6 \pm 0,9	
Härtebereich n. Waschmittel- u. Reinigungsgesetz		k. A.		Weich	Weich	Weich	

Anmerkungen

Bestimmung durch die akkreditierten und in der Liste des LANUV NRW als „zugelassene Untersuchungsstelle“ aufgeführten Laboratorien des Wahnbachtalsperrenverbandes

*) Parameter Nr. gemäß 1. Verordnung zur Änderung der Trinkwasserverordnung vom 03.05.2011 (Ifd. Nr.-Anlage Teil).

**) Grenzwerte gemäß Trinkwasserverordnung

***) Untersuchungshäufigkeit:
f = fortlaufend; t = täglich;
wt = werktätlich;
hw = halbwochentlich;
w = wöchentlich; m = monatlich;
q = quartalsweise;
h = halbjährlich; j = jährlich

#) Versorgungsgebiete siehe nächste Seite

SPURENSTOFFGEHALTE UND BAKTERIOLOGISCHE BESCHAFFENHEIT DES VOM WTV ABGEBENEN TRINKWASSERS

Analysewerte von Januar bis Dezember 2018

Mittelwerte \pm Standardabweichungen aus den regelmäßigen Untersuchungen (n.n.: nicht nachweisbar, <: unterhalb des angegebenen Wertes)

Anmerkungen

Bestimmung durch die akkreditierten und in der Liste des LANUV NRW als „zugelassene Untersuchungsstelle“ aufgeführten Laboratorien des Wahnachtalsperrenverbandes

*) Parameter Nr. gemäß 1. Verordnung zur Änderung der Trinkwasserverordnung vom 03.05.2011 (Ifd. Nr.-Anlage. Teil)

**) Grenzwerte gemäß Trinkwasserverordnung

***) Untersuchungshäufigkeit:
f = fortlaufend; t = täglich;
wt = werktätlich;
hw = halbwöchentlich;
w = wöchentlich; m = monatlich;
q = quartalsweise;
h = halbjährlich; j = jährlich

1) Die Analyse umfasst derzeit 44 Wirkstoffe entsprechend der Empfehlung des Bundesgesundheitsamtes zum Vollzug der Trinkwasserverordnung, veröffentlicht im Bundesgesundheitsblatt 7/89 S. 290-295.

2) Untersuchung durch das Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn (Prof. Dr. Exner).

3) Summenparameter.

x) Keine Summenbildung möglich, da alle untersuchten Einzelsubstanzen unterhalb der Bestimmungsgrenze des jeweiligen analytischen Verfahrens liegen.

Bezeichnung	Einheit	Param. TrinkwV *)	Grenzwert TrinkwV **)	Alle Versorgungs-bereiche	Untersuchungshäufigkeit ****)
Spurenelemente:					
Aluminium	mg/l	1-3.I	0,200	< 0,005	wt
Antimon	mg/l	1-2.II	0,0050	< 0,001	h
Arsen	mg/l	2-2.II	0,010	< 0,001	h
Blei	mg/l	4-2.II	0,010	< 0,001	h
Cadmium	mg/l	5-2.II	0,0030	< 0,0006	h
Chrom	mg/l	5-2.I	0,050	< 0,005	h
Eisen	mg/l	6-3.I	0,200	< 0,005	wt
Kupfer	mg/l	7-2.II	2,0	< 0,005	h
Mangan	mg/l	13-3.I	0,050	< 0,003	wt
Nickel	mg/l	8-2.II	0,020	< 0,003	h
Quecksilber	mg/l	12-2.I	0,0010	< 0,0001	h
Selen	mg/l	13-2.I	0,010	< 0,001	h
Uran 2)	mg/l	15-2.I	0,010	< 0,0002	h
Organische Spurenstoffe:					
Trihalogenmethane 3)	mg/l	11-2.II	0,050	0 *)	m
Tri- und Tetrachlorethen 3)	mg/l	14-2.I	0,010	0 *)	m
Pflanzenbehandlungsmittel 1)	mg/l	10-2.I	0,00010	n.n.	m
Benzo(a)pyren 2)	mg/l	3-2.II	0,000010	< 0,000005	h
Polyzyklische arom. Kwst 2) 3)	mg/l	10-2.II	0,00010	0 *)	h
Benzol 2)	mg/l	2-2.I	0,0010	< 0,0002	h
Cyanid 2)	mg/l	6-2.I	0,050	< 0,005	h
Chlorit (bei Chlordioxid-Dos.)	mg/l	§11	0,20	0,11 \pm 0,04	hw
Bakteriologische Parameter:					
Koloniezahl 20°C	/1ml	10-3.I	100	0 - 2	t/w
Koloniezahl 36°C	/1ml	11-3.I	100	0 - 2	t/w
Coliforme-Bakterien	/100ml	5-3.I	0	0	t
Escherichia-coli	/100ml	1-1	0	0	t
Enterokokken	/100ml	2-1	0	0	m
Clostridium	/100ml	4-3.I	0	0	m

#) VERSORGUNGS- UND MIT ZUSCHUSS-WASSER BELIEFERTE GEBIETE:

Ost: Windeck, Eitorf, Ruppichterath, Neunkirchen-Seelscheid, Lohmar, Hennef, Siegburg, Sankt Augustin, Königswinter

Mitte: Beuel, Talzone Bonn

West: Godesberg (-> Remagen), Hochzone Bonn, Rheinbach, Meckenheim, Wachtberg (-> Grafschaft)

Zuschuss-Wasser: Alfter, Bornheim, Bad Neuenahr-Ahrweiler, Eifel-Ahr, Thomasberg

3.3 MIKROBIOLOGISCHE BESCHAFFENHEIT DES TRINKWASSERS IM JAHR 2018

3.3.1 TRINKWASSERAUFBEREITUNGSANLAGE SIEGELSKNIPPEN (SN)

Die Proben vom Trinkwasser der Trinkwasseraufbereitungsanlage Siegelsknippen (SN) entsprachen im gesamten Berichtszeitraum (01.01.2018 - 31.12.2018) mit einer Ausnahme den Anforderungen der TrinkwV (aktuell gültige Fassung). Am 20.10.2018 wurden in einer Probe vom Auslauf des Hochbehälters Siegelsknippen (Auslauf Hochbehälter, 500) mit dem Colilert-Verfahren vier Coliforme pro 100 ml nachgewiesen. Das Isolat war mittels API 20E nicht zu identifizieren, das Profil entsprach dem von *Lelliottia aquatilis* (bzw. *Lelliottia aquatilis* nov.spec.).

E. coli, Enterokokken und Clostridien wurden im Berichtszeitraum in keiner der untersuchten Proben nachgewiesen.

Die Koloniezahlen in den Trinkwasserproben der TA Siegelsknippen (Ein- und Auslauf Hochbehälter Siegelsknippen) betragen überwiegend 0 KBE/ml (KBE 20°C: 99 % bzw. KBE 36°C: 95 % der untersuchten Proben). In geringen Anteilen der Proben traten Koloniezahlen von 1 KBE/ml bis maximal 12 KBE/ml auf (KBE 20°C: 1 % bzw. KBE 36°C: 5 % der untersuchten Proben).

Tabelle

Übersicht über die Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen nach Trinkwasserverordnung am Ausgang der Trinkwasseraufbereitungsanlagen Siegelsknippen (SN) im Kalenderjahr 2018

Trinkwasser-aufbereitung Siegelsknippen (SN)	Nachweis von <i>E. coli</i> und coliformen Bakterien (2017)					
	Anzahl Proben Nachweisverfahren Colilert-18	Anzahl Proben Nachweisverfahren CC-Agar	Anzahl Proben mit Nachweis von <i>E. coli</i> (Colilert)	Anzahl Proben mit Nachweis von <i>E. coli</i> (CC-Agar)	Anzahl Proben mit Nachweis von coliformen Bakterien (Colilert)	Anzahl Proben mit Nachweis von coliformen Bakterien (CC-Agar)
Trinkwasser SN Abschluss der Aufbereitung (Einlauf HB, 23)	365	365	0	0	0	0
Trinkwasser SN (Auslauf Hochbehälter, 500)	365	365	0	0	1 <i>Lelliottia aquatilis</i>	0
Trinkwasser SN (23/500)	730	730	0	0	1	0

Trinkwasser-aufbereitung Siegelsknippen (SN)	Anzahl Proben in 2017	Koloniezahlen bei 20°C						Koloniezahlen bei 36°C					
		Anzahl Proben KBE/ml = 0	Anzahl Proben KBE/ml 1-2	Anzahl Proben KBE/ml 3-5	Anzahl Proben KBE/ml 6-19	Anzahl Proben KBE/ml ≥ 20	Max. KBE/ml	Anzahl Proben KBE/ml = 0	Anzahl Proben KBE/ml 1-2	Anzahl Proben KBE/ml 3-5	Anzahl Proben KBE/ml 6-19	Anzahl Proben KBE/ml ≥ 20	Max. KBE/ml
Trinkwasser SN Abschluss der Aufbereitung (Einlauf HB, 23)	365	364	1	0	0	0	1	347	18	0	0	0	2
Trinkwasser SN (Auslauf Hochbehälter, 500)	365	358	7	0	0	0	1	343	18	3	1	0	12
Trinkwasser SN (23/500)	730	722	8	0	0	0	1	690	36	3	1	0	12

3.3.2 TRINKWASSERAUFBEREITUNGSANLAGE MEINDORF (MD)

Die Proben vom Trinkwasser der Trinkwasseraufbereitungsanlage Meindorf (MD) ebenso wie die von dort abgegebenen Mischwässer nach Bonn-Nord und Bonn-Süd (Mischwasser aus TA Meindorf und TA Siegelsknippen) entsprachen im gesamten Berichtszeitraum der TrinkwV (aktuell gültige Fassung).

E. coli, coliforme Bakterien sowie Enterokokken und Clostridien wurden im Berichtszeitraum in keiner untersuchten Probe nachgewiesen.

Die Koloniezahlen in den Trinkwasserproben der TA Meindorf lagen überwiegend bei 0 KBE/ml (KBE 20°C: 99 % bzw. KBE 36°C 95 % der Proben), vereinzelt traten Koloniezahlen von 1 KBE/ml bis maximal 17 KBE/ml auf.

Tabelle

Übersicht über die Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen nach Trinkwasserverordnung am Ausgang der Trinkwasseraufbereitungsanlage Meindorf (MD) im Kalenderjahr 2018

Trinkwasser-aufbereitung Meindorf (MD)	Nachweis von E. coli und coliformen Bakterien (2017)					
	Anzahl Proben Nachweisverfahren Colilert-18	Anzahl Proben Nachweisverfahren CC-Agar	Anzahl Proben mit Nachweis von E. coli (Colilert)	Anzahl Proben mit Nachweis von E. coli (CC-Agar)	Anzahl Proben mit Nachweis von coliformen Bakterien (Colilert)	Anzahl Proben mit Nachweis von coliformen Bakterien (CC-Agar)
Trinkwasser MD (48)	150	149	0	0	0	0
Mischwasser MD (nach Bonn-Nord, 47)	45	150	0	0	0	0
Mischwasser MD (nach Bonn-Süd, 49)	45	150	0	0	0	0
Trinkwasser MD (48/47/49)	240	449	0	0	0	0

Trinkwasser-aufbereitung Meindorf (MD)	Anzahl Proben in 2018	Koloniezahlen bei 20°C						Koloniezahlen bei 36°C					
		Anzahl Proben KBE/ml = 0	Anzahl Proben KBE/ml 1-2	Anzahl Proben KBE/ml 3-5	Anzahl Proben KBE/ml 6-19	Anzahl Proben KBE/ml ≥ 20	Max. KBE/ml	Anzahl Proben KBE/ml = 0	Anzahl Proben KBE/ml 1-2	Anzahl Proben KBE/ml 3-5	Anzahl Proben KBE/ml 6-19	Anzahl Proben KBE/ml ≥ 20	Max. KBE/ml
Trinkwasser MD (48)	150	149	1	0	0	0	1	144	6	0	0	0	1
Mischwasser MD (nach Bonn-Nord, 47)	150	149	1	0	0	0	1	143	6	0	1	0	17
Mischwasser MD (nach Bonn-Süd, 49)	150	148	2	0	0	0	1	141	8	1	0	0	3
Trinkwasser MD (48/47/49)	450	446	4	0	0	0	1	428	20	1	1	0	17

3.3.3 VERSORGUNGSNETZ (HOCHBEHÄLTER UND ÜBERGABESTELLEN)

Alle im Versorgungsnetz entnommenen Trinkwasserproben entsprachen hinsichtlich der Parameter E. coli, Enterokokken und Clostridien den Anforderungen der TrinkwV 2001 (aktuell gültige Fassung).

Bei 18 Proben von insgesamt 2283 routinemäßigen Proben im Versorgungsnetz, das entspricht 0,8 % der Proben, wurden coliforme Bakterien (i.d.R. 1 / 100 ml) nachgewiesen.

- Im Juli 2018 wurden im Hochbehälter Kuchhausen (Auslauf) wiederholt coliforme Bakterien nachgewiesen (bis maximal 5 / 100 ml), es handelte sich um *Serratia fonticola* (API-Profil: 5304753 bzw. 1304753).
Ursache war das Eindringen von Insekten in die Wasserkammern, vermutlich im Zuge von Baumaßnahmen, die dort kurz vorher stattfanden. Es wurden auf der Wasseroberfläche Reste von Insekten (Diptera) vorgefunden, in denen coliforme Bakterien mit demselben API-Profil wie in den Wasserproben nachgewiesen wurden.
- An der Übergabe Bornheim (551) sowie im Auslauf des Hochbehälters Tomberg wurde jeweils mit der Nachweismethode „Membranfiltration auf CC-Agar“ 1 Coliformer/100 ml nachgewiesen.
Das Isolat aus der Übergabe Bornheim war mittels API nicht zu identifizieren (Profil: 1007323). Der Nachweis in der Probe vom Hochbehälter Tomberg wurde als *Serratia fonticola* (5304753) identifiziert.
- Bei 14 Trinkwasserproben im Zeitraum Juli bis November 2018 wurden coliforme Bakterien (jeweils 1 / 100 ml) nachgewiesen. Betroffen waren vier Hochbehälter und zwei Übergabestationen. Neun der vierzehn Coliformen-Nachweise stammten aus dem Hochbehälter Nackhausen. Die Isolate waren mittels API nicht zu identifizieren, das API-Profil (3304553) stimmte allerdings mit dem bei *Lelliottia aquatilis* ermittelten Profil überein.
Ausgewählte Isolate wurden einer genetischen Schnelltypisierung mit RAPD-PCR unterzogen (Institut für Medizinische Mikrobiologie, Immunologie und Parasitologie, Universitätsklinikum Bonn). In die Untersuchung wurden auch Isolate des Coliformen-Nachweises im Hochbehälter Siegelknippen (siehe oben) einbezogen.
Mit der Anwendung der RAPD-PCR werden Bandenmuster („Fingerprints“) erzeugt. Diese erlauben einen Vergleich der Erbsubstanz unterschiedlicher Organismen, ohne diese im Detail zu kennen. Alle Isolate wiesen dieselben Bandenmuster auf, so dass von einer Verwandtschaft der Isolate auszugehen war.

Bei 95 % bzw. 94 % der untersuchten Proben von Hochbehältern und Übergabestellen betragen die Koloniezahlen 0 KBE/ml, in 4 % (KBE 20) bzw. 6 % (KBE 36) der Proben wurden Koloniezahlen zwischen 1–5 KBE/ml nachgewiesen. Höhere Koloniezahlen (> 5 bis 42 KBE/ml) traten bei 1 % der Proben auf.

Tabelle

Übersicht über die Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen nach Trinkwasserverordnung im Versorgungsnetz (Hochbehälter, Übergabestationen) im Kalenderjahr 2018

Netz	Nachweis von <i>E. coli</i> und coliformen Bakterien (2017)					
	Anzahl Proben Nachweisverfahren Colilert-18	Anzahl Proben Nachweisverfahren CC-Agar	Anzahl Proben mit Nachweis von <i>E. coli</i> (Colilert)	Anzahl Proben mit Nachweis von <i>E. coli</i> (CC-Agar)	Anzahl Proben mit Nachweis von coliformen Bakterien (Colilert)	Anzahl Proben mit Nachweis von coliformen Bakterien (CC-Agar)
Versorgungsgebiet Ost	360	1141	0	0	10*	6*
7 Hochbehälter (Ein- und Ausläufe), 6 Übergabestationen)						
Versorgungsgebiet West	266	1142	0	0	0	3*
6 Hochbehälter (Ein- und Ausläufe), 8 Übergabestationen)						

*Erläuterung der Coliformen-Befunde siehe Text

Netz	Koloniezahlen bei 20°C							Koloniezahlen bei 36°C					
	Anzahl Proben in 2018	Anzahl Proben KBE/ml = 0	Anzahl Proben KBE/ml 1-5	Anzahl Proben KBE/ml 6 - 20	Anzahl Proben KBE/ml 21 - 99	Anzahl Proben KBE/ml ≥ 100	Max. KBE/ml	Anzahl Proben KBE/ml = 0	Anzahl Proben KBE/ml 1-5	Anzahl Proben KBE/ml 6 - 20	Anzahl Proben KBE/ml 21 - 99	Anzahl Proben KBE/ml ≥ 100	Max. KBE/ml
Versorgungsgebiet Ost 7 Hochbehälter (Ein- und Ausläufe), 6 Übergabestationen	1141	1074	56	4	7	0	42	1056	78	7	0	0	15
Versorgungsgebiet West 6 Hochbehälter (Ein- und Ausläufe), 8 Übergabestationen	1142	1109	30	1	2	0	35	1080	60	0	2	0	25
Netz (Gesamtes Versorgungsgebiet)	2283	2183	86	5	9	0	42	2136	138	7	2	0	25

3.3.4 SONDER- ODER ZUSATZUNTERSUCHUNGEN

LITER-PROBEN AM AUSGANG HOCHBEHÄLTER SIEGELSKNIPPEN

Im Jahr 2018 wurden an der Probenstelle Ausgang Hochbehälter Siegelknippen (500) an 55 Terminen eine 1-Liter-Sonderprobe entnommen und durch Membranfiltration auf einem Chromogenen Coliformen Agar (CC-Agar) auf Coliforme Bakterien und E. coli untersucht. Diese Sonderproben wurden zur Ursachenfindung während des Auftretens von „Enterobacter amnigenus“ (2006/2007) eingeführt und als eine Art Frühwarnsystem beibehalten. Durch die Untersuchung eines 10fach größeren Volumens als die regulären Trinkwasserproben wird die Nachweisempfindlichkeit erhöht und es lassen sich frühzeitig Hinweise auf sich entwickelnde coliforme Bakterien (z.B. durch Biofilmbildung) ableiten. Regulär wird diese Sonderprobe einmal pro Woche entnommen.

In den 55 untersuchten 1-Liter-Proben wurden im Berichtsjahr nur an einem Termin eine Kolonie auf CC-Agar nachgewiesen, die als coliformes Bakterien bestätigt wurde. Die API-Identifikation ergab Cronobacter spp. (3147173). E. coli wurde zu keinem Zeitpunkt in den 1-Liter-Proben nachgewiesen.

SPÜL- UND UNTERSUCHUNGSPROGRAMM DN 1600-LEITUNG (ZWISCHEN AUSGANG MISCHER SN1 UND AUSGANG HOCHBEHÄLTER SN3)

Monatlich werden zwei Tiefpunkte der DN 1600-Leitung (Eingang Rohrkeller SN3 = Spülpunkt 15 und Ausgang zum Verteilerschacht = Spülpunkt 32) beprobt und bakteriologisch untersucht. Zusätzlich werden auch zwei Entlüfter auf der DN 1600-Leitung (Spülpunkt 8 und Spülpunkt 10) beprobt und bakteriologisch untersucht. Alle zwei Monate werden die Sumpfentleerungen der beiden Wasserkammern des HB Siegelknippen gespült und jeweils 2 bakteriologische Proben entnommen und untersucht.

In einer der insgesamt 64 untersuchten Proben konnten coliforme Bakterien (1 / 100 ml) nachgewiesen werden. Es handelte sich um eine Probe (100 ml) aus der Sumpfentleerung DN 400 zu Beginn der Spülung. Das Isolat war mit API nicht zu identifizieren, das Profil wies eine gewisse Übereinstimmung mit dem von *Lelliottia aquatilis* auf (3004553).

Bei einigen Proben traten erhöhte Koloniezahlen auf, die aber primär auf nicht permanent durchflossene Leitungsabschnitte (z.B. Entleerungsleitungen) oder nicht optimale Probenahmeverrichtungen (Entlüfter) zurückzuführen sind.

SEDIMENTUNTERSUCHUNGEN IM HOCHBEHÄLTER SIEGELSKNIPPEN SOWIE IN DEN HOCHBEHÄLTERN IM VERSORGUNGSNETZ (REINIGUNGSPERIODE 2017/2018)

In der Reinigungsperiode 2018/2019 (Anfang Oktober 2018 bis Ende April 2019) wurden Sedimente aus 27 Hochbehälter-Kammern (inkl HB Siegelknippen) untersucht.

In den Ablagerungen auf den Behälterböden wurden in 20 Hochbehälter-Kammern coliforme Bakterien nachgewiesen, überwiegend wurde bei den Isolaten mittels API 20 E das Profil 3304553 (oder ähnlich, 3004553, 3104553, 3204553) ermittelt, welches nach den bisherigen Erfahrungen *Lelliottia aquatilis* nov. spec. zuzuordnen ist. Bei einigen Hochbehältern wurde nur im Sediment einer der Wasserkammern coliforme Bakterien nachgewiesen, im Sediment der anderen Wasserkammer dagegen nicht (Bsp. HB Hardtberg, HB Eichholz). In den Hochbehältern Wachtberg und Tomberg wurden im Sediment keine coliformen Bakterien nachgewiesen.

SONDERUNTERSUCHUNG „ANREICHERUNGSPROBEN MIT DEM SYSTEM MICROSENS“ IN ZUSAMMENARBEIT MIT DEM TZW KARLSRUHE (AUßENSTELLE DRESDEN)

Im Spätsommer/Herbst 2016 wurden im Versorgungsnetz des Wahnachtalsperrenverbandes coliforme Bakterien nachgewiesen. Es handelte sich um einen Vertreter aus der Gattung *Lelliottia*, der zunächst als *L. amnigena* identifiziert wurde. Aufgrund weiterführender Untersuchungen (u.a. Ganzgenomsequenzierung) wurde dieser Stamm als neue Art, *L. aquatilis* beschrieben wurde (Kämpfer et al. 2018).

Auch in 2018 wurden coliforme Bakterien im Netz sowie in den Sedimenten der Hochbehälter nachgewiesen, die *Lelliottia aquatilis* zuzuordnen waren. Die Quelle für die coliformen Befunde konnte bisher nicht eindeutig identifiziert werden.

Daher wurde das TZW (Außenstelle Dresden) beauftragt, mit dem Anreicherungssystem MicroSens größere Wasservolumina an verschiedenen Messpunkten zu beproben, um Hinweise auf eine mögliche Eintragsquelle zu erhalten.

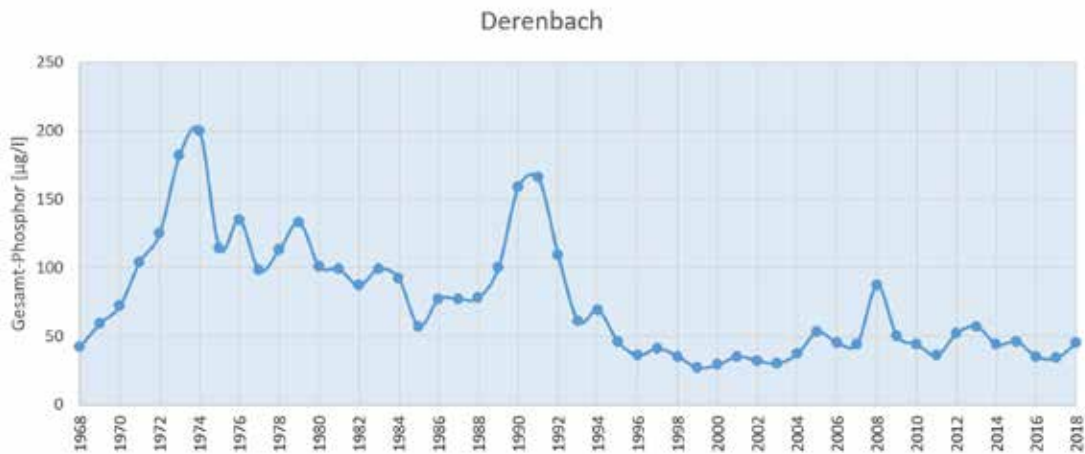
Das System MikroSens ermöglicht mit Hilfe einer Filterkartusche eine schnelle Anreicherung von Bakterien, die anschließend im Labor quantifiziert und identifiziert werden.

Bei der üblichen Beprobung nach TrinkwV von 100 ml wird erst ein Vorkommen von coliformen Bakterien von ≥ 10.000 Bakterien pro Kubikmeter (oder 1 Bakterium pro 100 Milliliter) erfasst. Durch die Anreicherung größerer Wasservolumina kann die Nachweisgrenze auf wenige Bakterien pro Kubikmeter abgesenkt werden.

Die Untersuchungen wurden im August 2018 durchgeführt, eine weitere Kampagne ist für 2019 vorgesehen. Eine Bewertung der Ergebnisse erst im Zusammenhang mit den in 2019 erzielten Resultaten vorgenommen werden.

4 ANHANG

4.1 ENTWICKLUNG DER PHOSPHORKONZENTRATION IN DEN ZUFLÜSSEN DER TALSPERRE VON 1968 BIS 2018 (JAHRESMITTELWERTE)



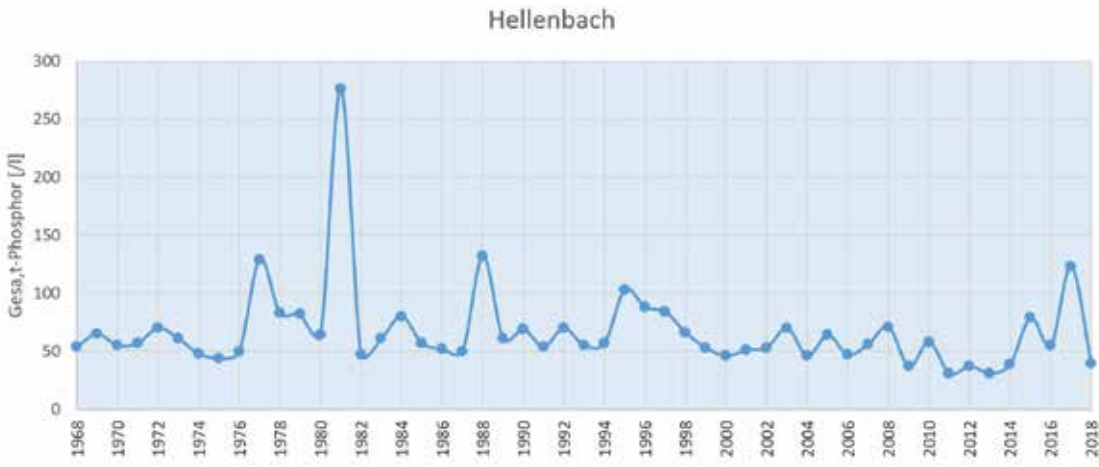
Grafik 1
Entwicklung der Phosphat-
konzentration in Jahresmittel-
werten im Derenbach.



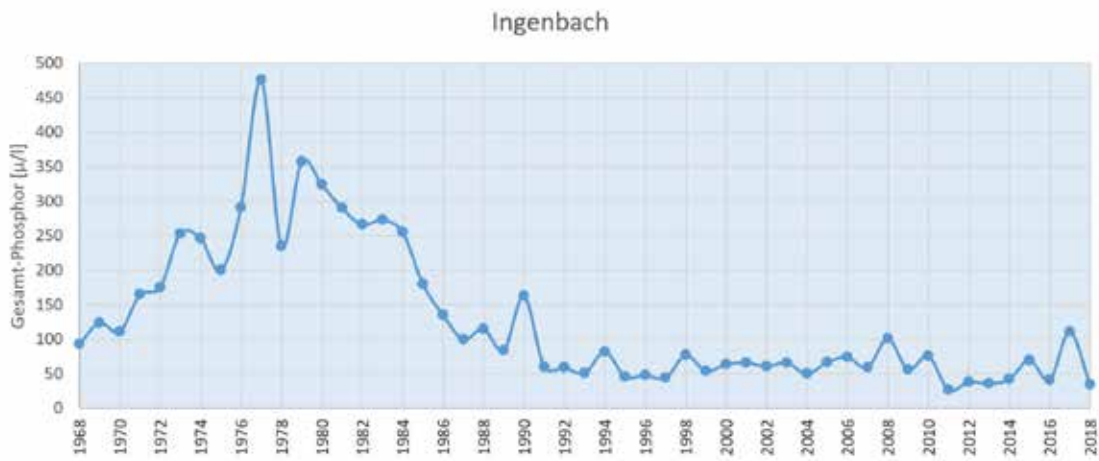
Grafik 2
Entwicklung der Phosphat-
konzentration in Jahresmittel-
werten im Bleibach.



Grafik 3
Entwicklung der Phosphat-
konzentration in Jahresmit-
telwerten im Birkenbach.



Grafik 4
Entwicklung der Phosphat-
konzentration in Jahresmittel-
werten im Hellenbach.



Grafik 5
Entwicklung der Phosphat-
konzentration in Jahresmittel-
werten im Ingenbach.



Grafik 6
Entwicklung der Phosphat-
konzentration in Jahresmit-
telwerten im Wolkersbach.

Stombsbach



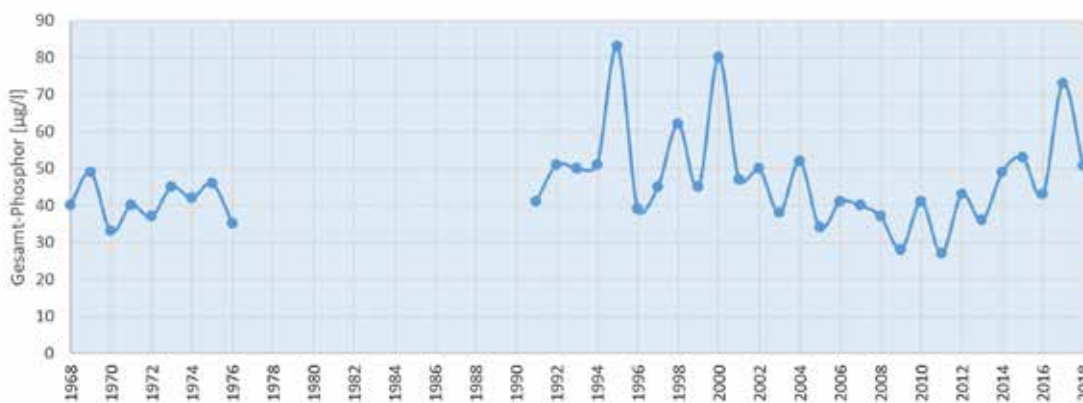
Grafik 7
Entwicklung der Phosphat-
konzentration in Jahresmittel-
werten im Stombsbach.

Lehnbach



Grafik 8
Entwicklung der Phosphat-
konzentration in Jahresmittel-
werten im Lehnbach.

Füllenbach



Grafik 9
Entwicklung der Phosphat-
konzentration in Jahresmittel-
werten im Füllenbach.

Steimelsbach (Zieferbach)



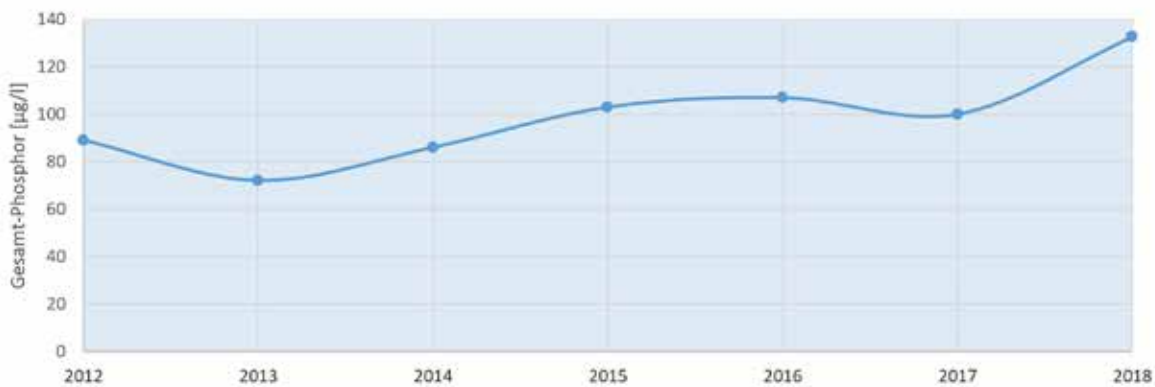
Grafik 10
Entwicklung der Phosphat-
konzentration in Jahres-
mittelwerten im Steimelsbach
(Zieferbach).

Alzenbach

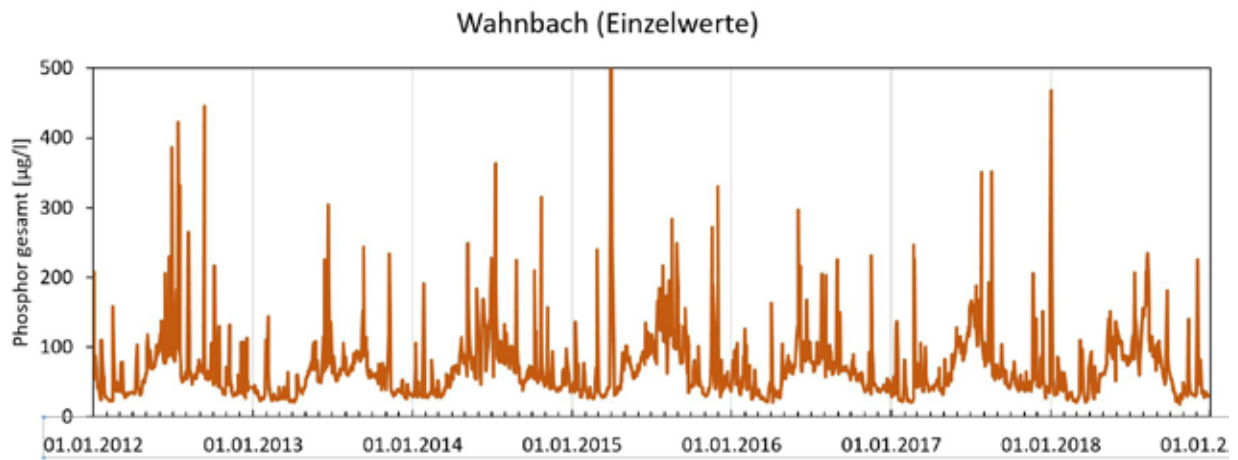


Grafik 11
Entwicklung der Phosphat-
konzentration in Jahresmit-
telwerten im Alzenbach.

Auslauf Herrenteich

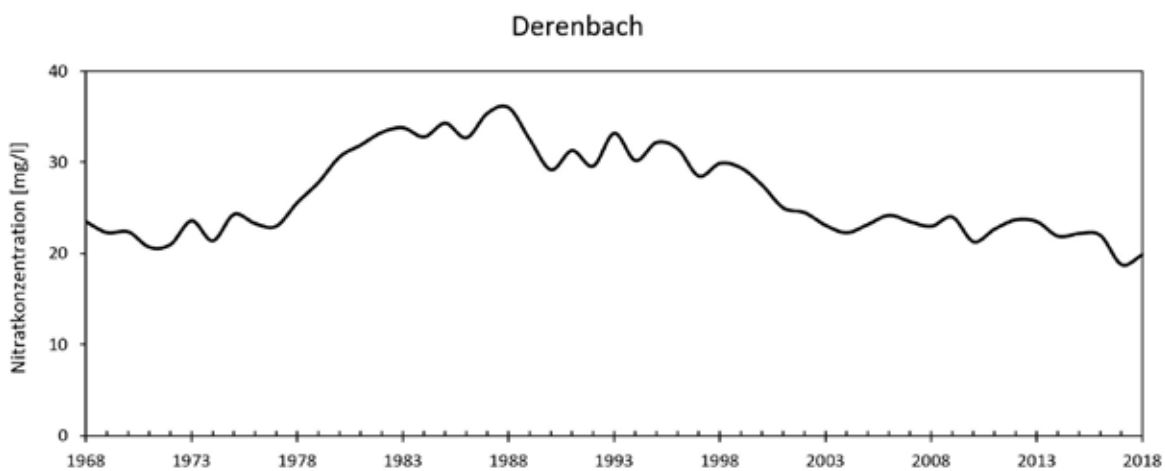


Grafik 12
Entwicklung der Phosphat-
konzentration in Jahres-
mittelwerten im Auslauf des
Herrenteichs.

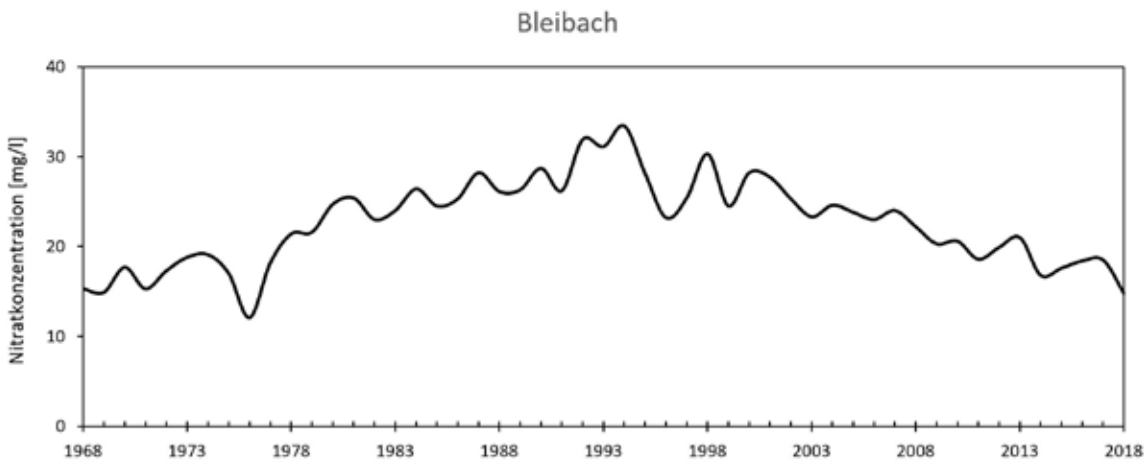


*Grafik 13
Entwicklung der Phosphat-
konzentration im Wahnbach
(Einzelwerte).*

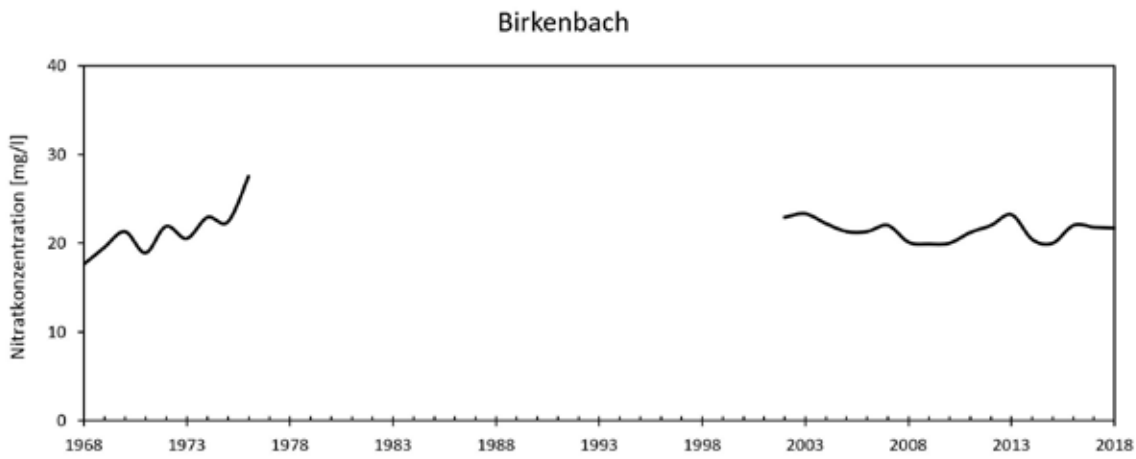
4.2 ENTWICKLUNG DER NITRATKONZENTRATION IN DEN ZUFLÜSSEN DER TALSPERRE VON 1968 BIS 2018 (JAHRESMITTELWERTE)



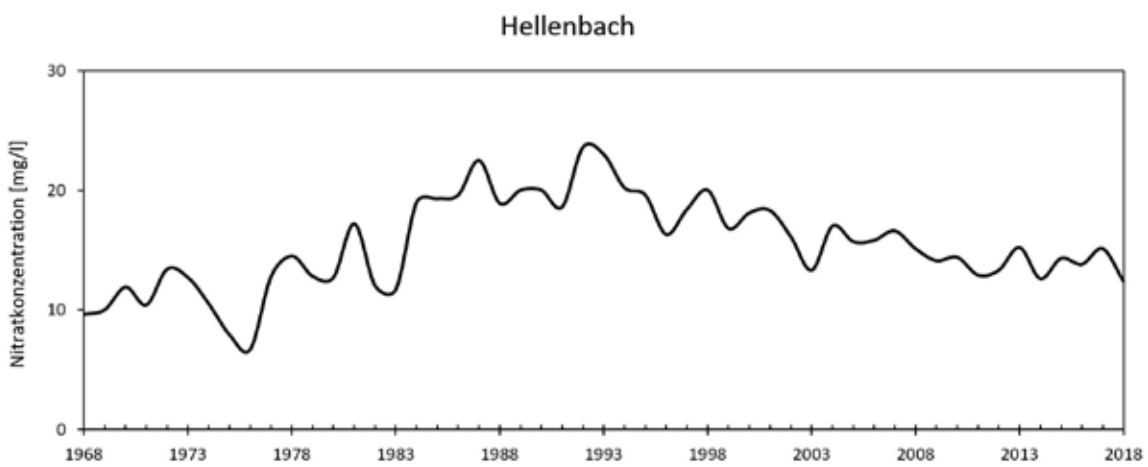
*Grafik 1
Entwicklung der Nitratkon-
zentration in Jahresmittel-
werten im Derenbach.*



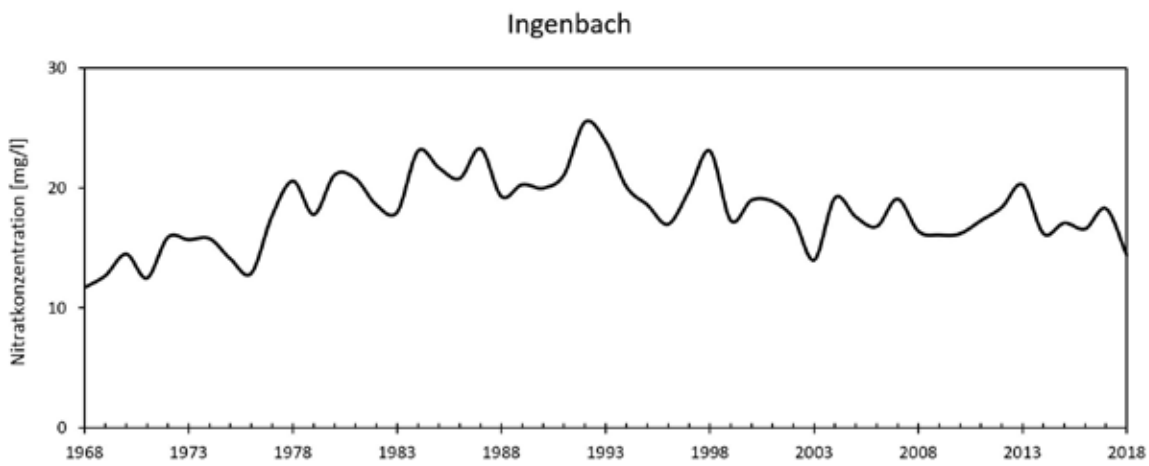
Grafik 2
Entwicklung der Nitratkonzentration in Jahresmittelwerten im Bleibach.



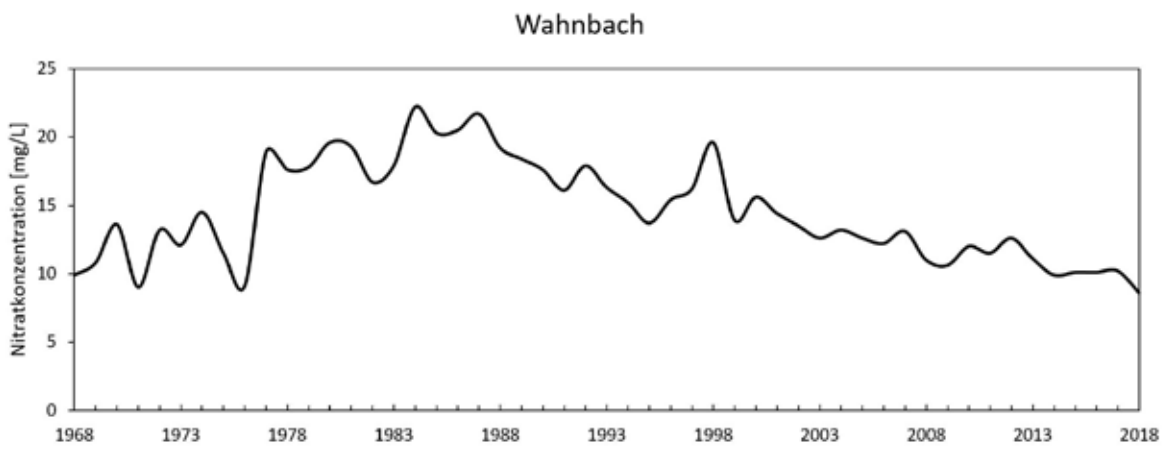
Grafik 3
Entwicklung der Nitratkonzentration in Jahresmittelwerten im Birkenbach.



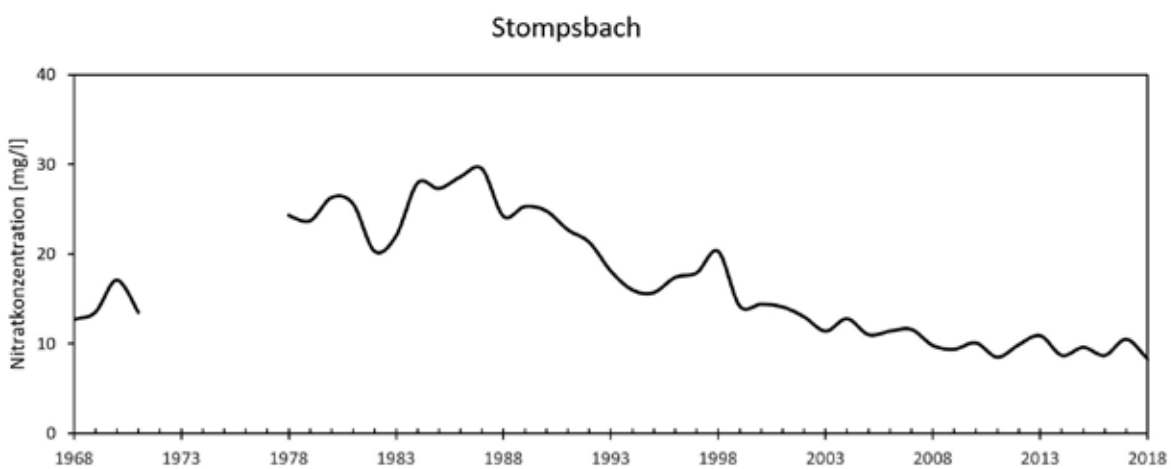
Grafik 4
Entwicklung der Nitratkonzentration in Jahresmittelwerten im Hellenbach.



Grafik 5
Entwicklung der Nitratkonzentration in Jahresmittelwerten im Ingenbach

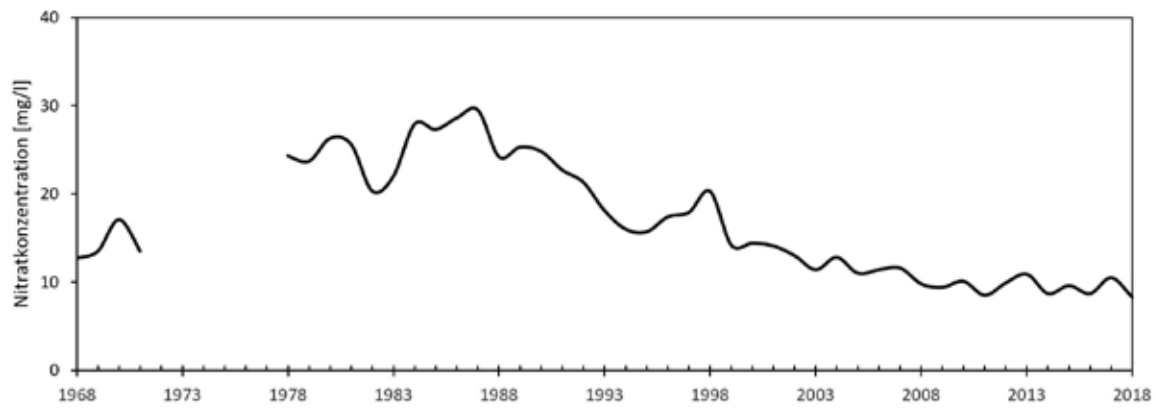


Grafik 6
Entwicklung der Nitratkonzentration in Jahresmittelwerten im Wahnbach.



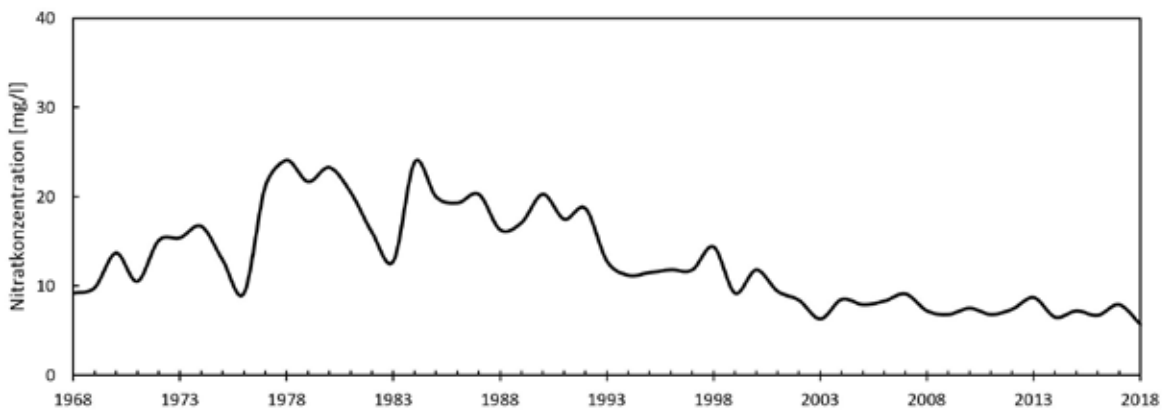
Grafik 7
Entwicklung der Nitratkonzentration in Jahresmittelwerten im Wolkersbach.

Stombsbach



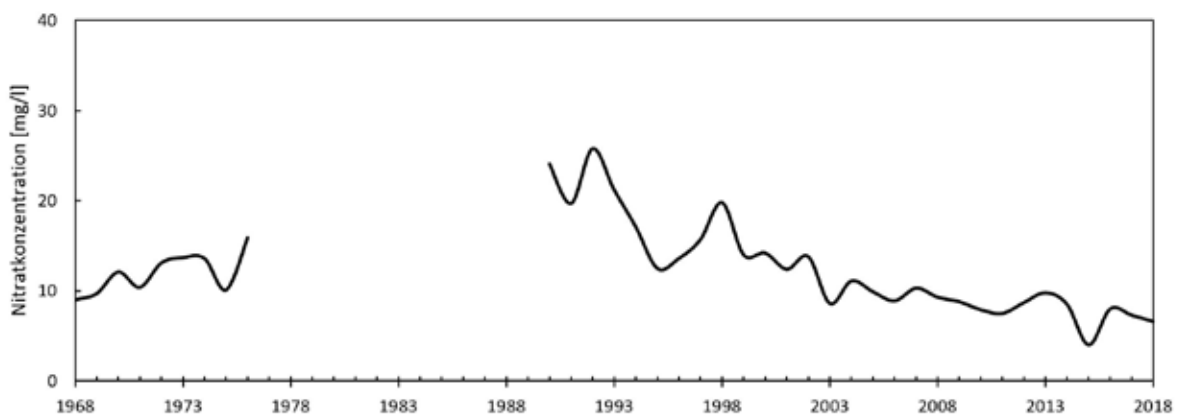
Grafik 8
Entwicklung der Nitratkonzentration in Jahresmittelwerten im Stombsbach.

Sieferbach



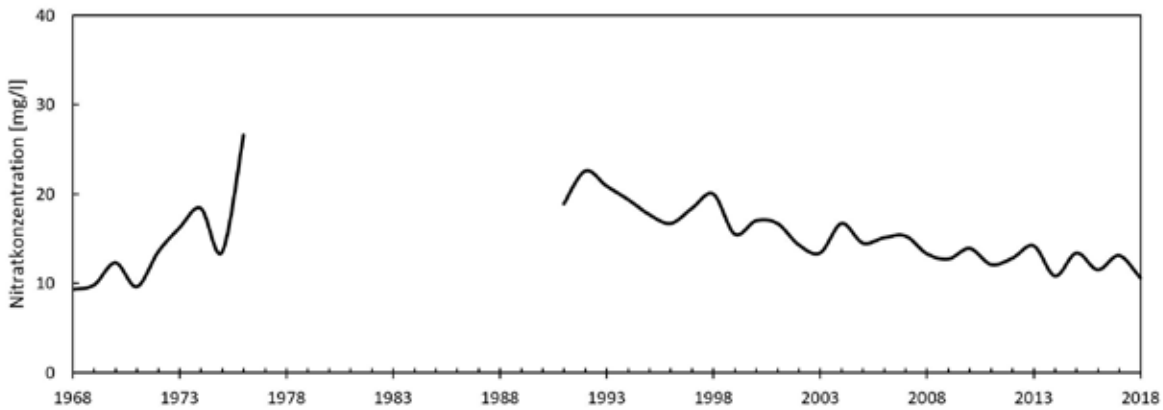
Grafik 9
Entwicklung der Nitratkonzentration in Jahresmittelwerten im Sieferbach.

Lehnbach



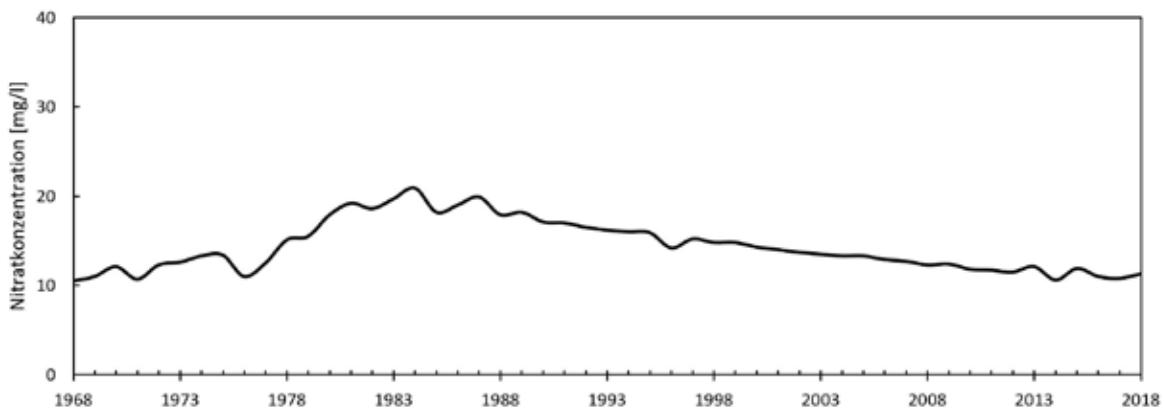
Grafik 10
Entwicklung der Nitratkonzentration in Jahresmittelwerten im Lehnbach.

Füllenbach



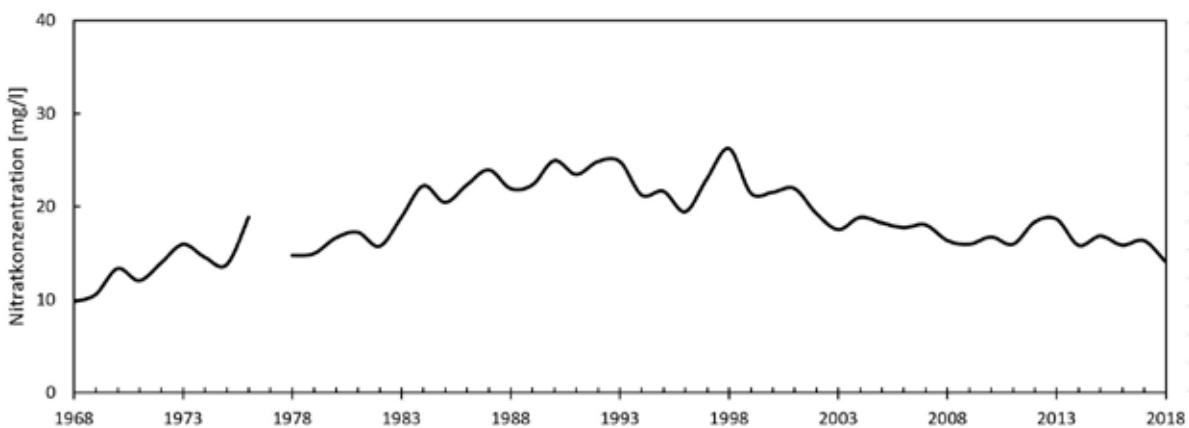
Grafik 11
Entwicklung der Nitratkonzentration in Jahresmittelwerten im Füllenbach.

Steimelsbach (Zieferbach)



Grafik 12
Entwicklung der Nitratkonzentration in Jahresmittelwerten im Steimelsbach (Zieferbach)

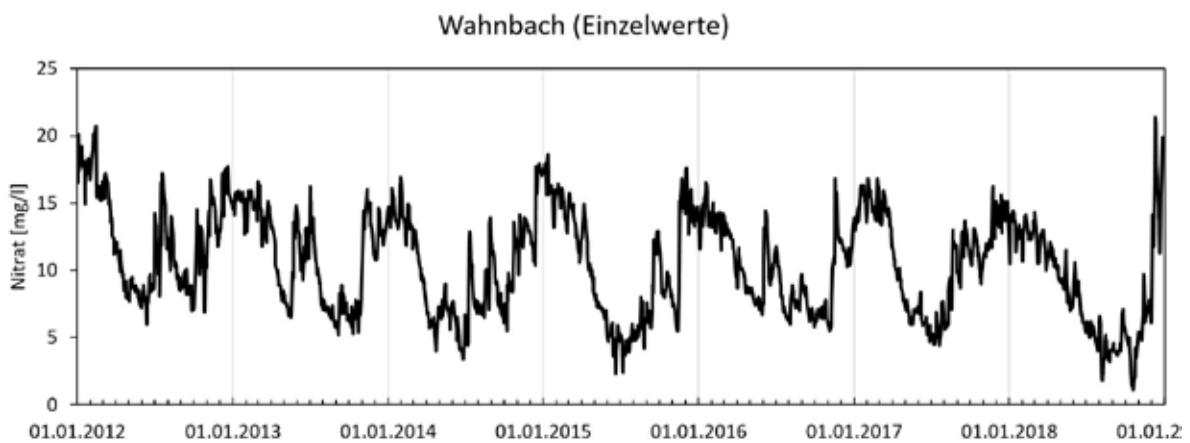
Alzenbach



Grafik 13
Entwicklung der Nitratkonzentration in Jahresmittelwerten im Alzenbach

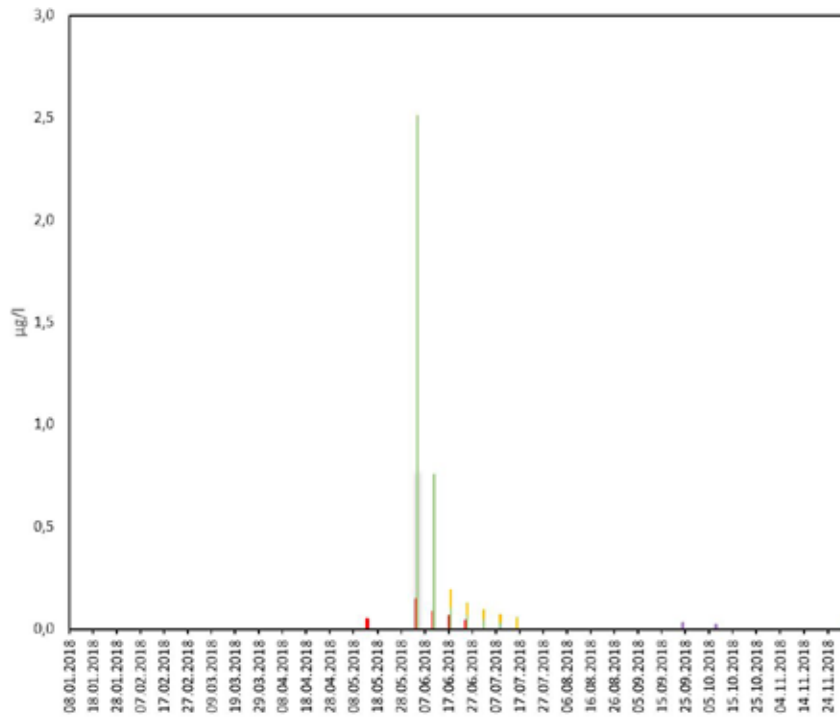


Grafik 14
Entwicklung der Nitratkonzentration in Jahresmittelwerten im Auslauf des Herrenteichs.



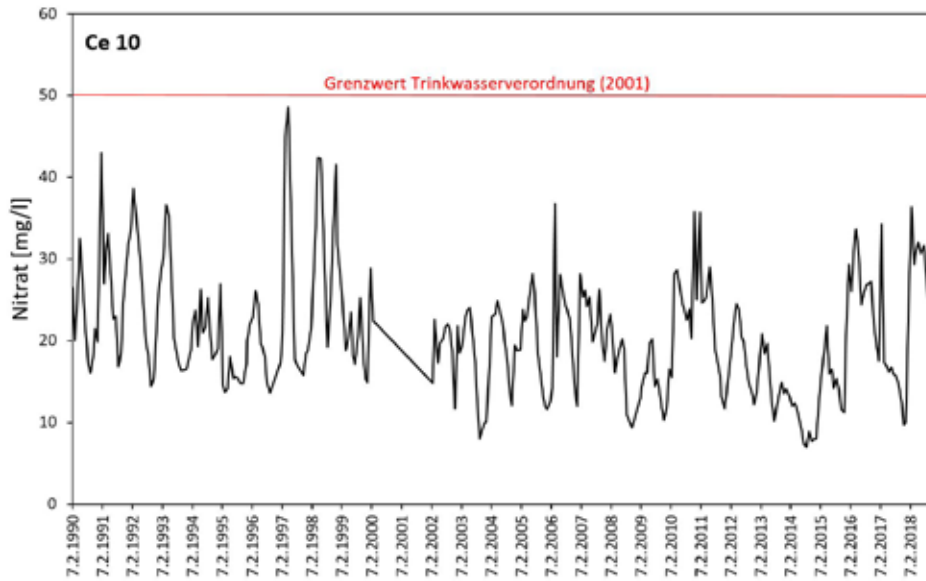
Grafik 15
Entwicklung der Nitratkonzentration im Wahnbach (Einzelwerte).

PFLANZENSCHUTZMITTEL IM WAHNBACH IN 2018

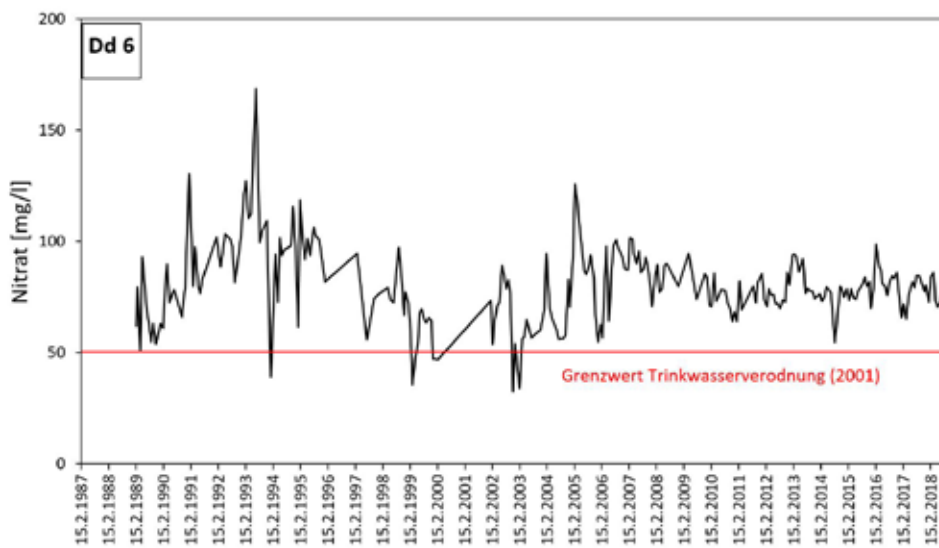


- | | |
|------------------------|---------------------------|
| ■ Desethyl-atrazin | ■ Desethyl-terbuthyl-azin |
| ■ Simazin | ■ Atrazin |
| ■ Propazin | ■ Terbuthyl-azin |
| ■ Sebuthylazin | ■ Prometryn |
| ■ Terbutryn | ■ Bromacil |
| ■ Metolachlor | ■ Cyanazin |
| ■ Parathion-Ethyl | ■ Hexazinon |
| ■ Propoxur | ■ Monuron |
| ■ Monolinuron | ■ Isoproturon_W |
| ■ Methabenzthiazuron_W | ■ Chlortoluron_W |
| ■ Metobromuron_W | ■ Linuron_W |
| ■ Diuron_W | ■ Metoxuron_W |
| ■ Clopyralid_W | ■ Dicamba_W |
| ■ Mecoprop_W | ■ MCPA_W |
| ■ Dichlorprop_W | ■ 2,4-D_W |
| ■ Triclopyr_W | ■ MCPB_W |
| ■ 2,4,5-T_W | ■ 2,4-DB_W |
| ■ Bentazon_W | ■ Picloram |
| ■ Fenoprop | ■ Metazachlor |
| ■ Pendimethalin | ■ Ioxynil |
| ■ Bromoxynil | ■ Metribuzin |

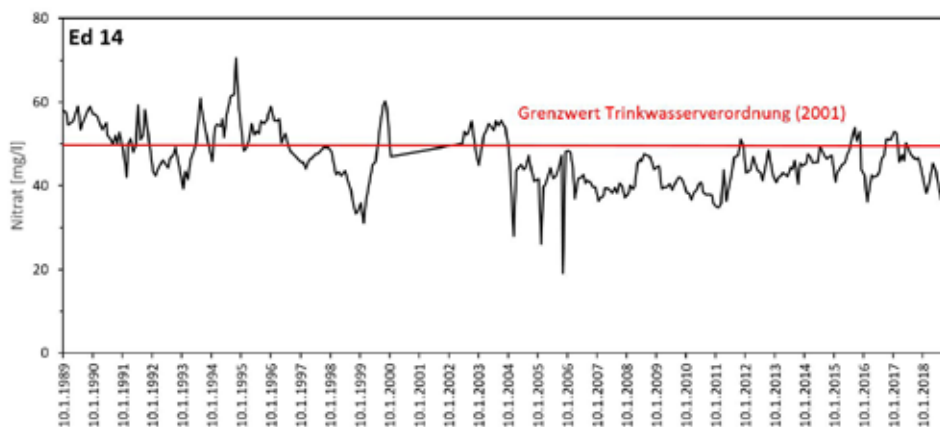
4.3 ENTWICKLUNG DER NITRATKONZENTRATION IN DEN GRUNDWASSERMESSTELLEN UNTERE SIEG VON 1987 BIS 2018 (JAHRESMITTELWERTE)



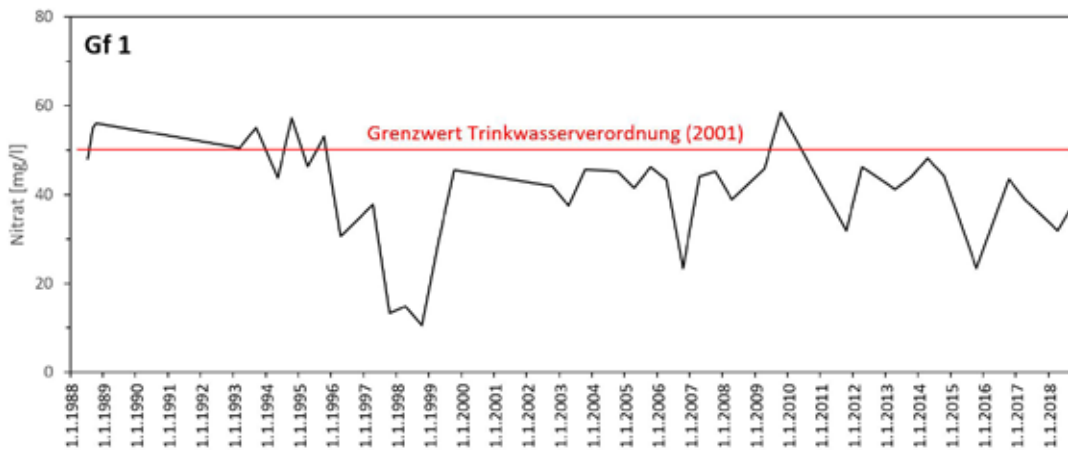
Grafik 1
Entwicklung der Nitratkonzentration an der Grundwassermessstelle Ce 10.



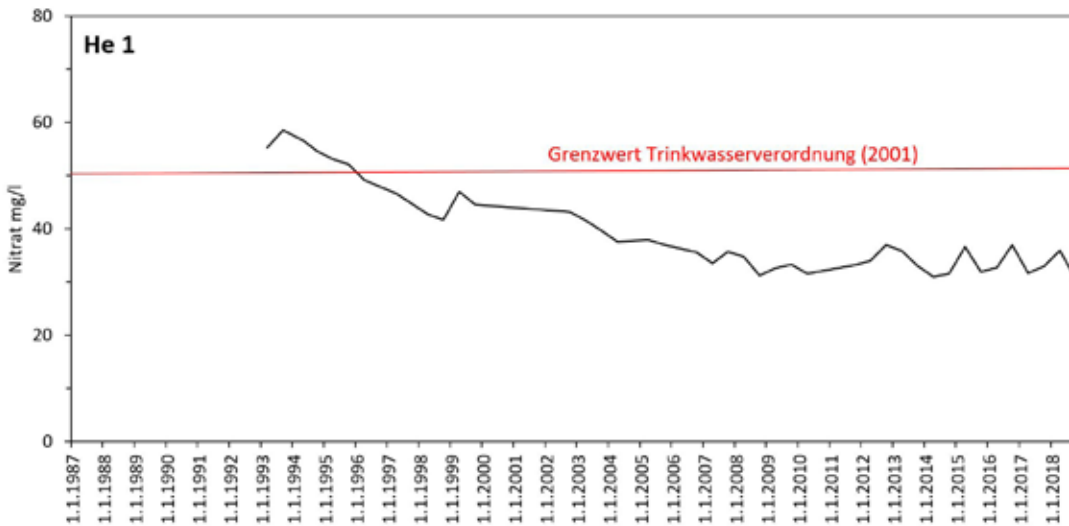
Grafik 2
Entwicklung der Nitratkonzentration an der Grundwassermessstelle Dd 6.



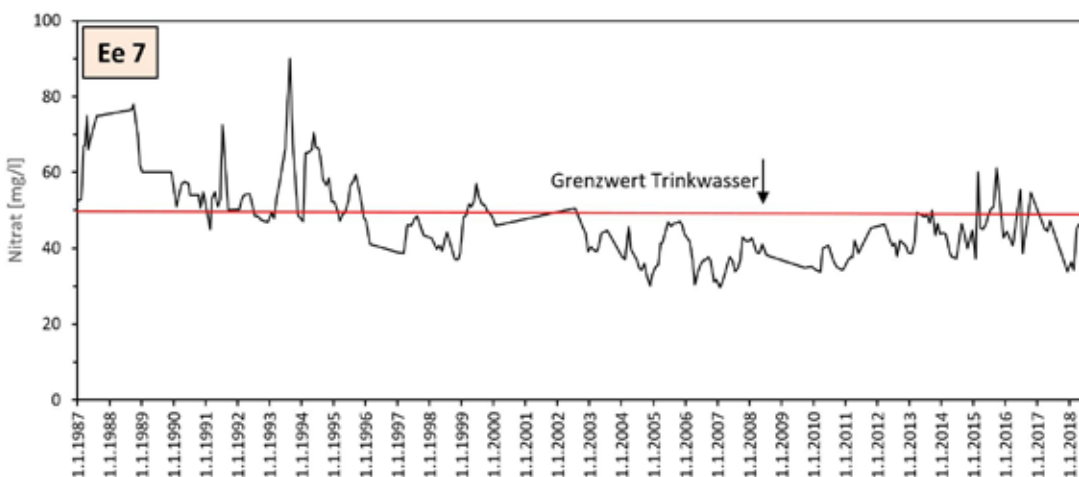
Grafik 3
Entwicklung der Nitratkonzentration an der Grundwassermessstelle Ed 14.



Grafik 4
Entwicklung der Nitratkonzentration an der Grundwassermessstelle Gf 1.

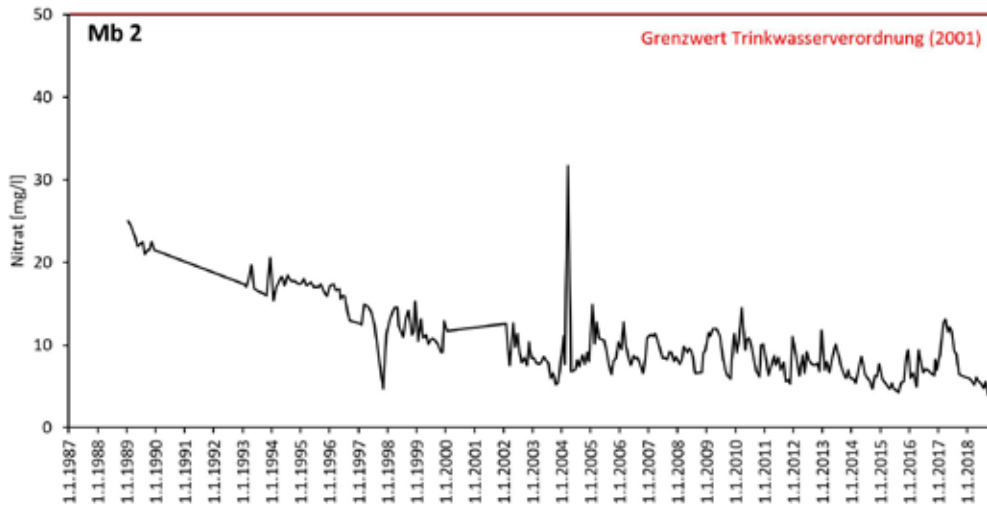


Grafik 5
Entwicklung der Nitratkonzentration an der Grundwassermessstelle He 1.

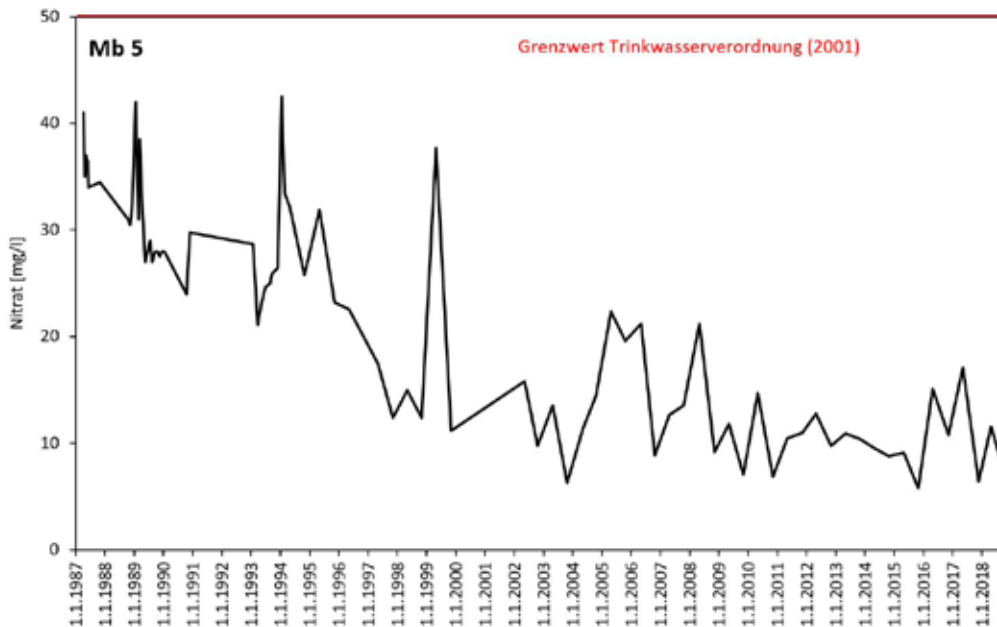


Grafik 6
Entwicklung der Nitratkonzentration an der Grundwassermessstelle Ee 7.

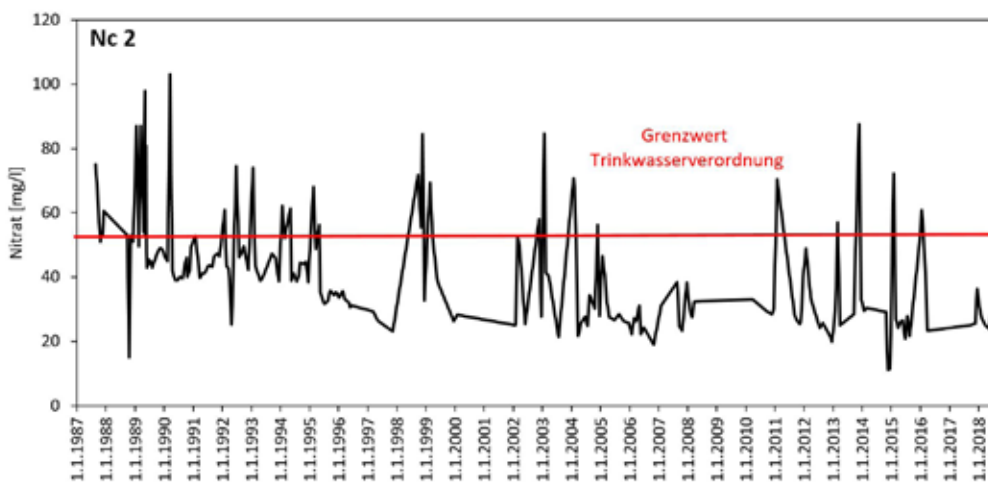
4.4 ENTWICKLUNG DER NITRATKONZENTRATION IN DEN GRUNDWASSERMESSTELLEN IM HENNEFER SIEGBORGEN VON 1987 BIS 2018 (JAHRESMITTELWERTE)



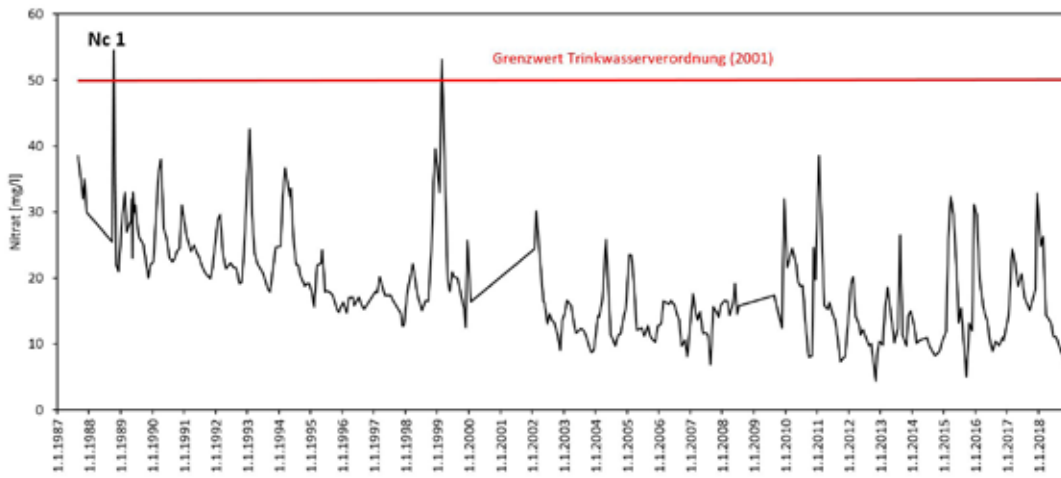
Grafik 1
Entwicklung der Nitratkonzentration an der Grundwassermessstelle Mb 2.



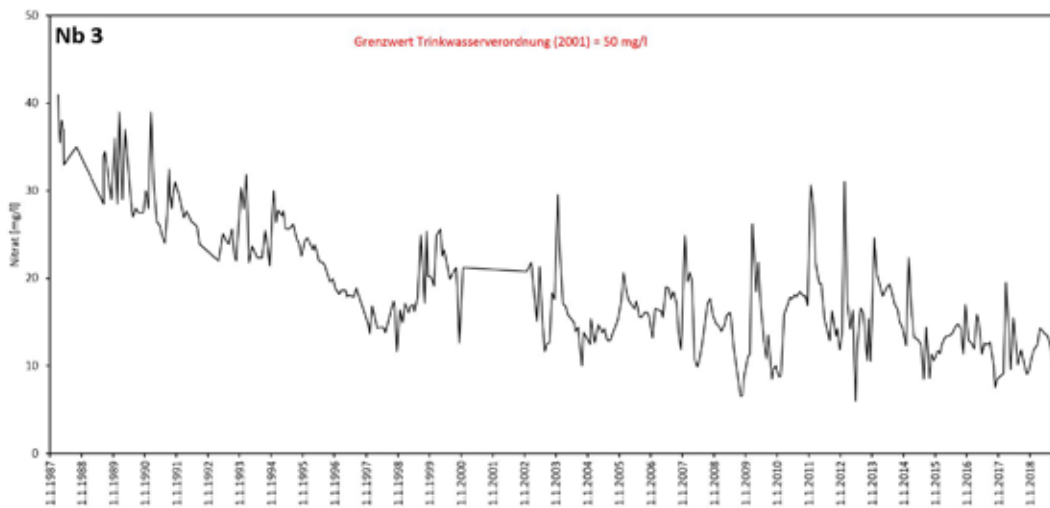
Grafik 2
Entwicklung der Nitratkonzentration an der Grundwassermessstelle Mb 5.



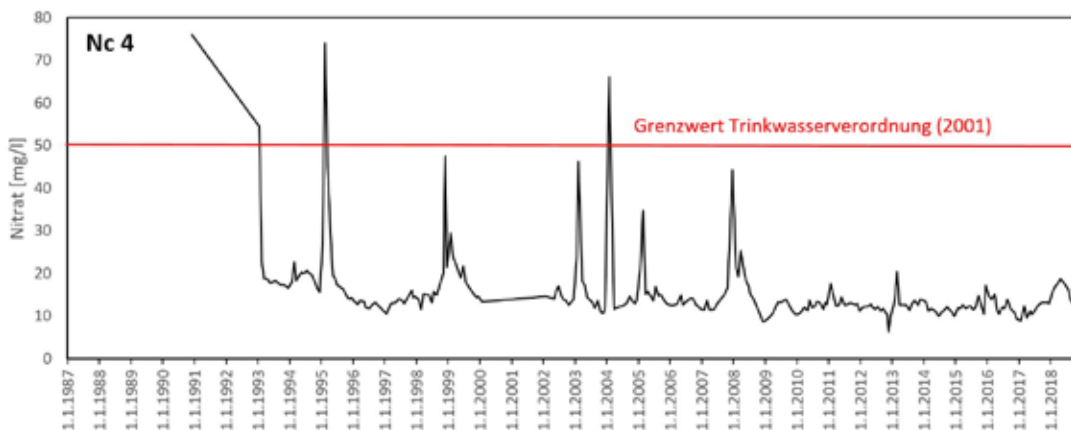
Grafik 3
Entwicklung der Nitratkonzentration an der Grundwassermessstelle Nc 2.



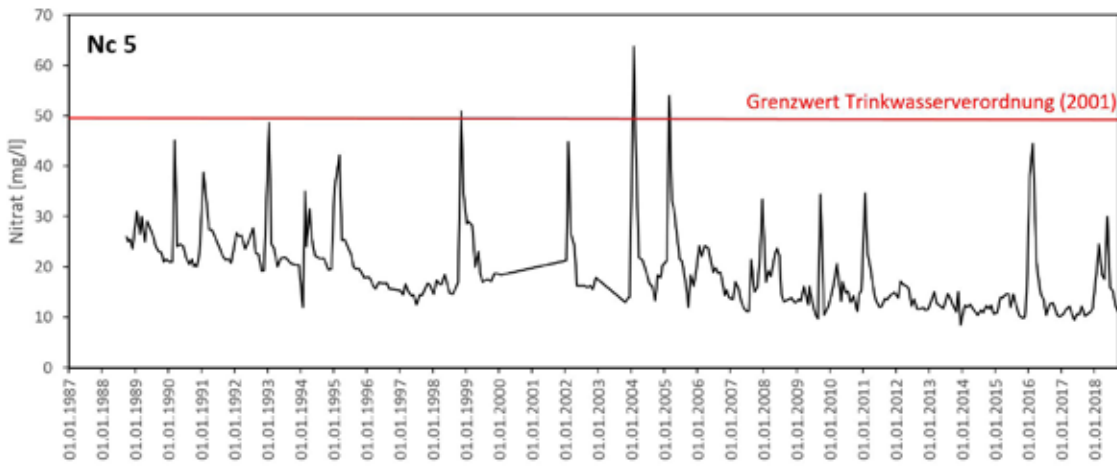
Grafik 4
Entwicklung der Nitratkonzentration an der Grundwassermessstelle Nc 1.



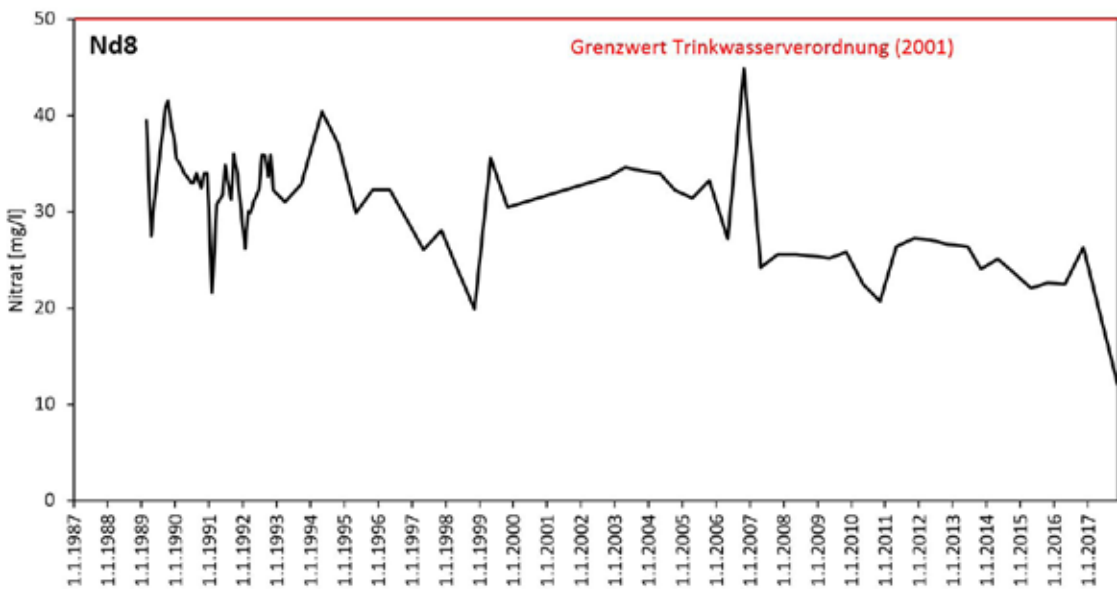
Grafik 5
Entwicklung der Nitratkonzentration an der Grundwassermessstelle Nb 3.



Grafik 6
Entwicklung der Nitratkonzentration an der Grundwassermessstelle Nc 4.



Grafik 7
Entwicklung der Nitratkonzentration an der Grundwassermessstelle Nc 5.



Grafik 8
Entwicklung der Nitratkonzentration an der Grundwassermessstelle Nd 8.



2018

**WAHNBACHTAL-
SPERRENVERBAND**

Siegelsknippen
53721 Siegburg

Telefon
02241 - 128-0

Telefax
02241 - 128 116

E-Mail
info@wahnbach.de

Website
www.wahnbach.de