



NÄHRSTOFFLICHE BELASTUNGEN IN FLIESSGEWÄSSERN

Und deren Einfluss auf die Fischfauna in
Rheinland-Pfalz



IMPRESSUM

Herausgeber: Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz
Kaiser-Friedrich-Straße 7
55116 Mainz

Bearbeitung: Dr. Matthias Brunke
Referat 52 Gewässerökologie/Fischerei, LfU

Titelbild und Fotos: Dr. Matthias Brunke

Kartographie: LfU auf Basis GeoBasis-DE / LVermGeoRP

LfU Bericht
Mainz, September 2022

© 2022

Nachdruck und Wiedergabe nur mit Genehmigung des Herausgebers

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	4
Einleitung und Veranlassung	6
Daten und Auswertung	6
Übersicht zu den Bewertungen zu den allgemein chemisch-physikalischen Parametern	7
Belastung durch Ammonium	10
Belastung durch Nitrit	11
Belastung durch Gesamtphosphat	13
Belastung durch Orthophosphat	14
Belastung durch winterliche Maximaltemperatur	16
Belastungsprofile von sechs Beispielgewässern	17
Landnutzung der sechs Beispielgewässer	18
Bedeutung der ACPs in den Fischregionen	28
Zusammenhang zwischen der fischbiologischen Bewertung und Ammonium sowie Nitrit	29
Passen die Orientierungswerte zur fischökologischen Bewertung?	29
Einfluss der Landnutzung auf den fischökologischen Zustand	31
Einfluss der saprobiellen Belastung auf den fischökologischen Zustand	32
Beziehungen zwischen der Besiedlungsdichte von Fischarten und stofflichen Parametern	34
Schlussfolgerungen	40
Empfehlungen	40
Fallstudie Nister	41
Literatur	54
Anlagen	55

Zusammenfassung

1. Nährstoffe haben für die Ökologie von Fischen und ihren Lebensgemeinschaften eine grundlegende Bedeutung. In dieser Studie wird der Frage nachgegangen, welchen Einfluss Nährstoffe auf das Vorkommen von Fischen und den fischökologischen Zustand in Fließgewässern in Rheinland-Pfalz haben. Hierzu werden die Daten aus dem biologischen und chemischen Monitoring von 2017 bis 2019 statistisch ausgewertet. Die Daten umfassen (i) die allgemein physikalisch-chemischen Parametern, (ii) die Saprobienindices des Makrozoobenthos und (iii) die fischbiologischen Erhebungen.
2. Nährstoffliche Belastungen in Fließgewässern sind in Rheinland-Pfalz noch verbreitet. Schwerpunkte der Belastung liegen großräumig in der Oberrheinebene und betreffen andernorts einzelne Gewässer, wie Nothbach, Lauter und Wiesbach. Neben den Dauerbelastungen sind in einigen Bächen auch spitzenartige Belastungen auffällig.
3. In Bächen erweisen sich insbesondere hohe Konzentrationen von Ammonium und Nitrit als beeinträchtigend für die Fischfauna aus. In der Unteren Forellenregion und der Äschenregion beeinflusst zudem die organische Belastung bzw. die Saprobie den fischökologischen Zustand. Die regulativen Grenzwerte für die Saprobie sind deutlich zu hoch, um die Belastung in der Forellenregion abzubilden. Die Vielfalt der stofflichen Belastungen ist in der Äschenregion am höchsten. Die absoluten Mengen der stofflichen Belastungen sind in der Cyprinidenregion am höchsten, da diese überwiegend in der Oberrheinebene vorkommt.
4. Erhöhte Konzentrationen von Gesamtphosphat und Orthophosphat sind weit verbreitet. Der Einfluss von hohen Phosphatgehalten auf die fischbiologische Zustandsbewertung ist deswegen schwierig statistisch nachweisbar. Die realisierte Eutrophierung aufgrund hoher Phosphorkonzentrationen betrifft in der Barbenregion die meisten Gewässer, sie kann jedoch bereits auch in der Forellen- und Äschenregion im Einzelfall den fischökologischen Zustand beeinflussen.
5. Die Besiedlungsdichten von Fischarten korrelieren mit Nährstoffgehalten und der Intensität des Stoffumsatzes. Die Dichten der Bachforelle, nachfolgend von der Groppe sind von allen Fischarten am häufigsten und ausschließlich negativ mit Nährstoffgehalten korreliert. Die Dichten beider Arten korrelieren auch negativ mit der Saprobie, während die Dichten von Döbel, Gründling, Dreistachliger Stichling, Bachschmerle und Plötze positiv mit der Saprobie korrelieren. Zudem steigen die Dichten vom Döbel mit der Eutrophierung und die vom Dreistachligen Stichling mit den Konzentrationen von Ammonium und Nitrit.
6. Die Gesamtbewertung des ökologischen Zustands der Wasserkörper korrespondiert mit der Landnutzung. Die Flächenanteile von Acker, Siedlungen und Sonderkulturen korrelieren mit den stofflichen Belastungen. Ab einem Ackeranteil von über 20% wird in der oberen Forellenregion ein guter Zustand unwahrscheinlich. Der Einfluss der Flächennutzung auf Stoffkonzentrationen variiert je nach Fischregion bzw. Gewässergröße

und Lage. Die Stoffeinträge aus Punktquellen scheinen in der Unteren Forellenregion am einflussreichsten für den fischökologischen Zustand zu sein.

7. Die hier ermittelten Wirkungen von Stoffen auf die Fischfauna belegen die Notwendigkeit einer guten Wasserqualität für die Zielerreichung eines guten fischökologischen Zustands. Eine geringe nährstoffliche Belastung ist insbesondere für gute Bestände der Bachforelle und der Groppe wichtig bzw. der Zielerreichung in Forellen- und Äschenbächen in Rheinland-Pfalz.
8. Fallstudie Nister: Die stoffliche Belastung an der Unteren Nister ist seit 1990 deutlich geringer geworden. Dennoch entwickeln sich im Frühjahr massenhaft fädige Algen auf der Sohle. Die Fischfauna hat sich u.a. durch eine deutliche Zunahme der Elritze sowie durch die Abnahmen von Aal und Äsche sowie auch anderer Arten wie der Nase verändert. Das Abflussregime hat sich ab den 1990-Jahren und noch verstärkt seit 2008 dramatisch verändert, mit erheblich geringeren Abflüssen, insbesondere von April bis September. Die jahreszeitlichen Beziehungen von Orthophosphat zu Wassertemperatur und Abfluss weisen darauf hin, dass die starke Zunahme der Konzentration von Orthophosphat im Frühjahr wahrscheinlich grundlegend für die Eutrophierungsprozesse ist.
9. Schutzmaßnahmen zur Verminderung von Nährstoffeinträgen sind äußerst wichtig. Zu diesen zählen Gewässerrandstreifen bei belastenden diffusen Einträgen. Wirksame Randstreifen erstrecken sich über längere Fließstrecken, sind zusammenhängend, dauerhaft angelegt, funktional strukturiert und hinreichend breit. Für den Stoffeintrag aus Kläranlagen an Bächen ist eine Immissionsbetrachtung erforderlich, die sich auf einen ökologisch relevanten Bemessungsabfluss bezieht. Dieser berücksichtigt die aktuellen klimatischen Veränderungen.

Einleitung und Veranlassung

Der fischökologische Zustand wird maßgeblich von hydromorphologischen und stofflichen Faktoren beeinflusst (Brunke et al. 2008, 2012). Eine erste Auswertung zum Einfluss der Hydromorphologie auf Fischzönosen wurde in Rheinland-Pfalz bereits 2006 durchgeführt. Dabei wurde der Zusammenhang zwischen Stetigkeit von Fischarten und der Strukturgüte dargestellt (Scherer et al. 2006). Zu Bedeutung von Nährstoffen für den fischökologischen Zustand liegen bislang keine Auswertungen vor. Stoffliche Einträge gelangen aus dem gesamten Einzugsgebiet in Fließgewässer. Als Belastungen entstammen sie dabei entweder aus Punktquellen oder diffusen Quellen. Sie unterliegen damit erheblich dem Einfluss der Landnutzung (Brunke 2018).

Die nährstofflichen Aspekte werden für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie anhand der allgemein chemisch-physikalischen Parameter erfasst, den sogenannten ACP. Zu diesen zählt u.a. die Wassertemperatur, der Sauerstoffgehalt und die Konzentration von Nährstoffen, wie Phosphor- und Stickstoffspezies. Die Belastung durch organisch abbaubare Stoffe wird als Saprobie erfasst. Diese wird anhand indikativer Arten des Makrozoobenthos ermittelt.

Von 261 Wasserkörpern liegen aktuelle fischökologische Zustandsbewertung nach EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) vor. Von diesen erreichen 82 Wasserkörper die vorgegebenen Umweltziele bzw. 179 verfehlen die Umweltziele. Im Hinblick auf das Zielerreichungsgebot der WRRL und das dazu gehörende Maßnahmenprogramm ist es daher wesentlich, die Bedeutung nährstofflicher Belastungen für den fischökologischen Zustand zu kennen. Aus diesem Grund werden hier die Beziehungen zwischen nährstofflichen und fischökologischen Parametern statistisch ausgewertet und deren Einfluss auf den Fischbestand in den jeweiligen Fischregionen bewertet.

Daten und Auswertung

Die neuesten Untersuchungen zu den allgemein chemisch-physikalischen Parametern (ACP) umfassen den Zeitraum von 2017 bis 2019 (Zimny et al. 2021). An 120 Messstellen in 106 Wasserkörpern wurde in monatlicher Frequenz Wasserproben genommen und auf Inhaltsstoffe analysiert. Die Festlegung der Messstellen, das Monitoring und die Bewertung anhand der Orientierungswerte wurde vom LfU Referat 53 Gewässerchemie vorgenommen (Zimny et al. 2021). Fischbiologische Untersuchungen wurden an 252 Messstellen im Jahr 2019 durchgeführt. Für 93 Wasserkörper liegen gemeinsame Informationen zu den ACP und den Fischen vor.

Der arithmetische Mittelwert der jeweiligen ACP wird mit einem in der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) genannten typspezifischen Orientierungswert verglichen. Für den Gehalt des gelösten Sauerstoffs gilt ein Minimum, das nicht unterschritten werden sollte. Bei einem Verfehlen des Orientierungswerts vergrößert sich das Risiko der Zielverfehlung bzw. das nicht-Erreichen des guten ökologischen Zustands bzw. Potenzials.

Für die Mittelgebirgsgewässer betragen die Orientierungswerte je nach Gewässertyp für die hier berücksichtigten Parameter gelöster Sauerstoff 7 bzw. 8 mg/L, BSB₅ 3 mg/L, Chlorid 200 mg/L, pH-Wert 6,5 bis 8,5 (untere bzw. obere Schwelle), Orthophosphat-P 0,07 bzw. 0,1 mg/L, Gesamtphosphat-P 0,1 bzw. 0,15 mg/L, Ammonium-N 0,1 mg/L und Nitrit-N 0,03 bzw. 0,05 mg/L (OGewV 2016).

Um die Intensität des Stoffabbaus aufgrund von anthropogen erhöhtem Eintrag von abbaubarer organischer Substanz zu testen, wurden die Sabrobienindices der Untersuchungen des Makrozoobenthos aus dem Jahr 2018 verwendet. Der jeweilige prozentuale Anteil der Landnutzung von Wald, Acker, Sonderkulturen und Siedlung wird herangezogen, um deren Einfluss auf die Bewertungen zu erfassen.

Die Fischgemeinschaften unterscheiden sich je nach der Größe des Fließgewässers, da sich der natürliche Stoffhaushalt mit zunehmender Größe des Einzugsgebiets ändert. Daher werden verschiedene Fischregionen entlang eines Längskontinuums von den quellenahen Oberläufen bis zu den großen Flüssen und Strömen unterschieden (s. Anlage Abb. 1). Diese Fischregionen werden in den Auswertungen zum Einfluss von stofflichen Belastungen berücksichtigt. Es ist anzunehmen, dass die Beziehungen und der anthropogene Stoffeintrag zwischen den Regionen variieren. Zur Differenzierung werden der Fischregionen entsprechend der OGewV (2016) verwendet: Salmoniden-Epirhithral (Obere Forellenregion), Salmoniden-Metarhithral (Untere Forellenregion), Salmoniden-Hyporhithral (Äschenregion), Cypriniden-Region, Epipotamal (Barbenregion) und Metapotamal (Brachsenregion).

Die Befischungen zur Bewertung von Wasserkörpern nach WRRL zielen nicht auf eine quantitative Erfassung von Fischen, sondern auf eine Darstellung der relativen Anteile der Arten am Gesamtbestand. Um dennoch die Bedeutung von stofflichen Parametern für die Besiedlungsdichten statistisch zu testen, wurden die Dichten der nachgewiesenen Arten jeder Befischung bezogen auf 100 m² Gewässerfläche standardisiert. Die tatsächlichen Fischdichten sind höher einzuschätzen.

Die statistischen Auswertungen wurden mit dem Softwarepaket Systat 11.0 durchgeführt.

Übersicht zu den Bewertungen zu den allgemein chemisch-physikalischen Parametern

Von den 120 Messstellen mit Messung der ACP waren nur fünf Messstellen ohne Verfehlungen von Orientierungswerten. Diese Messstellen befanden sich am Sauerbach, Untere Our, Untere Kyll, Unterer Flaumbach und Obere Wied.

Für die meisten Messstellen wurden zwei Verfehlungen festgestellt (Abb. 1). An der Unteren Isenach wurden die meisten Verfehlungen des Orientierungswerts mit 10 von 12 möglichen festgestellt.

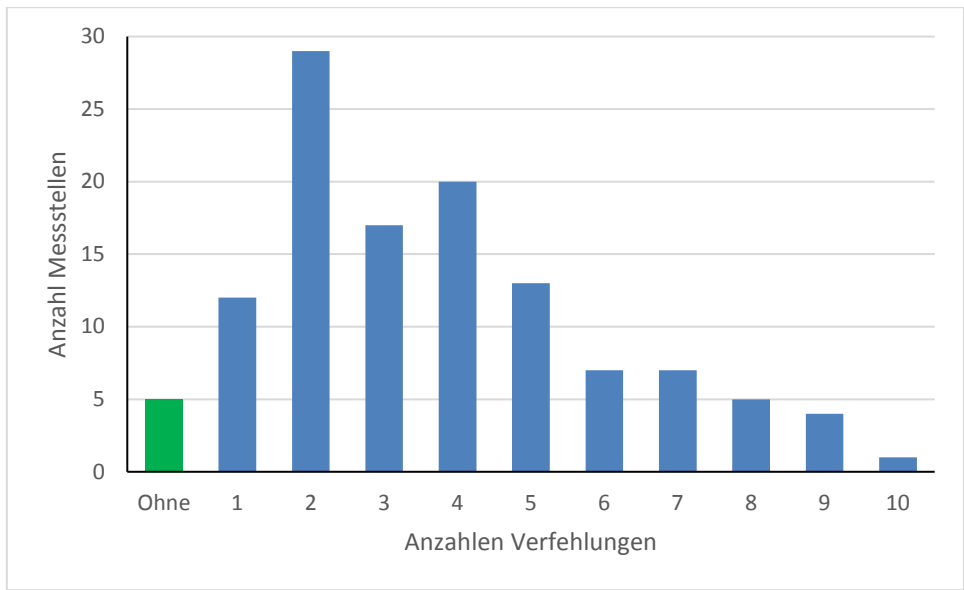


Abb. 1: Histogramm zu den Anzahlen der Verfehlungen der Orientierungswerte bezogen auf die untersuchten Messstellen (Zeitraum 2017 bis 2019, n = 120).

Die Messstellen mit den meisten Verfehlungen der Orientierungswerte befinden sich in der Oberrheinebene (Abb. 2). In anderen Naturräumen fallen die Messstellen am Unteren Wiesbach (Rheinhessen), der Oberen Lauter (Kaiserslauterer Senke) und dem Nothbach (Osteifel) auf. Die Art der Landnutzung übt einen hohen Einfluss auf die Stoffkonzentrationen aus (s. Anlage Tab. 1).

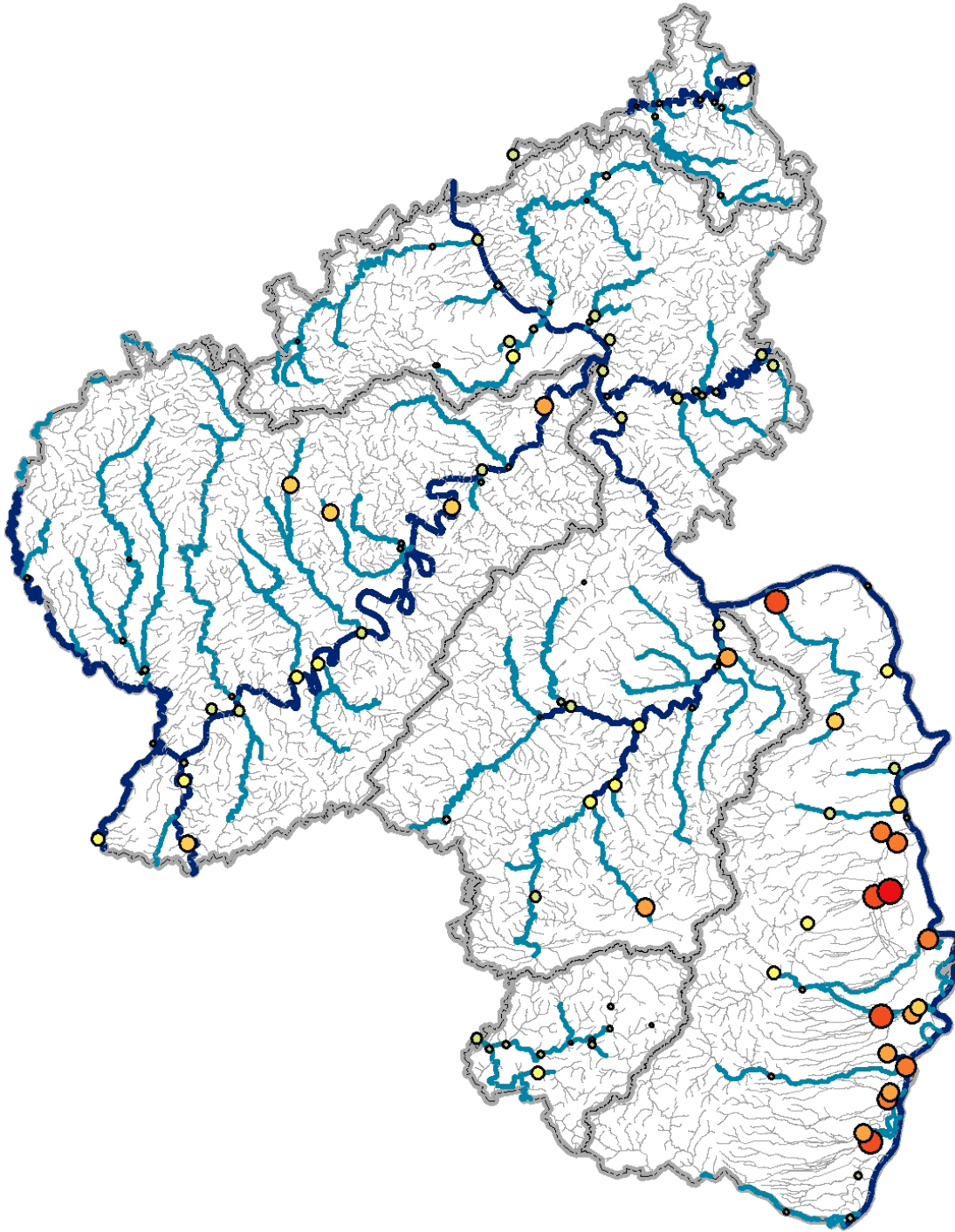


Abb. 2: Karte zur Verteilung der 120 Messstellen in Rheinland-Pfalz mit Untersuchungen zu den allgemein chemisch-physikalischen Parametern nach OGewV (2016). Darstellung der Verfehlungen des Orientierungswerts: Je größer und roter der Kreis, umso mehr Verfehlungen.

Die häufigsten Verfehlungen der Orientierungswerte werden von den Parametern Gesamtphosphat (Pges), Ammonium (NH₄_N), Orthophosphat (o-PO₄_P) und winterliche Maximaltemperatur (Tmax Winter) verursacht (Abb. 3).

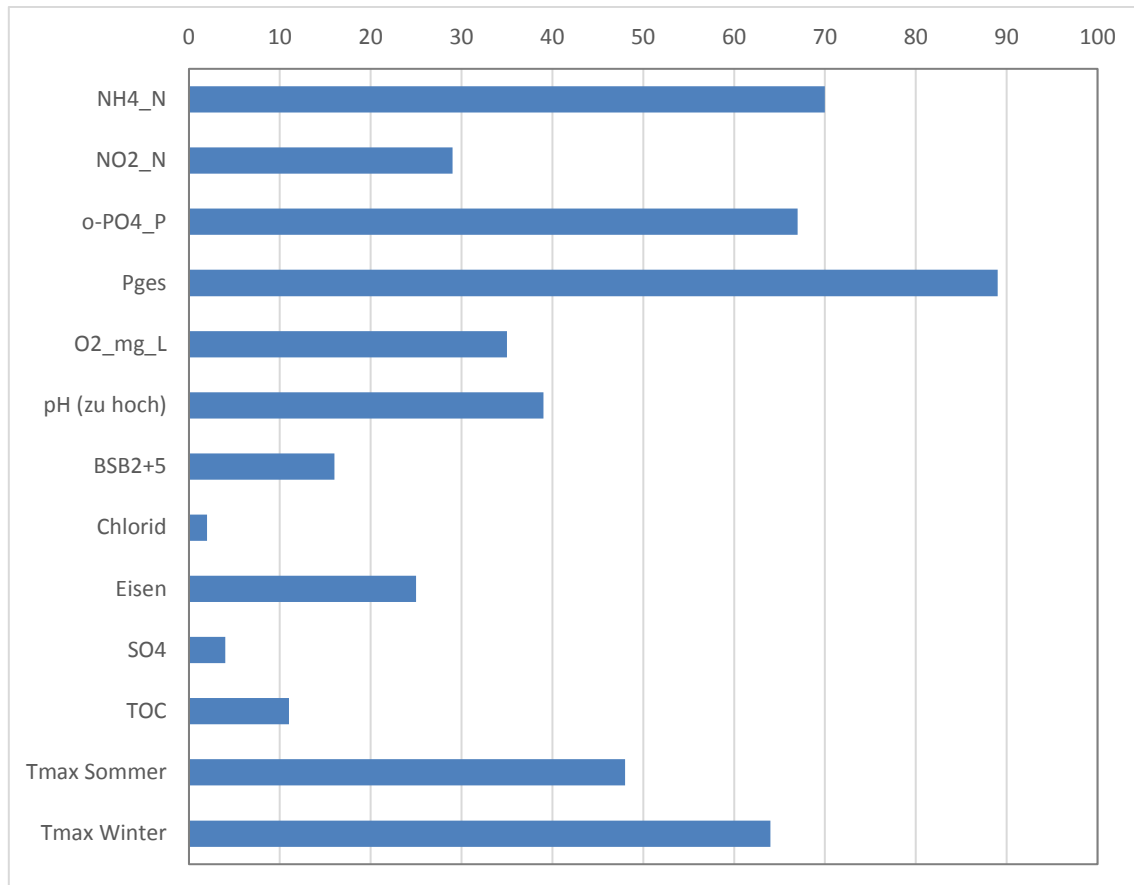


Abb. 3: Anzahlen der Verfehlungen für die einzelnen physikalisch-chemischen Parametern (OGewV 2016) bezogen auf die 120 Messstellen.

Belastung durch Ammonium

Hohe Konzentrationen von Ammonium (NH₄-N) können für Fische problematisch sein. Zum einen wird bei der mikrobiellen Transformation zu Nitrat (Nitrifikation) Sauerstoff verbraucht, zum anderen dissoziiert Ammonium mit steigendem pH-Wert zum fischtoxischen Ammoniak.

Die Mehrzahl der untersuchten Wasserkörper (58%) ist mit hohen Konzentrationen dauerhaft belastet. Bei einigen Messstellen wurden zudem hohe Spitzenbelastungen (> 10-facher Orientierungswert) festgestellt (Abb. 4). Am höchsten waren die Spitzen-Belastungen (20mal > Orientierungswert) bei folgenden Wasserkörpern: Unterer Otterbach, Unterer Speyerbach, Rehbach (Rhein) (Faktor 51), Untere Isenach, Unterer Eckbach (Faktor 58), Untere Pfrimm, Seebach, Mittlere Selz, Obere Lauter, Moosalbe, Felsalbe, Konzer Bach.

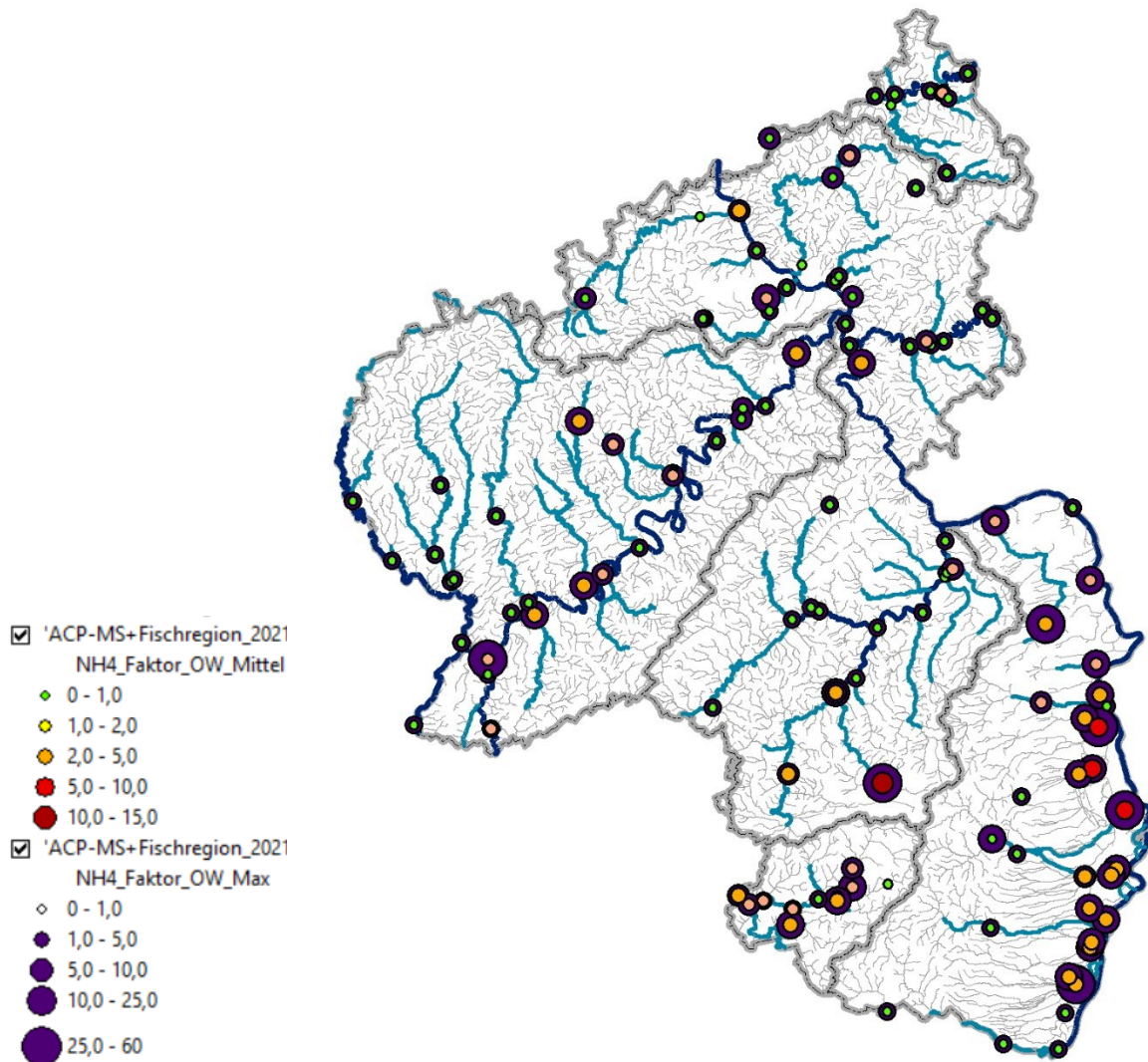


Abb. 4: Karte zu den Konzentrationen von Ammonium (mg/L $\text{NH}_4\text{-N}$) an den untersuchten Messstellen in Bezug zum Orientierungswert (innerer Kreis, grün = Orientierungswert eingehalten, je rötlicher und größer umso höher die Verfehlung) sowie dem Maximalwert (äußerer, violetter Kreis, je größer umso höher der Faktor gegenüber dem Orientierungswert).

Belastung durch Nitrit

Hohe Konzentrationen von Nitrit ($\mu\text{g/L NO}_2\text{-N}$) können für Fische problematisch sein. Zum einen wird bei der mikrobiellen Transformation zu Nitrit im Zwischenschritt bei der Nitrifikation Sauerstoff verbraucht, zum anderen ist es direkt fischtoxisch. Genaue Schwellenwerte lassen sich nicht benennen, da die Sensitivität gegenüber Nitrit von vielen äußeren Faktoren abhängt (insbesondere der Chlorid-Konzentration (abschwächend) und der Expositionsdauer) und sich zwischen Arten und Entwicklungsstadien unterscheidet (Kroupova et

al. 2018). Nitrit ist mit den Flächenanteilen von Acker positiv und mit denen von Wald negativ korreliert, s. Anhang.

Auffällig ist in der Osteifel der Nothbach mit einer sehr hohen Dauerbelastung sowie folgend der Obere Alfbach und die Obere Lauter (Abb. 5). Hohe spitzenartige Belastung wurden in der Unteren Ahr (hoher Maximalwert und auch sehr hoher Mittelwert) sowie in der Mittleren Isenach (Dauerbelastung mit extremen Spitzen bis Faktor 63) nachgewiesen. Bei den weiteren dauerbelasteten Wasserkörpern handelt es sich u.a. um den Unteren Wiesbach, die Mittlere Selz, Mittlere und Untere Isenach sowie den Unteren Eckbach.

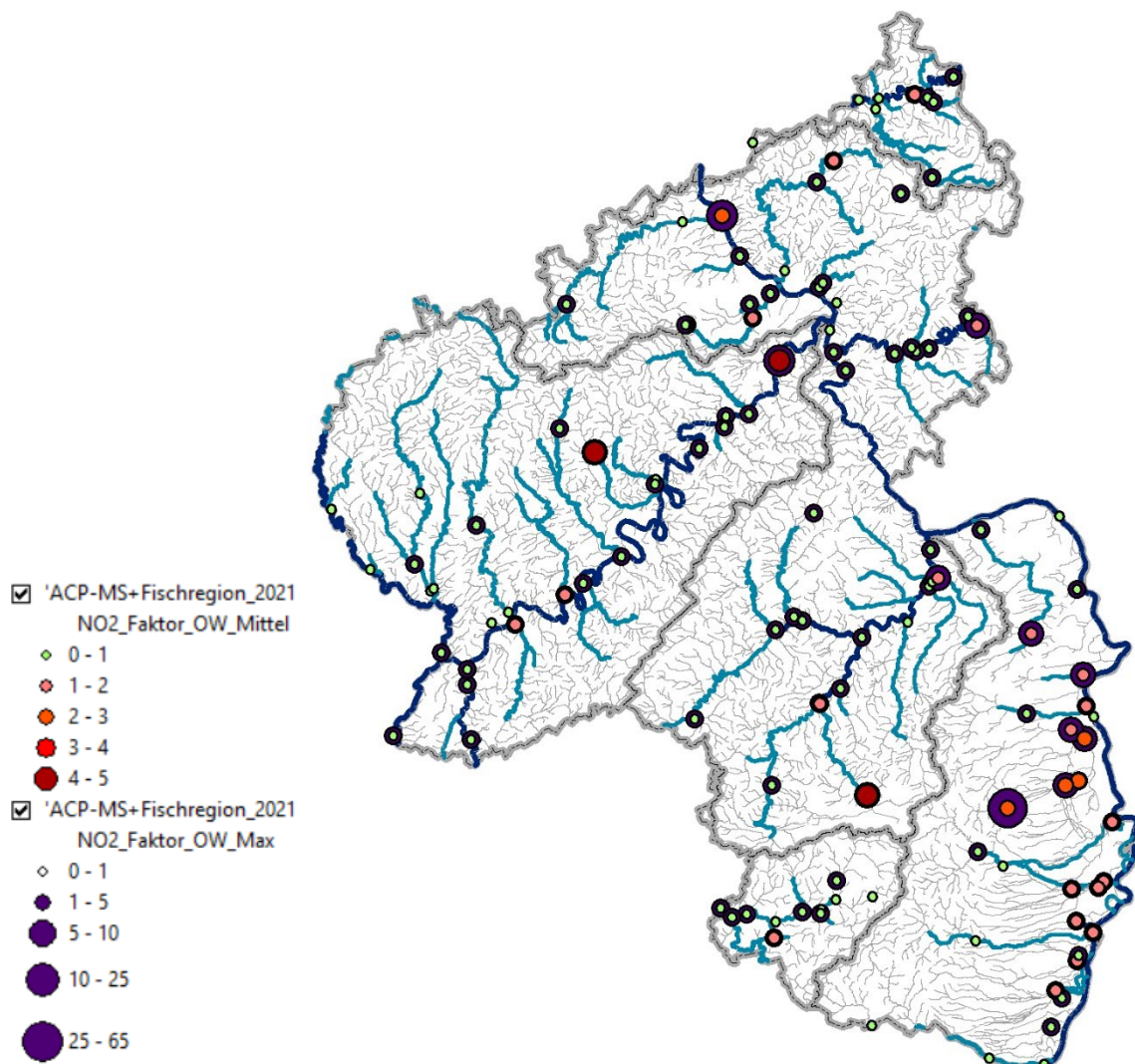


Abb. 5: Karte zu den Konzentrationen von Nitrit ($\mu\text{g/L NO}_2\text{-N}$) an den untersuchten Messstellen in Bezug zum Orientierungswert (innerer Kreis, grün = Orientierungswert eingehalten, je rötlicher und größer umso höher die Verfehlung) sowie dem Maximalwert (äußerer, violetter Kreis, je größer umso höher der Faktor gegenüber dem Orientierungswert).

Belastung durch Gesamtphosphat

Gesamtphosphat (P_{ges} mg/L) umfasst verschiedene gelöste Phosphorspezies sowie partikulär und organisch gebundenes Phosphor. Dadurch ist Gesamtphosphat kein direkt wirksamer Faktor für Fische im Gegensatz zu beispielsweise Nitrit. Die Konzentration von Gesamtphosphat indiziert eine Summenbelastung von Nährstoffen aus Punktquellen bzw. direkten anthropogenen Stoffeinträgen, von abgeschwemmten Bodenpartikeln und in Biomasse aufgenommene Phosphorverbindungen. Gesamtphosphat ist mit den Flächenanteilen von Acker positiv und denen von Wald negativ korreliert, s. Anhang.

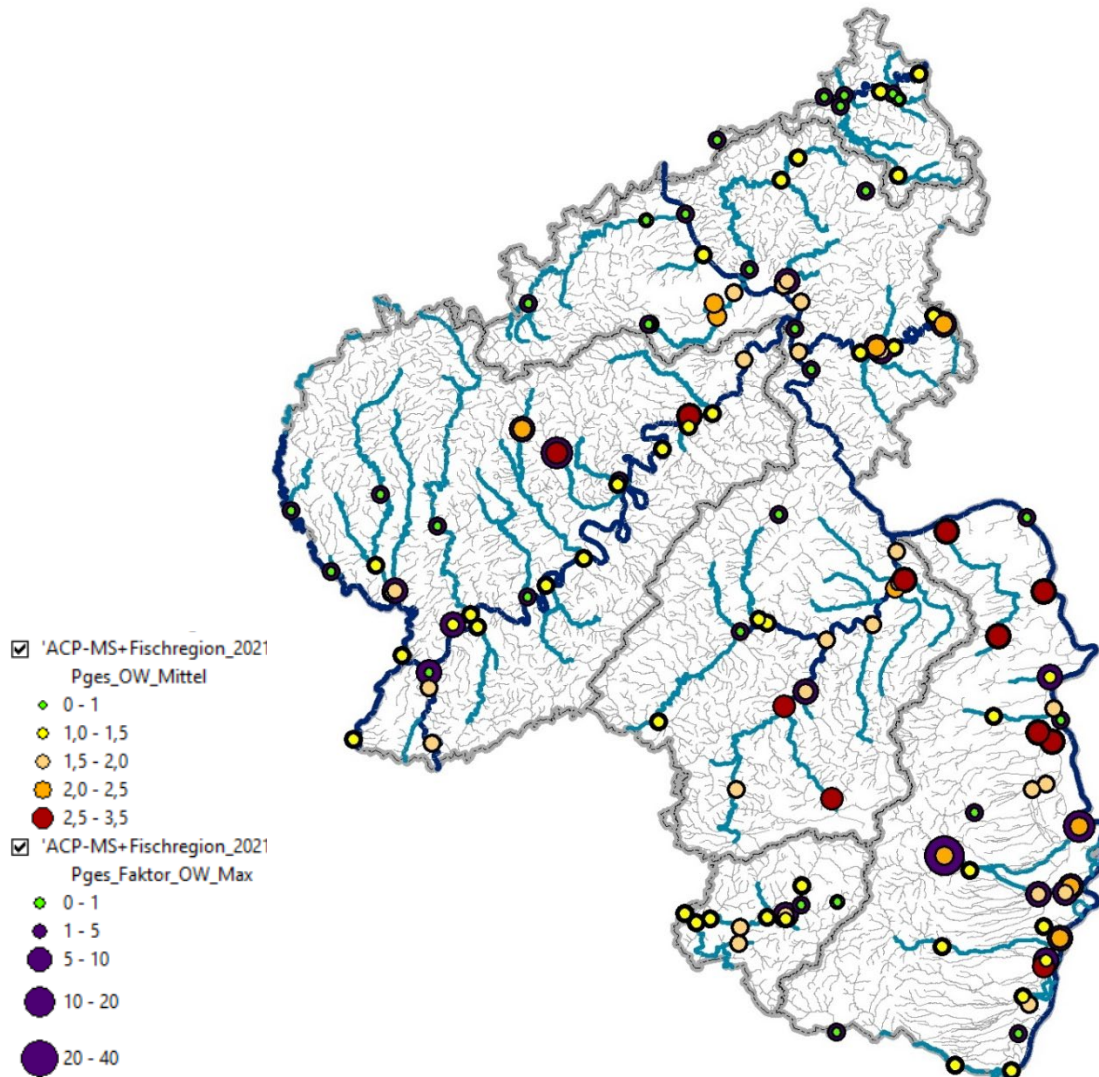


Abb. 6: Karte zu den Konzentrationen von Gesamtphosphat (P_{ges} mg/L) an den untersuchten Messstellen in Bezug zum Orientierungswert (innerer Kreis, grün = Orientierungswert eingehalten, je rötlicher und größer umso höher die Verfehlung) sowie dem Maximalwert (äußerer, violetter Kreis, je größer umso höher der Faktor gegenüber dem Orientierungswert).

Bei einer Reihe von Wasserkörpern waren die mittleren P_{ges} Konzentrationen deutlich erhöht: Unterer Klingbach, Unterer Eckbach, Unterer Eisbach, Flügelsbach, Untere Selz, Mittlere Selz, Obere Lauter, Untere Lauter, Unterer Wiesbach, Obere Alf.

Spitzenartige, sehr hohe Belastungen traten bei einigen Wasserkörpern auf: Hochspeyerbach, Rehbach (Rhein), Seebach, Unterer Wiesbach, Untere Nims, Unterer Schwarzbach, Biewerbach, Obere Alf. Am Hochspeyerbach wurde maximal das 39-fache des Orientierungswertes gemessen.

Belastung durch Orthophosphat

Orthophosphat kann direkt von Mikroorganismen und Algen aus der fließenden Welle aufgenommen werden. Damit ist es unmittelbar relevant für den gesamten Stoffumsatz im Gewässer und kann schnell zur Eutrophierung führen. In beschatteten Gewässern führen hohe Konzentrationen von Orthophosphat nicht unbedingt zu einer Eutrophierung. In der Limnologie wird deswegen zwischen einer theoretischen und realisierten Eutrophierung aufgrund der Konzentration von Orthophosphat und der Lichtverfügbarkeit unterschieden. Für die Fische ist die realisierte Eutrophierung relevant, da sie zu starken tagesperiodischen Schwankungen der Sauerstoffkonzentration und des pH-Werts sowie ggfs. des Ammoniaks führt. In eutrophierten Gewässern sind aufgrund der hohen Biomassen zudem alle weiteren mikrobiellen Stoffumsätze intensiviert. Auch der Abbau dieser Biomasse verursacht durch Zehrungsprozesse eine sogenannte Sekundärbelastung.

Die Quellen von Orthophosphat sind häufig Abwassereinleitungen, auch verstärkt aus Kläranlagen ohne Phosphor-Fällung sowie diffuser Eintrag aus Drainagen, Bodenwasser und oberflächlichem Grundwasser von landwirtschaftlichen Flächen. In der Regel sind die Konzentrationen von Orthophosphat und Gesamtposphat hoch korreliert (hier: $r = 0,945$, $p < 0,001$, $n = 119$). Orthophosphat ist mit dem Flächenanteil von Acker positiv korreliert, s. Anhang.

Auch beim Orthophosphat sind viele Wasserkörper dauerbelastet: Unterer Eckbach, Flügelsbach, Untere Selz, Obere Lauter, Untere Lauter, Unterer Wiesbach, Unterer Gelbach, Obere Alf, Pommerbach.

Spitzenartige, hohe Belastungen wurden beim Hochspeyerbach, Rehbach (Rhein) und Obere Alf nachgewiesen. Am Oberen Alf und Hochspeyerbach wurde maximal das 17-fache des Orientierungswertes gemessen.

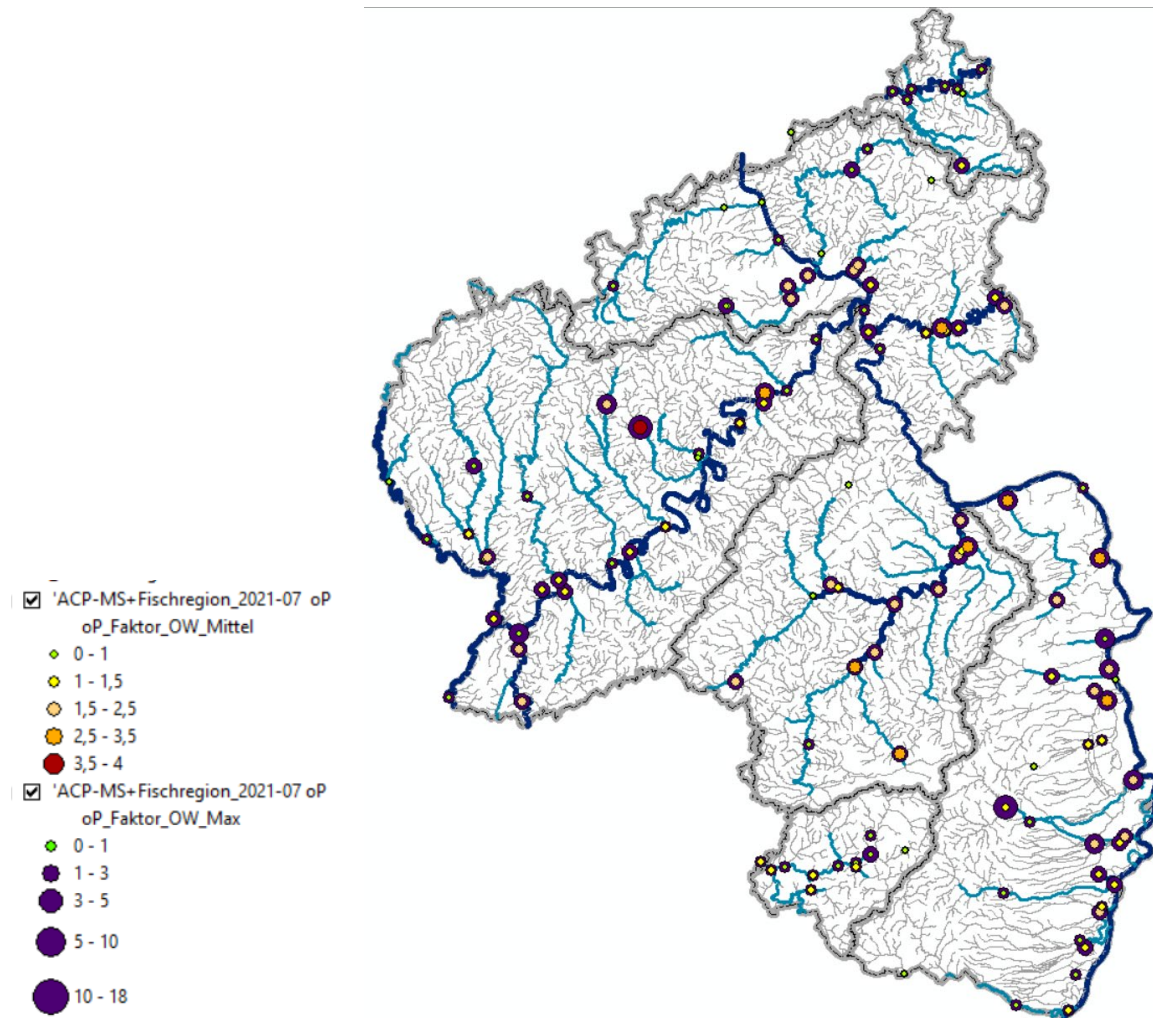


Abb. 7: Karte zu den Konzentrationen von Orthophosphat ($\text{o-PO}_4\text{-P}$ mg/L) an den untersuchten Messstellen in Bezug zum Orientierungswert (innerer Kreis, grün = Orientierungswert eingehalten, je rötlicher und größer umso höher die Verfehlung) sowie dem Maximalwert (äußerer, violetter Kreis, je größer umso höher der Faktor gegenüber dem Orientierungswert).

Belastung durch winterliche Maximaltemperatur

Die Fauna in Fließgewässern in Rheinland-Pfalz ist an winterkalte Gewässer adaptiert. Eine hohe Wintertemperatur greift in Entwicklungszyklen sowie als Zeitgeber in Wanderbewegungen und Laichzeiten ein, erhöht die physiologische Belastung von Tieren und kann sich auf das Sauerstoffregime des Gewässers auswirken.

Zu hohe Wintertemperaturen wurden bei vielen Wasserkörpern in der Oberrheinebene und größeren Fließgewässern nachgewiesen: Rhein, Mosel, Saar, Glan und Ahr. Auffällig ist, dass an den vier Messstellen im Nettesystem zu hohe Wintertemperaturen festgestellt wurden.

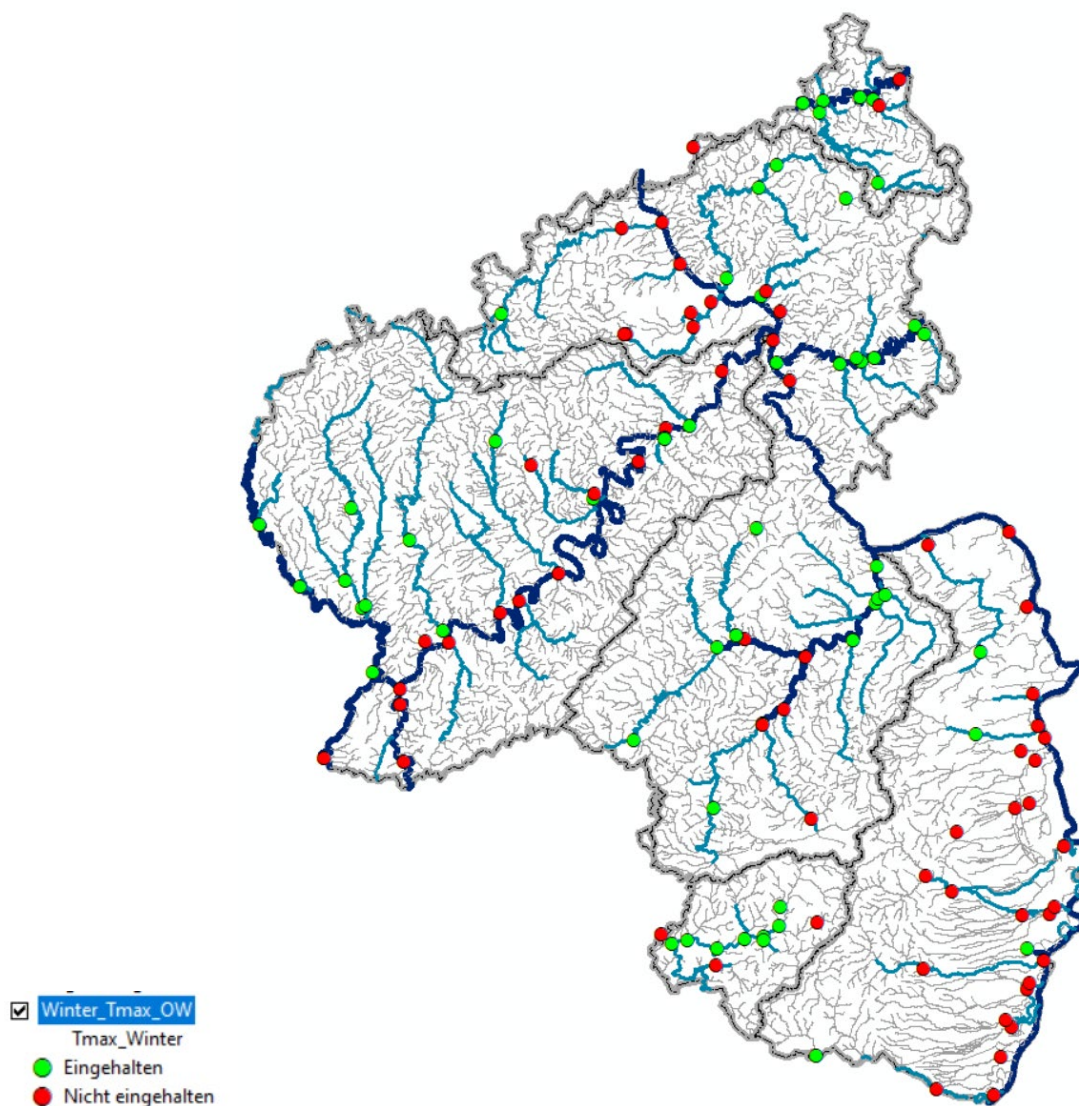


Abb. 8: Karte zu den winterlichen maximalen Wassertemperaturen (°C) an den untersuchten Messstellen in Bezug zum Orientierungswert (grün = Orientierungswert eingehalten, rot = Orientierungswert verfehlt).

Die erhöhten Wintertemperaturen im Gewässer stehen in einem deutlichen Zusammenhang mit Verfehlungen anderer Orientierungswerte. Zumeist werden bei mehr als drei bis vier Verfehlungen auch die Wintertemperaturen überschritten (KW-Test $p < 0,001$, $n = 120$; Abb. 9).

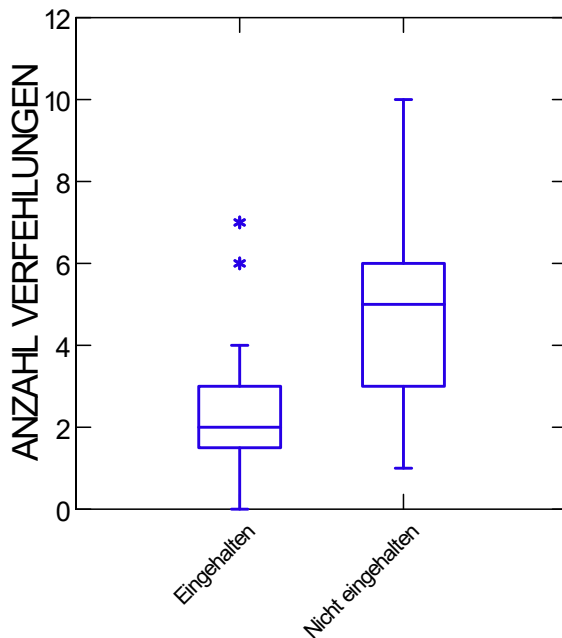


Abb. 9: Box-Plot zur den Anzahlen der Verfehlungen der ACP-Orientierungswerte abhängig von der Einhaltung des Orientierungswertes für die winterliche Maximaltemperatur.

Belastungsprofile von sechs Beispielgewässern

In jedem Gewässer variieren die Konzentrationen der Nährstoffe im Jahresverlauf. Zudem sind diese Stoffganglinien in jedem Gewässer anders. Dennoch bestehen Muster, von denen hier fünf vorgestellt werden. Die Ursachen für unterschiedliche Stoffganglinien liegen in (i) den Quellen der Stoffeinträge, (ii) den absoluten Einträgen, (iii) den im Bezug zum Abfluss relativen Mengen (s. Anlage Abb. 2) sowie (iv) den biogeochemischen Umsätzen.

Die jährliche Dynamik der Nährstoffkonzentrationen kann direkte oder indirekte Auswirkungen auf die Fischgemeinschaften ausüben. Grundsätzlich können bei den Verläufen langfristig erhöhte und kurzzeitige sehr hohe Belastungen unterschieden werden. Aus ökosystemarer, konzeptueller Sicht bewirken dauerhaft hohe Konzentrationen eine sogenannte *press*-Störung, also eine chronische, subletale Belastung, während einzelne Höchstwerte eine sogenannte *pulse*-Störung darstellen, die kurzzeitige subletale bis letale Wirkungen auslöst.

Die jährlichen Stoffganglinien sowie der Einfluss von Höchstwerten und von Schwankungsbreiten von Nährstoffen werden durch die in der OGeWV (2016) geregelte Bewertung nicht abgebildet. In der OGeWV wird nur statisch verglichen, in dem der jährliche Mittelwert mit einem Orientierungswert abgeglichen wird.

Beispielhaft werden hier die Stoffganglinien von Ammonium und Gesamtphosphor von sechs kaum belasteten bis hochgradig belasteten Gewässern besprochen (Tab. 1). Die jeweiligen Abbildungen zeigen auf der x-Achse die Anzahl Tage beginnend vom 1. Januar 2017 bis zum 31. Dezember 2019 (Tage 1 bis 1095). Die maximale Skalierung der linken y-Achse steigt von anfänglich maximalen 0,5 mg/L bei den weniger belasteten Bächen bis hin zu 4,0 mg/L beim stärksten belasteten Gewässer. Auf der rechten y-Achse ist die Wassertemperatur zum Zeitpunkt der Probenahme skaliert; die Wassertemperatur ist für die Intensität von Stofftransformationen relevant, bildet die Saisonalität ab und ist zumeist zum Abfluss negativ korreliert, für den in der Regel keine Informationen an der Messstelle vorliegt.

Landnutzung der sechs Beispielgewässer

An der Oberen Lauter ist der Siedlungsanteil sehr hoch, hingegen die landwirtschaftliche Nutzung gering und der Waldanteil hoch. Der Phosphor-Eintrag aus Punktquellen ist gemäß der Modellbetrachtung an der Oberen Lauter sehr hoch (Tab. 1). Auch beim Wiesbach, Nothbach und Appelbach sind die Phosphoreinträge aus Punktquellen überdurchschnittlich hoch.

Bei den hier ausgewählten Gewässern liegt das Modellierungsergebnis zum Phosphor-Eintrag aus Punktquellen über den Durchschnittswerten aller Wasserkörper (Median: 0,047 mg/L; Mittelwert: 0,072 mg/L P; n = 353). Hierbei ist zu beachten, dass das ACP-Monitoring erst in größeren Gewässern umgesetzt wird und dass Einleitungen aus Kläranlagen in Oberläufen kaum vorkommen.

Der Ackeranteil im Einzugsgebiets des Nothbachs ist mit fast 80% äußerst hoch. Beim Appelbach und Wiesbach sind die Ackeranteile mit über 40% deutlich geringer, dennoch vergleichsweise hoch. Zudem ist der Anteil von Sonderkulturen (Weinbau) bei beiden Gewässern hoch, so dass die landwirtschaftliche Landnutzung bei beiden mit über 75% ebenfalls sehr hoch ist.

Der Waldanteil ist beim Unteren Flaumbach mit etwa 80% sehr hoch und die Anteile von Acker und Siedlungen sind sehr gering. Die Untere Nister verfügt über einen vergleichsweise hohen Anteil von Grünland und Wald (Summe: 80,4%). Beim Unteren Guldenbach ist die Landnutzung vergleichsweise gleichmäßig verteilt mit einem leicht erhöhten Anteil von Weinbau, der jedoch noch deutlich niedriger ist als der Waldanteil.

Tabelle 1: Prozentuale Flächenanteile zur Landnutzung in den ausgewählten Wasserkörpern sowie, die Modellergebnisse zum durchschnittlichen Eintrag von Gesamtphosphat aus Punktquellen (absteigend sortiert). *Die Untere Nister wird in der Fallstudie detailliert besprochen.

Wasserkörper	Gesamt-P aus Punktquellen [mg/l] (Modellbetrachtung)	Acker [%]	Grünland [%]	Sonderkulturen [%]	Wald [%]	Siedlung [%]
Obere Lauter	0,376	9,7	4,5	0,3	62,0	20,8
Unterer Wiesbach	0,196	44,4	2,3	31,9	6,2	11,8
Nothbach	0,145	78,6	4,1	0,1	7,4	8,8
Unterer Appelbach	0,116	46,1	2,9	29,2	4,6	15,1
Unterer Flaumbach	0,081	5,9	10,9	0,1	80,2	2,7
Untere Nister*	0,076	8,3	30,8	0,0	49,6	9,9
Unterer Guldenbach	0,074	16,9	15,4	20,1	32,3	14,0

Ein sauberes Gewässer: der Untere Flaumbach

Beim Unteren Flaumbach wurden keine Verfehlungen der Orientierungswerte festgestellt.

Die Konzentration von Ammonium ist durchgehend sehr niedrig und liegt unter der labor-technischen Bestimmungsgrenze. Die Konzentration von Gesamtphosphat pendelt um den geogenen Hintergrundwert (0,05 mg/L) (Abb. 10).

Der fischbiologische Zustand im Metarhithral des Unteren Flaumbachs ist gut, charakterisiert durch Bestände von Bachforelle, Groppe, Schmerle und Äsche.

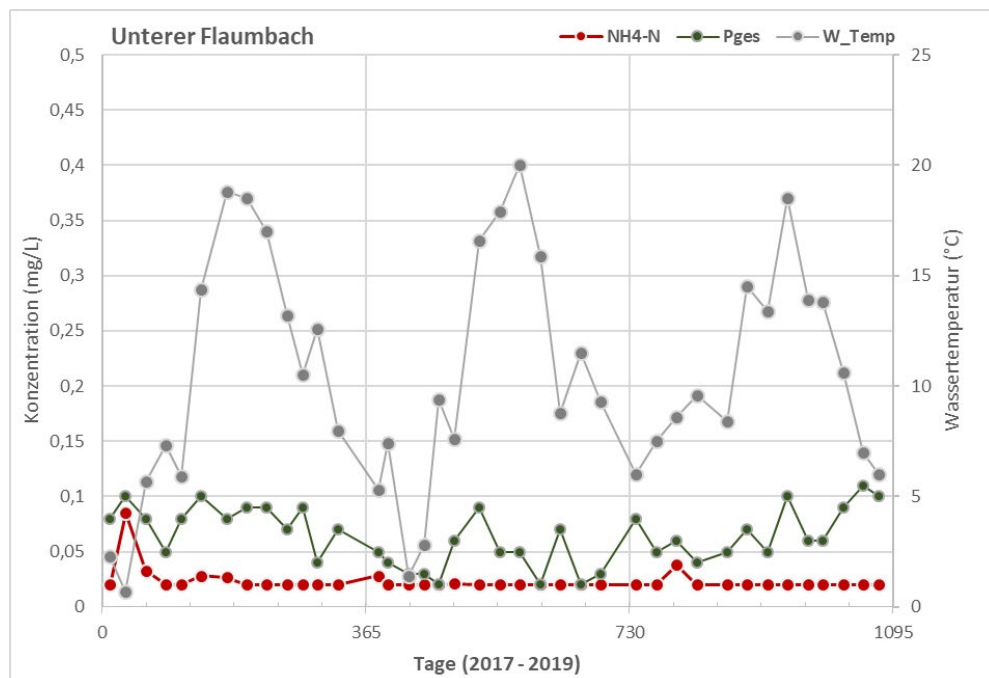


Abb. 10: Jahresgang der Konzentrationen von Ammonium-N, Gesamtphosphat-P und der Wassertemperatur von Januar 2017 bis Dezember 2019 beim Unteren Flaumbach.

Ein leicht belastetes Gewässer: der Untere Guldenbach

Bei dem Unteren Guldenbach wurden zwei Verfehlungen der Orientierungswerte festgestellt (Orthophosphat, Gesamtphosphat).

Beim Jahrgang der Phosphorkonzentration ist eine Saisonalität zu erkennen, mit höheren Werten im Sommerhalbjahr (Abb. 11). Das weist auf eine gleichbleibende Einleitung hin (Punktquellen), die zu höheren Konzentrationen bei geringen Abflüssen im Sommerhalbjahr führt. Da Phosphor bei höheren Temperaturen in Biomasse gebunden wird, kann dieser Prozess noch höheren Konzentrationen gegensteuern. Dennoch führen die sommerlichen Werte zur Überschreitung des Orientierungswerts (0,1 mg/L).

Beim Jahrgang der Ammoniumkonzentration wurden unabhängig von der Jahreszeit einzelne Spitzenwerte erfasst. Diese waren aber nicht problematisch für den Sauerstoffhaushalt des Gewässers.

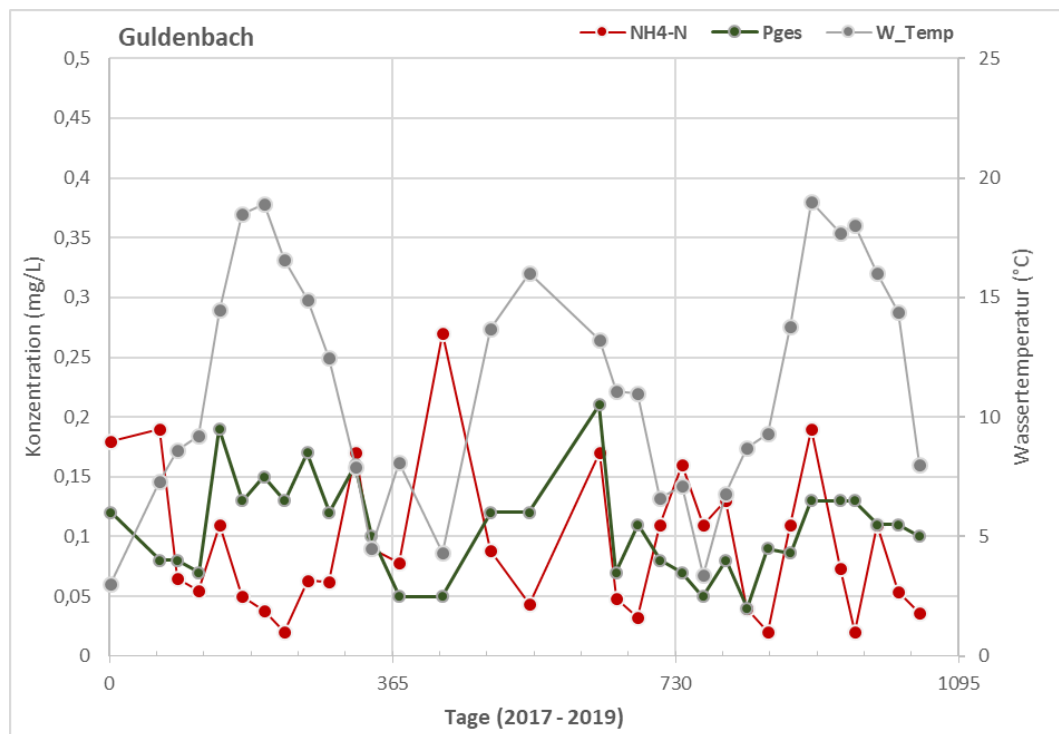


Abb. 11: Jahrgang der Konzentrationen von Ammonium-N, Gesamtphosphat-P und der Wassertemperatur von Januar 2017 bis Dezember 2019 beim Unteren Guldenbach.

Der fischbiologische Zustand im Metarhithral des Unteren Guldenbachs ist gut, charakterisiert durch stabile Bestände von Bachforelle, Elritze, Groppe und Schmerle. Dennoch sind bei Trockenwetterabflüsse beeinträchtigende Auswirkungen von Stoffeinträgen anhand verstärktem Aufwuchs und Feinsedimenten auf der Sohle zu erkennen (Abb. 12).



Abb. 12: Der untere Guldenbach im Februar 2022 mit poröser, steiniger Sohle und im Juli 2022 mit dicht bewachsener Sohle und Feinsedimentablagerungen.

Zwei mittel belastete Gewässer: die Untere Alsenz und der Untere Appelbach

Bei der Unteren Alsenz und beim Unteren Appelbach wurden jeweils drei Verfehlungen der Orientierungswerte festgestellt (Orthophosphat, Gesamtphosphat, pH-Wert).

Bei beiden Bächen nimmt die Saisonalität der Phosphorbelastung im Vergleich zum Guldenbach deutlich zu (Abb. 13, 14) und führt, erkennbar durch das Überschreiten des Orientierungswerts für den pH-Wert, auch zu Eutrophierungsphänomenen. Beim Appelbach lag die Konzentration von Orthophosphat sogar bei jeder Messung oberhalb des Orientierungswerts. Die Konzentrationen von Ammonium sind in beiden Bächen unauffällig, bis auf eine einzelne Spitzenbelastung bei der Alsenz im November 2017, die ebenfalls zu einer deutlichen Erhöhung des Phosphorgehalts geführt hat.

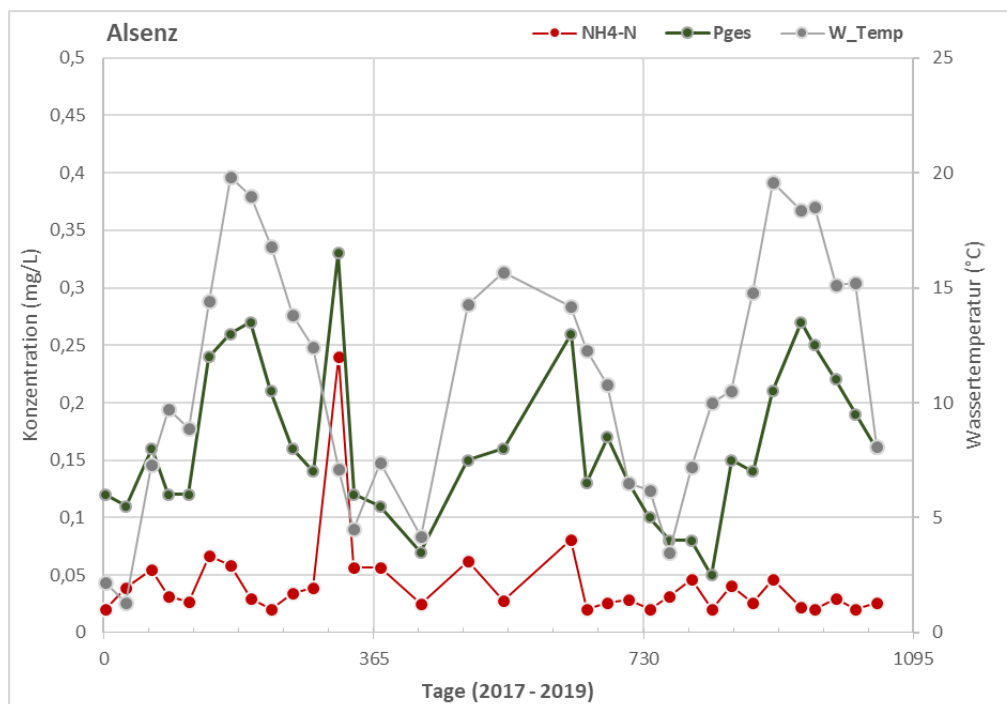


Abb. 13: Jahresgang der Konzentrationen von Ammonium-N, Gesamtphosphat-P und der Wassertemperatur von Januar 2017 bis Dezember 2019 bei der Unteren Alsenz.

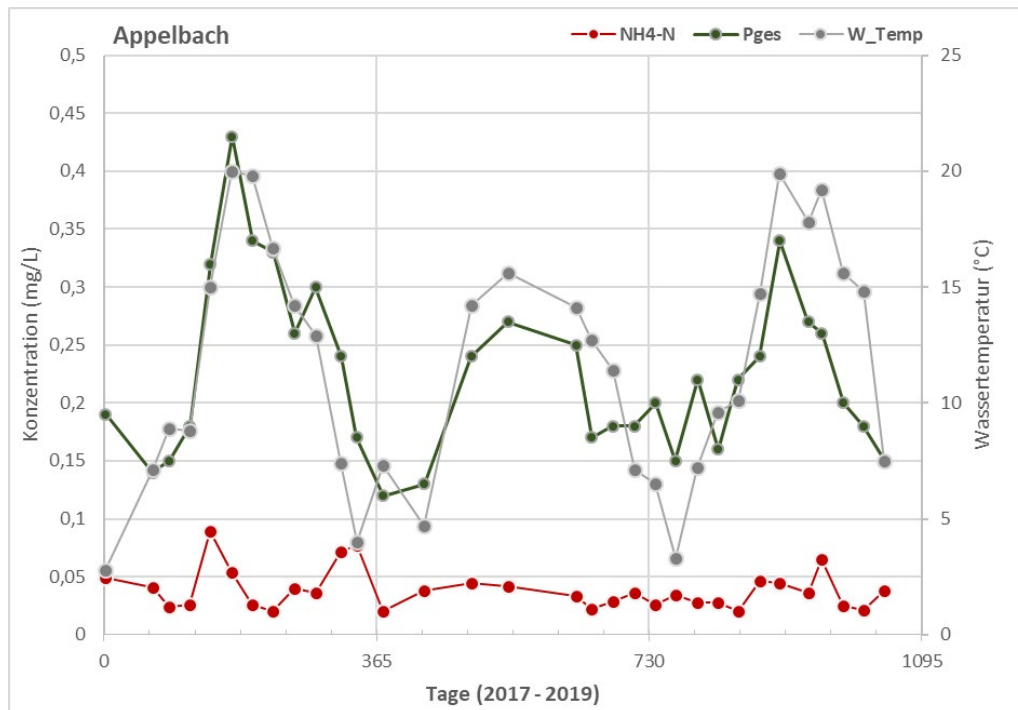


Abb. 14: Jahresgang der Konzentrationen von Ammonium-N, Gesamtphosphat-P und der Wassertemperatur von Januar 2017 bis Dezember 2019 beim Unteren Appelbach.

Der fischbiologische Zustand im Hyporhithral/Epipotamal der Unteren Alsenz ist gut. Er wird durch ein großes Artenspektrum mit stabilen Beständen von Schneider, Groppe, Barbe, Gründling und Döbel charakterisiert. Positiv für den Fischbestand wirkt sich die Verbindung zur Nahe aus. Der fischbiologische Zustand im Hyporhithral des Unteren Appelbachs ist mäßig und wird durch stabile Bestände von Döbel, Gründling, Schmerle und Schneider charakterisiert.

Ein stärker belastetes Gewässer: der Untere Wiesbach

Beim Unteren Wiesbach wurden sieben Verfehlungen der Orientierungswerte festgestellt (Ammonium, Nitrit, Orthophosphat, Gesamtphosphat, Sauerstoff, Eisen, TOC).

Die Phosphorlast ist beim Wiesbach deutlich höher verglichen mit den oben beschriebenen Bächen (beachte linke y-Achse der Abb. ist doppelt so hoch skaliert), die Saisonalität besteht auch hier, auffällig sind jedoch Spitzenwerte 2017 und 2019 (Abb. 15). Auch die Konzentration von Orthophosphat lag beim Wiesbach regelmäßig oberhalb des Orientierungswerts.

Der Jahresgang der Ammoniumkonzentration dokumentiert ausgeprägte Spitzenwerte, die unabhängig von der Jahreszeit auftraten. Die Ganglinie legt nahe, dass solche hohen Schwankungen häufig vorkommen, da mit den Stichprobenuntersuchungen im Rahmen des Monitorings die Nachweise von Spitzen nur unzureichend abgebildet werden und die Maximalkonzentrationen so kaum erfasst werden. Der Stickstoffhaushalt und in der Folge auch der Sauerstoffhaushalt sind sehr problematisch für die Fauna.

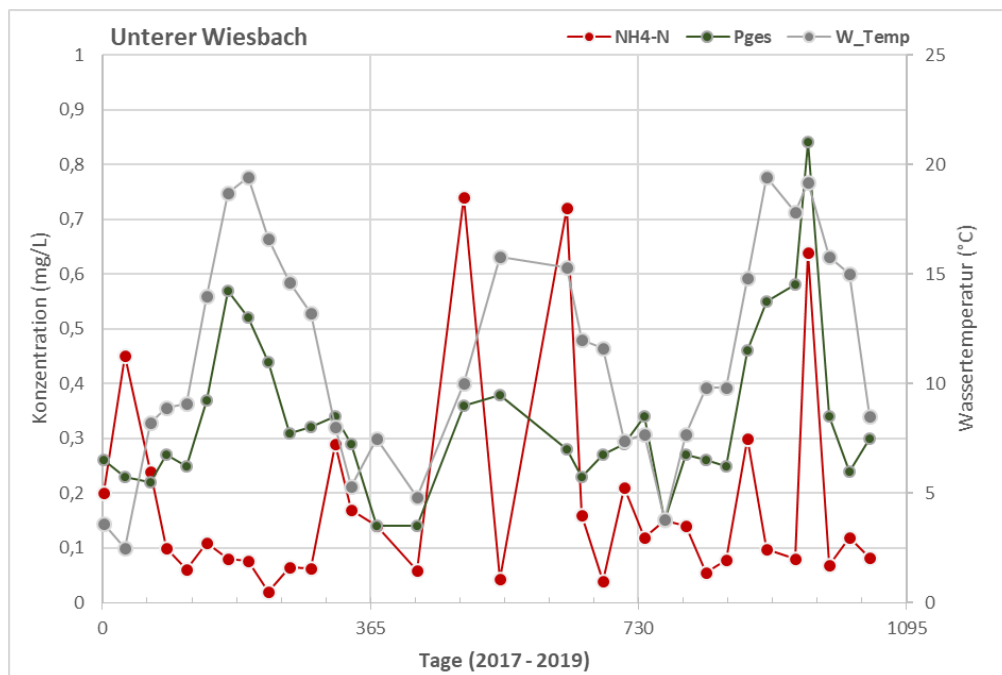


Abb. 15: Jahresgang der Konzentrationen von Ammonium-N, Gesamtphosphat-P und der Wassertemperatur von Januar 2017 bis Dezember 2019 beim Unteren Wiesbach.

Der fischbiologische Zustand dieses Hyporhithrals ist unbefriedigend und wird durch ein stabiles Vorkommen des Döbels charakterisiert.

Ein primär aus diffusen Quellen hoch belastetes Gewässer: der Nothbach

Beim Nothbach wurden sieben Verfehlungen der Orientierungswerte festgestellt (Ammonium, Nitrit, Gesamtphosphat, BSB, Eisen, Sulfat, T_{\max} Winter).

Beim Jahrgang der Phosphorkonzentration ist keine Saisonalität zu erkennen, was auf den Einfluss diffuser Einträge hinweisen könnte (beachte linke y-Achse der Abb. ist viermal höher skaliert als bei den geringer belasteten Gewässern zuvor) (Abb. 16). Im Gegensatz zum Gesamtphosphat sind die Konzentrationen von Orthophosphat gering, auch sie zeigen keine Saisonalität. Der Anteil von Orthophosphat am Gesamtphosphat war beim Nothbach sehr klein und betrug im Mittel 32%, während er bei den anderen Bächen zwischen 62 und 77% lag.

Beim Jahrgang der Ammoniumkonzentration wurden extreme Spitzenwerte erfasst, diese jedoch -im Gegensatz zum Wiesbach- nicht unabhängig von der Jahreszeit, sondern verstärkt im Frühjahr. Das weist ebenfalls auf den Einfluss diffuser Einträge hin. Der Stickstoffhaushalt ist sehr problematisch für die Fauna.

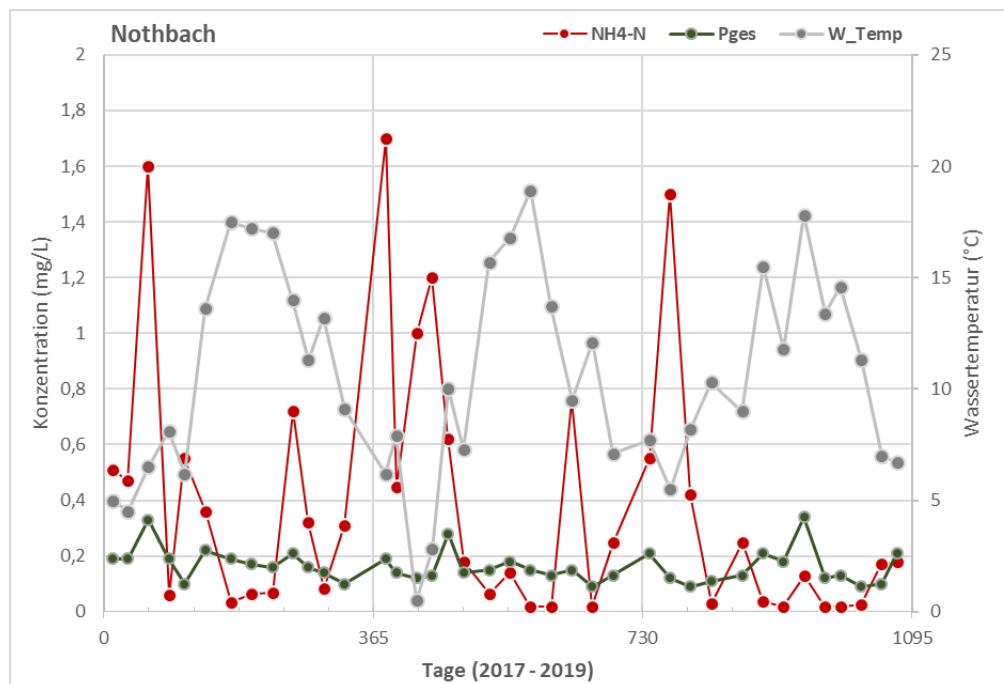


Abb. 16: Jahrgang der Konzentrationen von Ammonium-N, Gesamtphosphat-P und der Wassertemperatur von Januar 2017 bis Dezember 2019 beim Nothbach.

Der fischbiologische Zustand ist schlecht. Die sehr gestörte Fischfauna des Forellenbachs besteht aus sehr variablen, kleinen Beständen der Bachforelle (ggfs. auch durch Besatz) und des Dreistachligen Stichlings. Die Variabilität der Bachforelle spiegelt die *pulse*-Belastung wider, der Stichling ist ein Indikator in kleinen Bächen für hohe Stickstoffkonzentrationen.

Ein Abwasser-Gewässer: die Obere Lauter

Bei der Oberen Lauter wurden sieben Verfehlungen der Orientierungswerte festgestellt (Ammonium, Nitrit, Orthophosphat, Gesamtphosphat, Sauerstoff, BSB, T_{\max} Winter). Die Messstellen für Chemie und Fische befinden sich 2,5 km unterstrom der Einleitung der kommunalen Kläranlage von Kaiserslautern.

Beim Jahresgang der Phosphorkonzentration ist eine nur geringe Saisonalität zu erkennen, was auf eine geringe Verdünnung der Einleitungen hinweisen könnte (beachte linke y-Achse der Abb. ist achtmal so hoch skaliert) (Abb. 17). Die Konzentration von Orthophosphat lag bei der Oberen Lauter bei jeder Messung oberhalb des Orientierungswerts, und sie zeigte ebenfalls keine Saisonalität.

Beim Jahresgang der Ammoniumkonzentration wurden unabhängig von der Jahreszeit ausgeprägte Spitzenwerte gemessen, obwohl die Grundlast in etwa schon so hoch ist, wie die erfassten Spitzenwerte des Wiesbachs. Die Abwasserbelastung ist sehr problematisch für die Fauna.

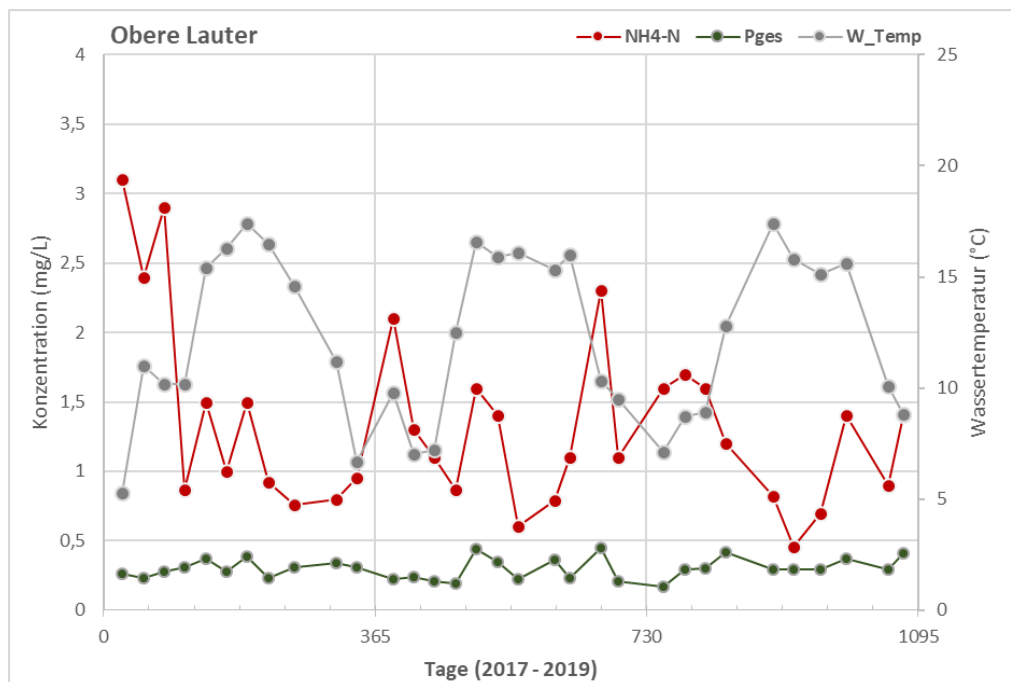


Abb.: 17: Jahresgang der Konzentrationen von Ammonium-N, Gesamtphosphat-P und der Wassertemperatur von Januar 2017 bis Dezember 2019 bei der Oberen Lauter.

Der fischbiologische Zustand dieses Cyprinidengewässers ist unbefriedigend, die Fischfauna ist schon seit Jahren verödet und spiegelt die *press*-Belastung wider.

Bedeutung der ACPs in den Fischregionen

Von den insgesamt 120 Messstellen befinden sich die meisten in der Äschenregion (47) und der oberen Forellenregion (27). In der unteren Forellenregion, der Barbenregion und Cyprinidenregion lagen jeweils 12, 15 und 17 Messstellen (Tab. 2). Zwei Messstellen befanden sich in der Brachsenregion des Oberrheins.

- Bei etwa einem Drittel der Messstellen in der oberen Forellenregion bestehen Probleme im Sauerstoffhaushalt.
- Von den Salmonidengewässern ist insbesondere die Äschenregion vielfach stofflich belastet.
- Die Gewässer der Cyprinidenregion sind erheblich stofflich belastet, da sie überwiegend in der Oberrheinebene fließen.
- Die Gewässer der Barbenregion sind eutrophiert, indiziert durch die Verfehlungen beim Phosphor und den hohen pH-Werten, als Ausdruck einer hohen Photosynthese.

Tabelle 2: Absolute und prozentuale Verteilung der ACP Messstellen auf die Fischregionen und jeweilige Anzahl an Verfehlungen des Orientierungswerts für die einzelnen Parameter. Bezeichnungen der Fischregionen entsprechend OGewV (2016): Sa-ER: Obere Forellenregion; Sa-MR: Untere Forellenregion; Sa-HR: Äschenregion; Cyp-R: Cyprinidenregion; EP: Barbenregion; MP: Brachsenregion.

Anzahl MS mit Verfehlungen	Fischregion	MS in Fischregion	NH4_N	NO2_N	o_P	Pges	O2	pH (zu hoch)	BSB2: +5:	Cl	Fe	SO4	TOC	Tmax Sommer	Tmax Winter
ABSOLUT	Sa-ER	27	8	4	11	16	8	6	1		4	4	1	8	19
	Sa-MR	12	4		5	8	2	5			2			5	2
	Sa-HR	47	22	12	30	38	5	15	5		8		3	21	22
	Cyp-R	17	15	12	12	15	11	1	9	1	10		7	5	13
	EP	15	1	1	9	12	7	12	1	1	1			9	6
	MP	2					2								2
PROZENTUAL	Sa-ER	27	30	15	41	59	30	22	4	0	15	15	4	30	70
	Sa-MR	12	33	0	42	67	17	42	0	0	17	0	0	42	17
	Sa-HR	47	47	26	64	81	11	32	11	0	17	0	6	45	47
	Cyp-R	17	88	71	71	88	65	6	53	6	59	0	41	29	76
	EP	15	7	7	60	80	47	80	7	7	7	0	0	60	40
	MP	2	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	100

Zusammenhang zwischen der fischbiologischen Bewertung und Ammonium sowie Nitrit

Die mittleren Ammoniumkonzentrationen unterscheiden sich hoch signifikant zwischen den fischbiologischen Zustandsklassen gut/mäßig und mäßig/unbefriedigend (KW-Test $p=0,004$, $n=120$).

Die mittleren Nitritkonzentrationen unterscheiden sich hoch signifikant zwischen den fischbiologischen Zustandsklassen gut/mäßig, mäßig/ unbefriedigend und unbefriedigend/schlecht (KW-Test $p=0,008$, $n=120$).

→ Mit zunehmenden mittleren Ammonium- und Nitritkonzentrationen steigt das Risiko einer ungünstigeren Fischbewertung (Abb. 18).

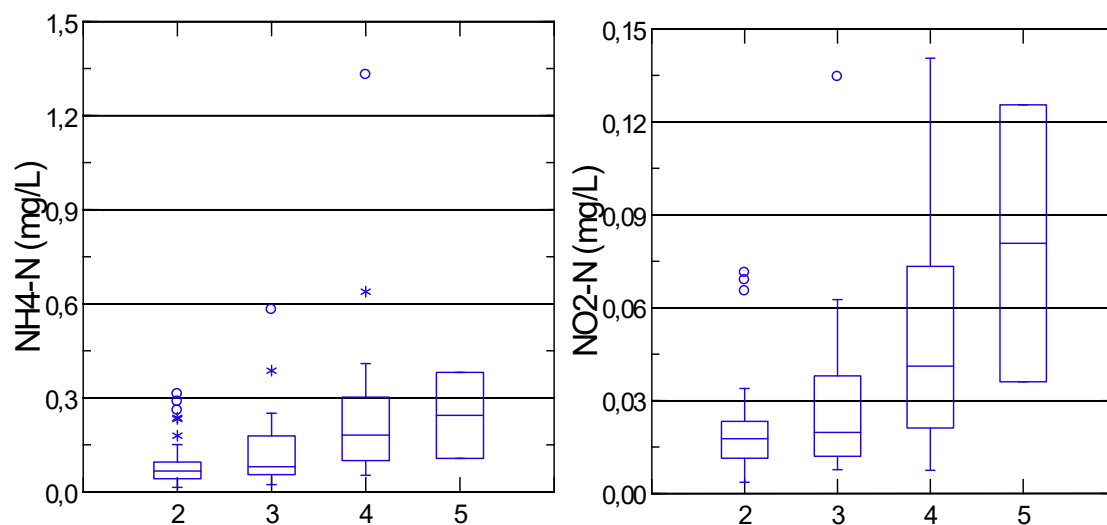


Abb. 18: Box-Plots der mittleren Konzentrationen von Ammonium-N und Nitrit-N für die fischbiologischen Bewertungsklassen 2 (gut), 3 (mäßig), 4 (unbefriedigend) und 5 (schlecht).

Passen die Orientierungswerte zur fischökologischen Bewertung?

Bei fischbiologisch guten Bewertungen werden nahezu durchgehend die Orientierungswerte von Ammonium und Nitrit unterschritten (Abb. 19). Bei Nitrit trifft dies auch für fischbiologisch mäßige Bewertungen zu. Die unbefriedigend und schlecht bewerteten Wasserkörper verfehlen den Orientierungswert für Ammonium.

Die Unterschiede zwischen den Bewertungsklassen sind für Ammonium und Nitrit statistisch hoch signifikant (KW-Test, $p = 0,004$ bzw. $p = 0,01$, $n = 120$).

Die Orientierungswerte für Ammonium und Nitrit sind unmittelbar nutzbar für die Beurteilung des Gefährdungsrisikos für die Fischfauna, vermutlich da die Verbindungen direkt wirksam sind.

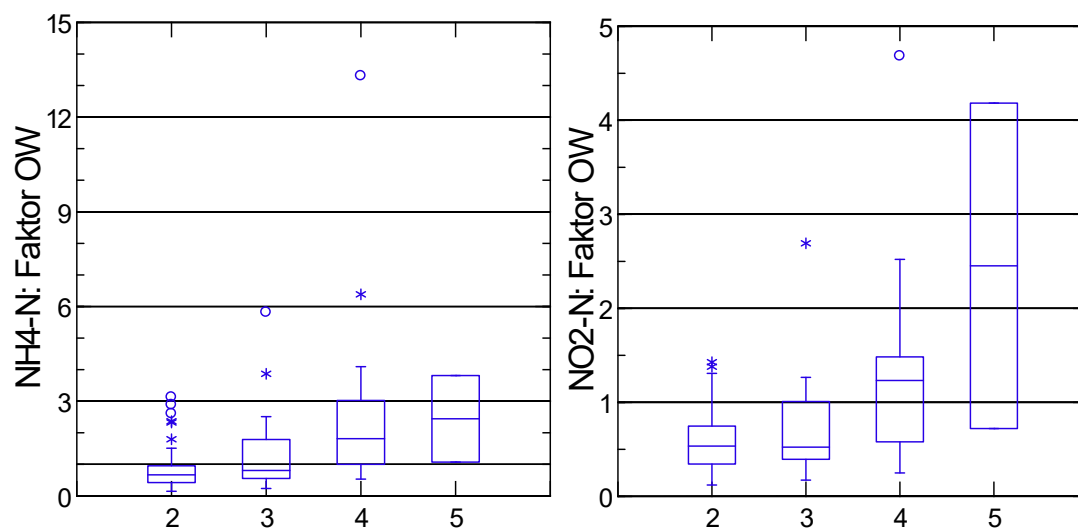


Abb. 19: Box-Plots der mittleren Konzentrationen von Ammonium-N und Nitrit-N als Faktor zum jeweiligen Orientierungswert (OW) für die fischbiologischen Bewertungsklassen 2 (gut), 3 (mäßig), 4 (unbefriedigend) und 5 (schlecht). Gestrichelte Linie markiert den y-Wert 1 und damit den OW; y-Wert < 1 = OW eingehalten; y-Wert > 1: OW verfehlt. Beispiel y-Wert 5 = Überschreitung des OW um den Faktor 5.

Beim Orthophosphat und Gesamtphosphat besteht bei überschrittenem Orientierungswert eine schwache Tendenz zu schlechteren fischbiologischen Bewertungsklassen. Jedoch sind die Schwankungsbreiten in jeder Bewertungsklasse hoch, so dass kein eindeutiger Zusammenhang ersichtlich ist.

Phosphorverbindungen hingegen sind für Fische nicht direkt wirksam, sondern indirekt über Beeinflussung der Trophie bzw. des gesamten Stoffhaushalts. Der Phosphorgehalt ist zwar grundlegend für die Trophie, diese kann aber von anderen Faktoren limitiert werden, wie z.B. der Beschattung.

Einfluss der Landnutzung auf den fischökologischen Zustand

Der Einfluss der Landnutzung wird hier nur anhand der oberen Forellenregion betrachtet, da die Informationen nur für den jeweiligen Wasserkörper vorliegen und somit summarische Effekte für größere Einzugsgebiete nicht berücksichtigt würden.

Bei einem Ackeranteil von über 20% wird das Erreichen eines fischökologischen guten oder mäßigen Zustands unwahrscheinlich (Abb. 20). Schlechte Wasserkörper weisen zu meist einen Ackeranteil von über 20% aus. Dennoch haben einzelne gute Wasserkörper einen Ackeranteil von bis zu 50%. Das weist darauf hin, dass auch bei einem hohen Ackeranteil im Einzugsgebiet eine Zielerreichung in der Oberen Forellenregion möglich ist.

Die Bedeutung des Waldanteils im Einzugsgebiet verhält sich entgegengesetzt zum Ackeranteil. Fischökologisch schlechte Wasserkörper haben in der Regel auch einen geringen Waldanteil (Abb. 20). Die Variabilität ist bei allen Bewertungsklassen hoch und umfasst in etwa einen Bereich von 60%. Jedoch sinkt die Wahrscheinlichkeit für einen guten oder mäßigen Zustand bei Waldanteilen unter 40 bis 50%.

Der prozentuale Anteil von Siedlungen nimmt, bezogen auf den Medianwert, graduell von der guten bis zur schlechten Bewertung zu. Oberhalb einem Anteil von 7% steigt die Wahrscheinlichkeit einer schlechten Bewertung. Dennoch haben auch einzelne gute und mäßige Wasserkörper einen Siedlungsanteil von über 10% (Abb. 20).

Die Modellierungsergebnisse des Eintrags von Gesamtphosphor (mg/L) stehen in einem tendenziell graduellen Zusammenhang mit der fischökologischen Bewertung, was auf den Einfluss der Abwasserbelastung für die Zielerreichung hinweist (Abb. 20).

Insgesamt bestehen eindeutige Zusammenhänge zwischen der Art der Landnutzung, Eintrag aus Punktquellen und dem fischökologischen Zustand. Innerhalb der einzelnen fischbiologischen Bewertungsklassen ist die Variabilität der Landnutzung zumeist recht hoch. Diese Variabilität weist einerseits auf die Bedeutung von verschiedenen Einflussfaktoren auf die Fischfauna hin. Andererseits weisen die Befunde auf einen schwellenartigen Einfluss von Acker und Wald sowie einen graduellen Einfluss von Siedlungen und Punktquellen für die Fischfauna.

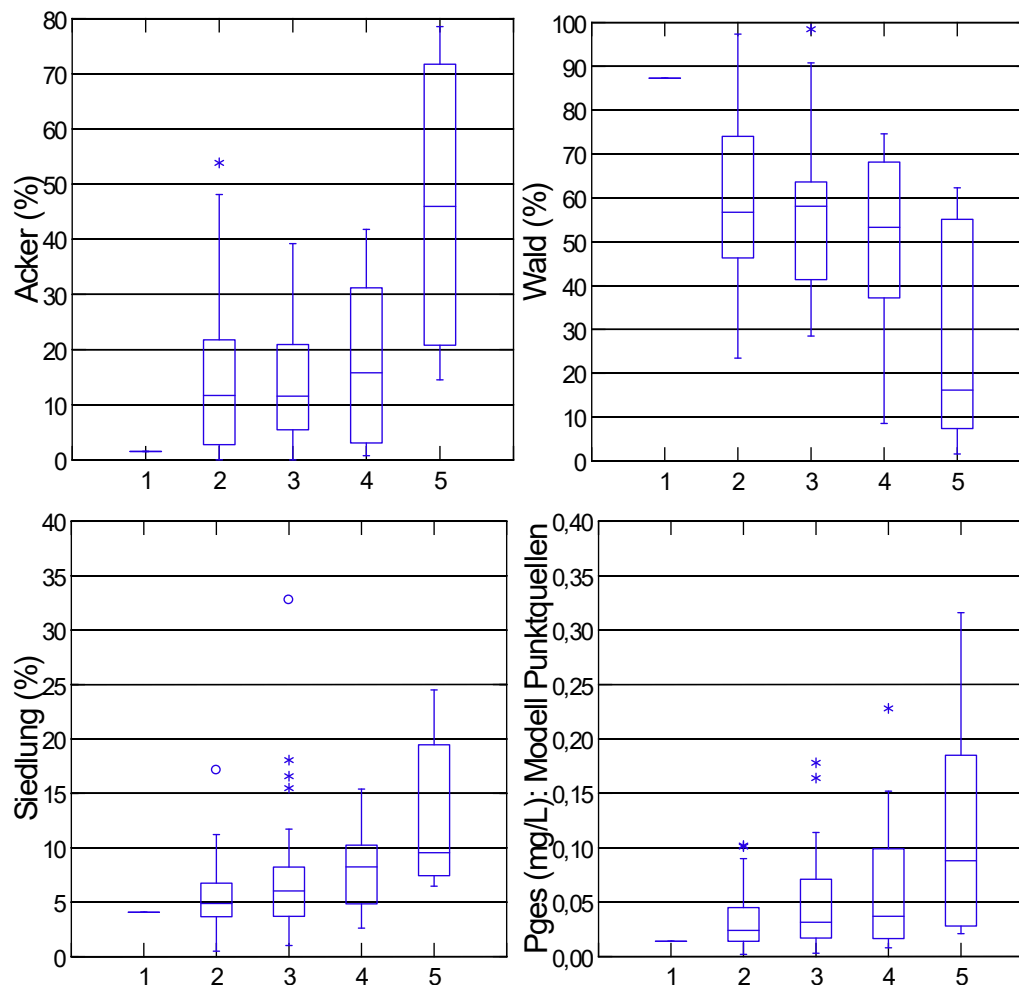


Abb. 20. Box-Plots zur Verteilung der prozentualen Flächenanteile von Acker, Wald und Siedlungen sowie der Modellberechnung des Eintrags von Gesamtphosphor aus Punktquellen in mg/L bezogen auf die fischbiologischen Bewertungsklassen sehr gut bis schlecht (Klassen 1 bis 5) in der oberen Forellenregion (n = 96).

Einfluss der saprobiellen Belastung auf den fischökologischen Zustand

Die Saprobie bezeichnet alle Abbauprozesse von organischem Material unter Verbrauch von Sauerstoff. Der Biochemische Sauerstoffbedarf (BSB) und der Saprobienindex des Makrozoobenthos (SI) sind Kenngrößen der Saprobie. Beim BSB beziehen sich die Messwerte sowohl auf den BSB₂ als auch auf den BSB₅, so dass eine kohärente Auswertung hier nicht möglich ist.

Der SI erreicht grundsätzlich höhere Werte im Längsverlauf von der oberen Forellenregion bis zur Äschenregion (Abb. 21). In der oberen Forellenregion ist die saprobielle Belastung bis auf wenige Ausnahmen gering, so dass die Differenzierung des SI zwischen den fischbiologischen Bewertungsklassen daher auch gering ist.

In der unteren Forellenregion besteht ein deutlicher Zusammenhang zwischen den SI und den fischbiologischen Bewertungen; die Unterschiede im SI zwischen den Bewertungen sind statistisch signifikant (Kruskal-Wallis Test Statistik: 10,272, $p = 0,016$, $n = 71$). Ein schlechter fischbiologischer Zustand ist verknüpft mit einem SI $> 1,9$. Zwischen den guten und unbefriedigenden Zuständen steigt der Median des SI graduell. Ein SI $> 1,7$ ist problematisch für die Zielerreichung (Abb. 21).

Auch in der Äschenregion besteht ein Zusammenhang zwischen den SI und den fischbiologischen Bewertungen (Abb. 21). Ebenso wie in der unteren Forellenregion steigt der Median des SI graduell zwischen den guten und unbefriedigenden Zuständen, aufgrund der hohen Variabilität insbesondere in der unbefriedigenden Klasse sind die Unterschiede zwischen den Klassen jedoch nicht statistisch signifikant (Kruskal-Wallis Test Statistik: 2,252, $p = 0,324$, $n = 45$).

Die Cyprinidenregion ist vergleichsweise uneinheitlich bzgl. Größe, Strömung und Sediment. Sie ist auch in der Referenz fischbiologisch tolerant gegenüber organischer Belastung. Die Ergebnisse zeigen keine interpretierbare Beziehung zum SI. Die saprobielle Belastung ist in dieser Fischregion hoch (SI zwischen 2 bis 2,5), vermutlich auch beeinflusst durch die überwiegende Lage in der Oberrheinebene.

Für die anderen beiden Fischregionen ist die Datenmenge für eine Auswertung zu gering.

Die SI-Klassengrenzen gut/mäßig des Makrozoobenthos-Bewertungsverfahrens, die je nach LAWA-Typ bei einem SI zwischen 2,0 und 2,2 liegen, sind bzgl. der Fischfauna in Bächen viel zu hoch. Für Forellenregion wäre eine Klassengrenzen bei einem SI = 1,7 notwendig. Für die Äschenregion sollte eine Klassengrenze von SI = 2,0 nicht überschritten werden. Jedoch befindet sich die typspezifische SI-Klassengrenze 26-mal bei 2,1 und 17-mal bei 2,2 bei den hier einbezogenen 41 Messstellen der Äschenregion.

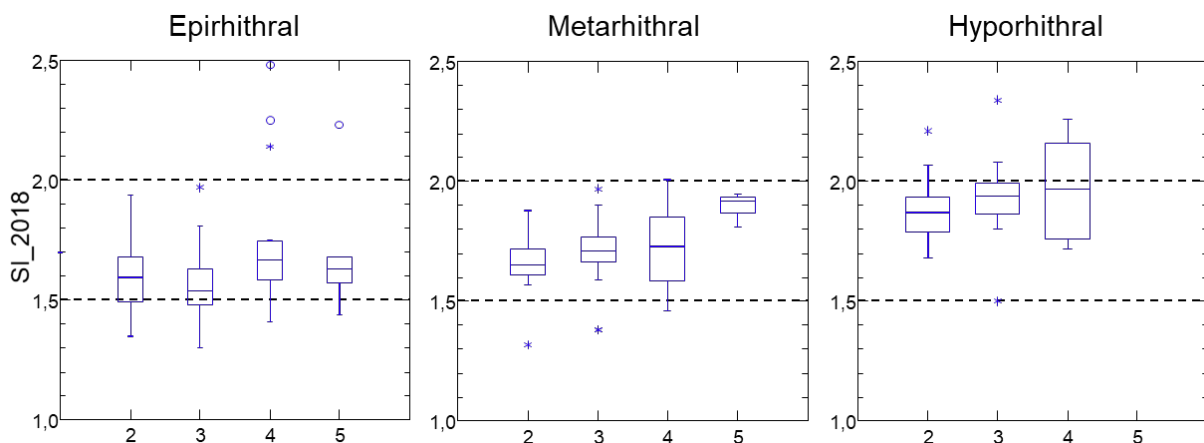


Abb. 21. Box-Plots zum Saprobienindex bezogen auf die fischbiologischen Bewertungsklassen gut bis schlecht (Klassen 2 bis 5) in der oberen Forellenregion (Epirhithral), unteren Forellenregion (Metarhithral) und Äschenregion (Hyporhithral) ($n = 103$, $n = 71$ und $n = 45$, jeweilig).

Beziehungen zwischen der Besiedlungsdichte von Fischarten und stofflichen Parametern

Die Konzentrationen von Nährstoffen spiegeln sich auch graduell in den Besiedlungsdichten von Fischarten wider, je nach deren Ansprüchen. Vereinfacht können Fischarten mit hohen Ansprüchen an die Wasserqualität (Bachforelle, Groppe, Äsche), vergleichsweise geringeren Ansprüchen (Schneider, Elritze), indifferenten Ansprüchen (Schmerle) unterschieden werden. Einige euryöke Arten profitieren von höheren Nährstoffgehalten (Döbel, Dreistachliger Stichling, Gründling, Schmerle, Plötze). Aus den hier ausgewerteten stofflichen und fischbiologischen Erhebungsdaten aus den Jahren 2017 bis 2019 konnten folgende Zusammenhänge abgeleitet werden (Tab. 3):

Die Besiedlungsdichten der **Bachforelle** standen in einem eindeutigen Zusammenhang zu einer guten Wasserqualität (Abb. 22, 23). Die Dichten der Bachforelle nahmen statistisch signifikant mit steigenden mittleren Konzentrationen von Ammonium, Nitrit, Orthophosphat und Gesamtphosphat sowie den Parametern BSB, Sauerstoffzehrung und TOC ab. Sie nahmen hingegen mit steigenden Konzentrationen von gelöstem Sauerstoff zu. Die stärkste Korrelation bestand zur Saprobie ($r = -0,65$, $p < 0,0001$, $n = 82$) (Abb. 14). Aufgrund des SI-Gradienten über die Fischregionen wurden die Korrelationskoeffizienten für die rhithralen Fischregionen separat berechnet; Forellenregion (Epi- und Metarhithral zusammengefasst): $r = -0,43$, $p = 0,016$, $n = 31$; Äschenregion bzw. Hyporhithral: $r = -0,65$, $n = 38$, $p < 0,0001$.

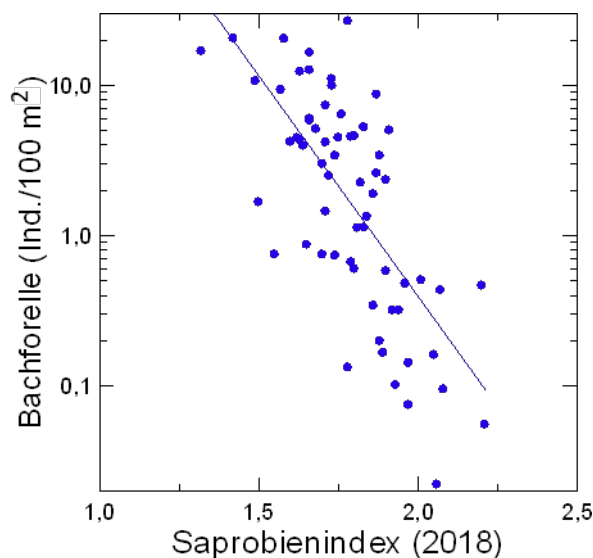


Abb. 22: Beziehung zwischen der saprobiellen Belastung, indiziert durch den Saprobienindex (SI) des Makrozoobenthos und der Besiedlungsdichte der Bachforelle bezogen auf eine Gewässerfläche von 100 m². $n = 88$.



Abb. 23: Die Bachforelle reagiert empfindlich auf hohe Nährstoffgehalte und organische Belastung.

Vergleichbar mit der Bachforelle nahmen die Besiedlungsdichten der **Groppe** mit steigenden Konzentrationen von Ammonium und Nitrit, steigenden TOC-Gehalten sowie steigender Saprobie ab (Abb. 24). Sie nahmen hingegen mit steigenden Konzentrationen von gelöstem Sauerstoff zu.



Abb. 24: Die Groppe ist eine auf der Sohle lebende Kleinfischart in sauberen Bächen, die empfindlich auf hohe Konzentrationen von Ammonium und Nitrit reagiert.

Für die Besiedlungsdichten der **Äsche** konnten kaum Zusammenhänge zu stofflichen Parametern ermittelt werden. Gründe hierfür sind zum einen, dass die Äsche im gemeinsamen Datensatz von Befischungen und Wasserchemie schlecht abgebildet wird, die nachgewiesenen Äschendichten bei Befischungen methodisch bedingt mit größeren Ungenauigkeiten verbunden sein können und die Prädation durch den Kormoran einen hohen Einfluss auf die Dichten ausüben kann.

Die Dichten der **Bachschmerle** korrelierten kaum mit stofflichen Parametern, lediglich eine schwache positive Korrelation bestand zur Saprobie (Abb. 25). Die Art zeigte eine eher indifferente Reaktion zu stofflichen Belastungen.



Abb. 25: Die Bachschmerle ist eine auf der Sohle lebende Kleinfischart, mit einer Toleranz gegenüber stofflichen Belastungen.

Die Dichten der **Elritze** korrelierten positiv mit dem Sauerstoffgehalt und dem pH-Wert sowie negativ mit Gesamtphosphat (Abb. 26). Die Dichten der Elritze können bei Befischungen mitunter sehr hoch bzw. sehr variabel sein, so dass statistische Bezüge zu einzelnen Parametern gegebenenfalls schlecht nachgewiesen werden können bzw. schwer zu interpretieren sind.



Abb. 26: Ein Schwarm Elritzen beim Laichgeschäft.

Auch die Besiedlungsdichten des **Schneiders** waren negativ korreliert mit den Konzentrationen von Ammonium und Nitrit sowie Indikatoren zum Sauerstoffverbrauch durch mikrobielle Abbauprozesse (BSB, Zehrung) und positiv mit dem pH-Wert (Abb. 27).



Abb. 27: Ein Schwarm Schneider im Freiwasser eines Flusses.

Die Dichten des **Döbels** korrelierten positiv mit Orthophosphat und pH-Wert sowie zur Saprobie. Der Döbel scheint dadurch von einer Eutrophierung der Gewässer zu profitieren (Abb. 28).



Abb. 28: Der Döbel reagiert tolerant gegenüber einem intensivierten Stoffhaushalt im Gewässer als Folge von Eutrophierung und hohen Stoffumsetzungen.

Als einzige Fischart waren die Dichten des **Dreistachligen Stichlings** positiv korreliert mit den Konzentrationen von Ammonium und Nitrit sowie negativ mit dem Sauerstoffgehalt.

Die Besiedlungsdichte des **Gründlings** wies positive Korrelationen zum Saprobienindex und TOC auf sowie negative zum Sauerstoffgehalt (Abb. 29).



Abb. 29: Der Gründling ist eine bodenorientierte Kleinfischart, mit einer Toleranz gegenüber stofflichen Einträgen.

Die **Plötze** ist als euryöke Fischart ein Störungsindikator in Bächen. Ihre Dichte korrelierte negativ mit dem Sauerstoffgehalt und positiv mit der Saprobie.

Die statischen Auswertungen belegen die Notwendigkeit einer mindestens guten Wasserqualität für gute Bestände der Bachforelle und folgend auch der Groppe in Rheinland-Pfalz.

Die Befunde weisen darauf hin, dass bei hohen Besiedlungsdichten folgende Fischarten indikativ für Belastungen in Bächen in Rheinland-Pfalz sein können (Tab. 3):

- **organische Belastung: Gründling**
- **Eutrophierung: Döbel**
- **Stickstoff bzw. Ammonium sowie Nitrit: Dreistachliger Stichling**

Tabelle 3: Pearson Korrelationsmatrix mit statistisch signifikanten Korrelationen zwischen der Dichte von Fischarten (log Individuenzahl pro 100 m²) und den mittleren Konzentrationen von stofflichen Parametern sowie den Makrozoobenthos-Indices zur Saprobie (SI) und Allgemeinen Degradation (AD) aus dem Jahr 2018. Korrelationen mit einem Signifikanzlevel p zwischen 0,05 und 0,1 sind in Klammern; n = 82 (für AD n = 77).

Fischart	NH ₄ -N	NO ₂ -N	o-P	P _{ges}	O ₂	pH-Wert	BSB	O ₂ Zehrung	TOC	SI (2018)	AD (2018)
Äsche									(-0,342)		
Bachforelle	-0,391	-0,554	-0,419	-0,502	0,391		-0,371	-0,372	-0,489	-0,652	0,48
Döbel			0,387			0,447				0,388	-0,259
Dreistachl. Stichling	0,393	0,475			-0,464						-0,344
Elritze				(-0,339)	0,32	(0,343)					
Groppe	(-0,338)	-0,418			0,351				-0,511	-0,309	0,301
Gründling		(0,333)			-0,36				0,555	0,456	-0,347
Hasel						0,395					
Plötze				(0,312)	-0,308		(0,315)	(0,344)		0,352	-0,393
Bachschmerle									(0,31)	0,246	(-0,201)
Schneider	-0,424	(-0,343)				0,484	-0,497	(-0,304)			

Schlussfolgerungen

Die Fauna und Flora in heimischen Gewässern sind einer Vielzahl unterschiedlicher Belastungen ausgesetzt. Zu diesen gehören insbesondere hydromorphologische Veränderungen, toxisch wirkende Schadstoffe und Nährstoffe, die den Stoffhaushalt bzw. die Trophie und Saprobie erhöhen. Diese sogenannten multiplen Stressoren können auf einzelne Individuen, Populationen von sensitiven Arten und ganze Lebensgemeinschaften wirken, aber auch additiv, interaktiv und gelegentlich auch antagonistisch.

In dieser Auswertung wurde auf die Wirkung von Nährstoffen auf die Fischfauna fokussiert. Dabei zeigte es sich, dass die Bedeutung einzelner Parameter in den einbezogenen Fischregionen, d.h. vereinfacht vom etwa 1 m breiten Oberlauf bis zum etwa 20 m breiten Mittellauf, unterschiedlich sind. Das liegt zum einen an dem unterschiedlichen Vorkommen von Fischarten im Längsgradienten und deren Ansprüchen an die Wasserqualität, zum anderen auch an den Eintragsprozessen in die Gewässer.

In Forellenbächen erweisen sich insbesondere hohe Ammonium- und Nitrit-Konzentrationen beeinträchtigend für die Fischfauna aus. In der Unteren Forellenregion und der Äschenregion ist das Ausmaß der organischen Belastung bzw. Saprobie bedeutend für den fischökologischen Zustand. Die typspezifischen Grenzwerte für die Saprobie im Bewertungssystem für das Makrozoobenthos sind deutlich zu hoch, um die anhand der Fischfauna nachgewiesene Belastung in der Forellenregion abzubilden. In der Äschenregion ist die Vielfalt der stofflichen Belastungen am höchsten. Die absoluten stofflichen Belastungen sind insgesamt in der Cyprinidenregion am höchsten, da die in dieser Region eingestufteten Gewässer überwiegend in der Oberrheinebene fließen.

Empfehlungen

Die Stoffeinträge aus Punktquellen können ausschlaggebend für die P- und N-Konzentrationen sein. Bei für den ökologischen Gewässerzustand signifikanten Kläranlagen ist eine Immissionsbetrachtung erforderlich, die sich auf einen ökologisch relevanten Bemessungsabfluss bezieht. Bei diesen handelt es sich um den Medianabfluss und den mittleren Niedrigwasserabfluss. Höhere Bemessungsabflüsse sind im Hinblick auf die Zielerreichung des guten ökologischen Zustands nicht zielführend, da diese aus ökologischer Sicht zu kurze hydrologische Zeiträume repräsentieren. Die hydrologischen Perioden zur Berechnung von Bemessungsabflüssen sollten die aktuellen, klimatisch bedingten Veränderungen von Abflussregimen berücksichtigen.

Die Ergebnisse zeigen auf, dass auch Schutzmaßnahmen vor diffusen Nährstoffeinträgen wie Gewässerrandstreifen äußerst wichtig sind (Brunke 2018). Dazu müssen Gewässerrandstreifen auf größeren Strecken zusammenhängen und dauerhaft angelegt werden sowie funktional strukturiert und hinreichend breit sein.

Eine funktionale Strukturierung umfasst einen 5 bis 12 m breiten Streifen mit lockerem Gehölz um das Gewässer. Sollte das Gewässer im ackerbaulichen Umfeld fließen, ist zudem ein ca. 5 bis 6 m breiter grasbestandener Streifen erforderlich. Dieser Streifen fängt im Oberflächenabfluss transportierte Sedimente und partikelgebundene Schadstoffe.

Fallstudie Nister

An der 40,8 km langen Unteren Nister wurden in den letzten Jahren zunehmend Algenentwicklungen festgestellt, die sich belastend auf den weiteren ökologischen Zustand auswirken (Schneider et al. 2013, Westermann 2016). Es besteht dort ein Forschungsprojekt und ein öffentliches Interesse an den ökologischen Vorgängen (Winkelmann et al. 2019). Seit 2016 gibt es einen „Nistervertrag“, der alle Akteure rund um die Nister im Land zusammenführt, um Maßnahmen zur Verbesserung des Gewässerzustandes untereinander gezielter abzustimmen und zu intensivieren (SGD Nord). Es wurden strukturverbessernde Maßnahmen umgesetzt (Gehölze zur Beschattung, Reduktion Feinsedimenteinträge, Kiesdepots wegen Geschiebemangel). Etwa 50% der gesamten Phosphorbelastung entstammen aus 22 Kläranlagen (SGD Nord). Vor 14 Jahren wurde eine detaillierte Aufnahme der Einleitungen angefertigt (TU Kaiserslautern 2008)

Hier werden folgend die Daten der allgemein physikalisch-chemischen Parameter an den beiden Messstellen (MS) für den Erfassungszeitraum von 2017 bis 2019 detailliert ausgewertet. Die untere MS befindet sich ca. 2 km oberhalb der Mündung in die Sieg, die obere MS direkt am Übergabepunkt von der Mittleren in die Untere Nister ca. 38 km oberstrom. Aus fischökologischer Sicht sind die unteren 30 km, ab etwa dem Kloster Marienstatt bis zur Mündung, der Äschenregion zuzuordnen, dementsprechend befindet sich die oberstromig gelegene MS in der Unteren Forellenregion.

Typischerweise ist das Abflussregime der Unteren Nister durch hohe Abflüsse im Winterhalbjahr und ausgeprägte Trockenwetterabflüsse im Sommerhalbjahr geprägt (Abb. 30). Im Winterhalbjahr treten häufig schnelle Hochwasserspitzen auf, die auch ebenso wieder schnell abklingen.

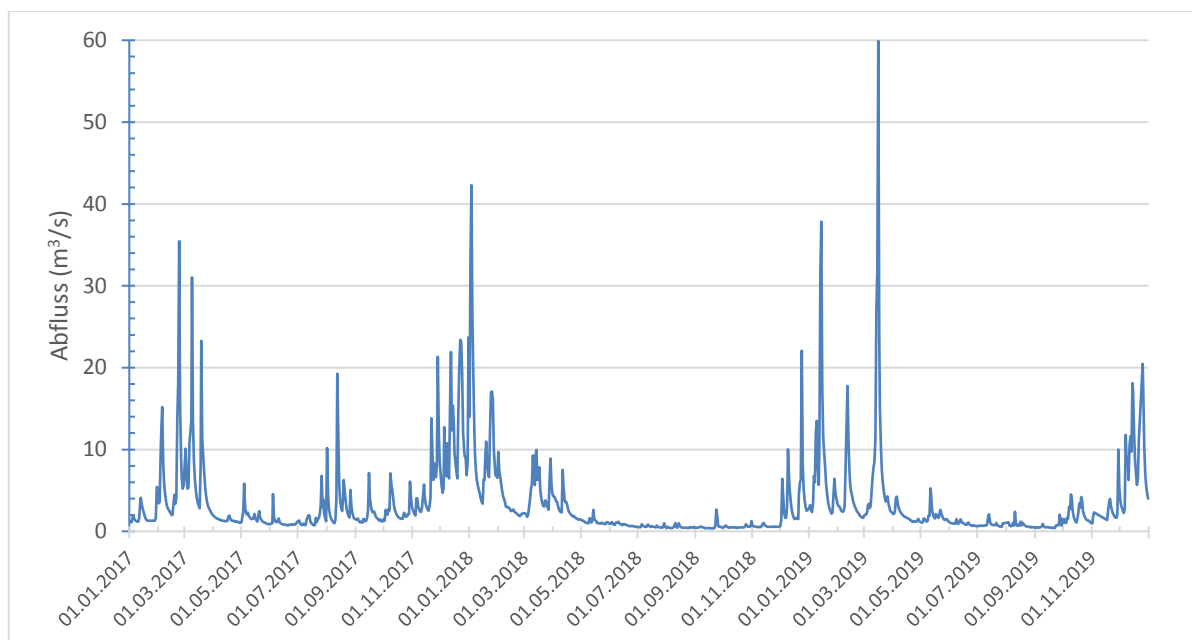


Abb. 30: Abflussganglinie der Unteren Nister (Pegel Heimborn) im Zeitraum der Erfassung der allgemein physikalisch-chemischen Parameter 2017 bis 2019.

Nährstoffliche Bewertung nach WRRL

- Die untere MS verfehlt die Orientierungswerte dreifach: Gesamtphosphat, pH-Wert, Sommertemperatur.
- Die obere MS verfehlt die Orientierungswerte dreifach: Gesamtphosphat, Orthophosphat, pH-Wert.

Verhalten einzelner Parameter im Vergleich beider Messstellen

Wassertemperatur: Die untere MS ist im Sommer wärmer (um 3 – 5 °C) und im Winter kälter (um 2 – 3 °C) als die obere MS, wobei zu beachten ist, dass die Messungen methodisch bedingt nicht synchron erfolgten.

Die **elektrische Leitfähigkeit** war an der oberen MS höher als an der unteren MS, sie betrug im Mittel 229 bzw. 259 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Die Leitfähigkeit nahm mit steigenden Abflüssen ab ($r = -0,7$ bzw. $r = -0,8$, jeweils $n = 39$).

Die Belastung durch **Ammonium** war an der Nister sehr gering. An beiden MS war die Konzentration von Ammonium häufig unterhalb der Bestimmungsgrenze, und einzelne Spitzenwerte waren in ihrer Höhe auch unbedenklich, da sie zumeist noch unterhalb des Orientierungswertes lagen.

Eine Belastung durch **Nitrit** war nicht nachzuweisen, was auch mit den geringen Konzentrationen von Ammonium entsprechend korrespondiert.

Die Konzentrationen von **Nitrat** waren an der unteren MS etwas höher und variabler als an der oberen MS: Mittelwerte: 1,17 zu 1,33 mg/L; Spannbreiten: 0,3 – 3,0 zu 0,6 – 2,0 mg/L. Zum Vergleich betrug der Mittelwert an allen Messstellen des Programms 3,5 mg/L ($n = 4316$). Die Belastung mit Nitrat ist daher vergleichsweise gering.

In der Regel sind die Konzentrationen von **Gesamtphosphat** und **Orthophosphat** an der oberen MS etwas höher, für Orthophosphat sogar statistisch signifikant (KW-test, $p = 0,013$, $n = 78$). Die Konzentrationen von Gesamtphosphat und Orthophosphat verhalten sich im Jahresverlauf ähnlich ($p = 0,88$, $n = 39$ jeweils an beiden MS). Im Winterhalbjahr sind die Werte sehr gering, ab April steigen die Werte sprunghaft an. Beide Parameter standen in einer sehr engen Beziehung zur Wassertemperatur (Abb. 31). Bis zu einem Bereich von etwa 8 bis 10°C waren die Werte sehr gering (Orthophosphat-P < 0,05 mg/L), vielfach in einer Höhe von Hintergrundwerten (< 0,02 mg/L), danach stiegen die Werte sehr steil mit steigender Wassertemperatur und überstiegen den Orientierungswert von 0,07 mg/L.

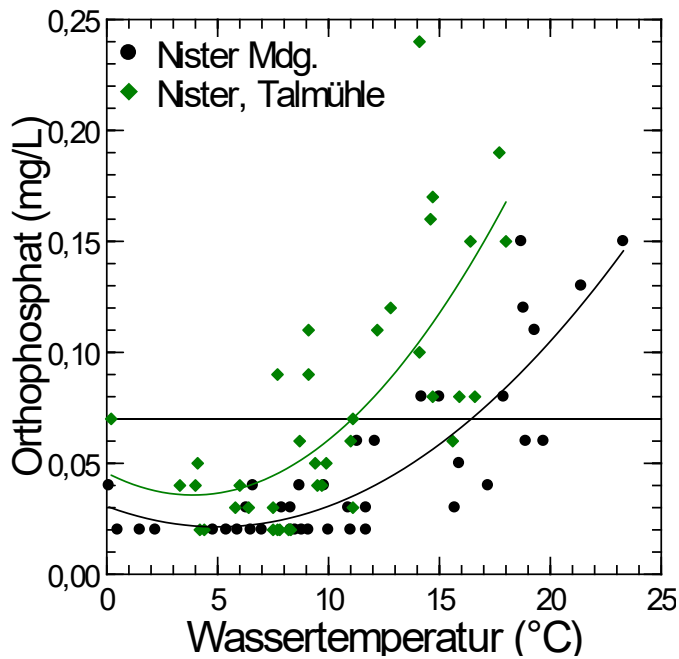


Abb. 31. Beziehung der Konzentration von Orthophosphat-P (mg/L) zur Wassertemperatur (°C) an zwei Messstellen der Nister (n = 39 jeweils, Zeitraum 2017 - 2019). Gestrichelte Linie = Orientierungswert.

Die bei der Probennahme gemessenen Wassertemperaturen korrespondieren teilweise mit den mittleren Tagesabflüssen: Es besteht eine steile negative Beziehung im Frühjahr, eine positive im Winter, eine leicht positive im Herbst, im Sommer jedoch keine (Abb. 32).

Auch die Konzentrationen von Orthophosphat stehen grundsätzlich in Beziehung zum Abfluss, da der Eintrag von Auswaschungsprozessen aus diffusen Quellen beeinflusst wird sowie aufgrund von Verdünnungsprozessen von punktuellen Einträgen bei höheren Abflüssen. Die Beziehungen unterschieden sich an der Nister zwischen den Jahreszeiten, mit steilen Abnahmen der Konzentration bei steigenden Abflüssen im Frühjahr und Sommer, hingegen mit geringeren Abnahmen im Herbst und Winter (Abb. 32).

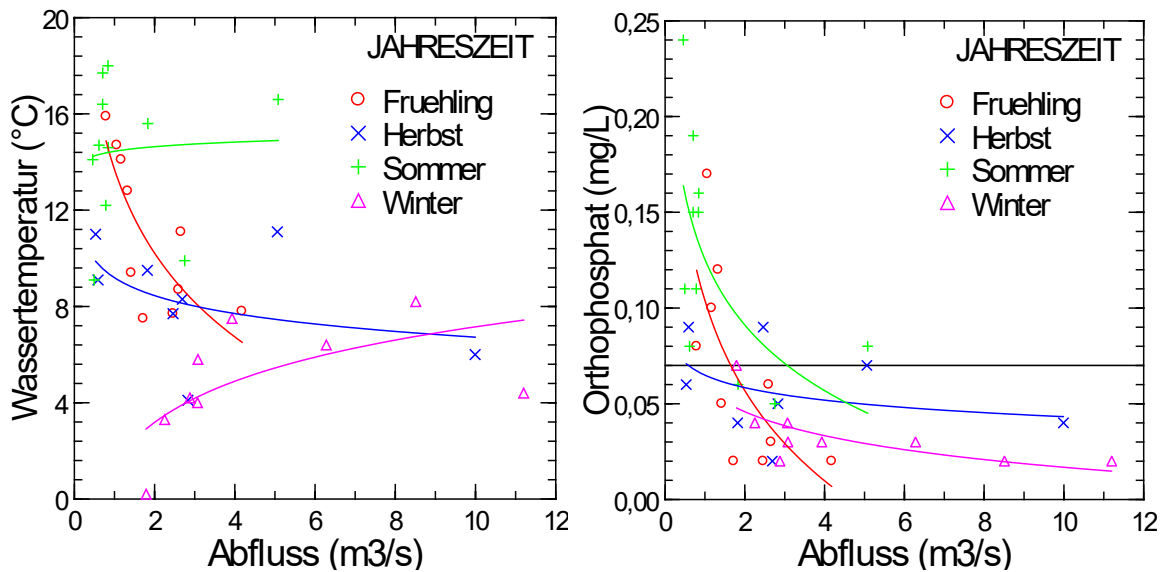


Abb. 32: Beziehungen zwischen der Wassertemperatur ($^{\circ}\text{C}$) sowie der Konzentration von Orthophosphat-P (mg/L) zum Abfluss (m^3/s) an der Nister Messstelle Talmühle in den Jahreszeiten ($n = 39$, Zeitraum 2017 - 2019). Gestrichelte Linie: Orientierungswert für Orthophosphat.

Die Beziehungen zwischen Orthophosphat und der Wassertemperatur unterschieden sich an der Nister zwischen den Jahreszeiten (Abb. 33), mit einer

- (i) sehr steilen und engen positiven Beziehungen im Frühjahr ($r = 0,85$, $n = 10$), bei Orthophosphatkonzentrationen oberhalb des Orientierungswerts,
- (ii) großen Streuung im Sommer, bei Orthophosphatkonzentrationen oberhalb des Orientierungswerts,
- (iii) hohen Streuung im Herbst und fehlender Beziehung, bei Orthophosphatkonzentrationen zumeist unterhalb des Orientierungswerts und
- (iv) einer negativen Beziehung im Winter ($r = -0,65$, $n = 9$) mit Werten überwiegend unterhalb des Orientierungswerts (Abb. 33).

Insgesamt betrachtet wurde die Konzentration von Orthophosphat an der MS Talmühle signifikant von der Wassertemperatur sowie folgend vom Abfluss und an der MS Mündung signifikant nur von der Wassertemperatur beeinflusst (Tab. 4).

Das Zusammenwirken der dafür verantwortlichen hydrologischen und biogeochemischen Prozesse ist komplex. Der geringer werdende Abfluss im Frühjahr führt bei gleichbleibenden Einträgen aus Punktquellen zu höheren Konzentrationen. Hingegen steigt die biotische Aufnahme von Orthophosphat mit steigenden Temperaturen und höherem Lichtangebot. Anoxische Bedingungen im Sediment bzw. Interstitial wiederum und ein schnelles Wachstum der Fadenalgen im Frühjahr können zur Freisetzung von Phosphor aus absterbenden anderen Algen führen (Haggard et al. 2006).

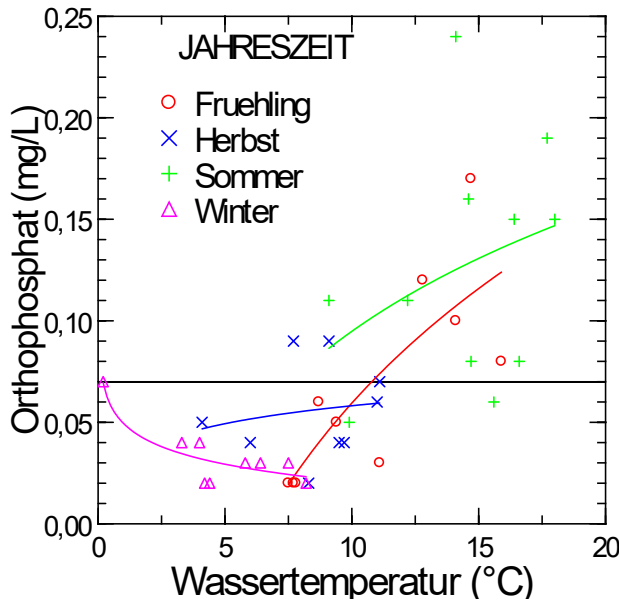


Abb. 33: Beziehungen zwischen der Konzentration von Orthophosphat-P (mg/L) zur Wassertemperatur (°C) an der Nister Messstelle Talmühle in den Jahreszeiten (n = 39, Zeitraum 2017 - 2019). Gestrichelte Linie: Orientierungswert für Orthophosphat.

Tabelle 4: Regressionsanalyse zum Einfluss der Wassertemperatur und des Abflusses auf die Konzentrationen von Orthophosphat und Gesamtposphat an zwei Messstellen in der Nister ($R^2 = \text{Adjusted Squared Multiple R}$).

MS	F-Wert	p-value	R^2	N	Wassertemperatur: p-value	Abfluss: p-value
Nister Mündung	25,9	<0,001	0,6	38	<0,001	-
Nister Talmühle	18,8	<0,001	0,49	38	<0,001	0,039

Der **pH-Wert** unterliegt entsprechende der Photosyntheseleistung im Tag/Nach-Zyklus großen Schwankungen in eutrophen Gewässern. Die Erfassung der Spitzenwerte ist im Rahmen des Monitorings kaum möglich. Dennoch wurde an der Nister der obere Schwellenbereich des pH-Wertes von 8,5 an beiden MS im Sommer 2019 mehrmals überschritten, zuvor nur einmalig an der unteren MS 2017.

Der **Sauerstoffgehalt** war an beiden MS sehr eng mit der Wassertemperatur korreliert (Nister Mdg.: $r = -0,92$; Nister Talmühle: $r = -0,96$; jeweils $n = 39$) und schwankte dementsprechend im Jahresverlauf mit geringeren Werten im Sommer und hohen Werten im Winter. Die sommerlichen Werte waren aus ökologischer Sicht unbedenklich für die Fischfauna, da sie zumeist über 9 mg/L lagen. Jedoch ist darauf hinzuweisen, dass diese Messwerte tagsüber erfasst wurden und nur bedingt aussagekräftig für die Minimalwerte sind, die in der Regel zu Beginn der Morgendämmerung auftreten.

Die Befunde weisen darauf hin, dass der Stoffhaushalt an beiden MS ähnlich ist.

Entwicklung der stofflichen Belastung seit 1990

Die stoffliche Belastung hat sich über die Zeiträume von 1991 – 1999, 2000 – 2005 und 2017 – 2019 deutlich reduziert (Abb. 34). Die Konzentrationen von Gesamtphosphat waren 2017 – 2019 signifikant geringer als in den beiden anderen Zeiträumen (KW-Test, $p < 0,001$). Die Konzentrationen von Ammonium, Nitrit und Nitrat reduzierten sich signifikant von Zeitraum zu Zeitraum (beide KW-Test, $p < 0,001$, pairwise comparisons).

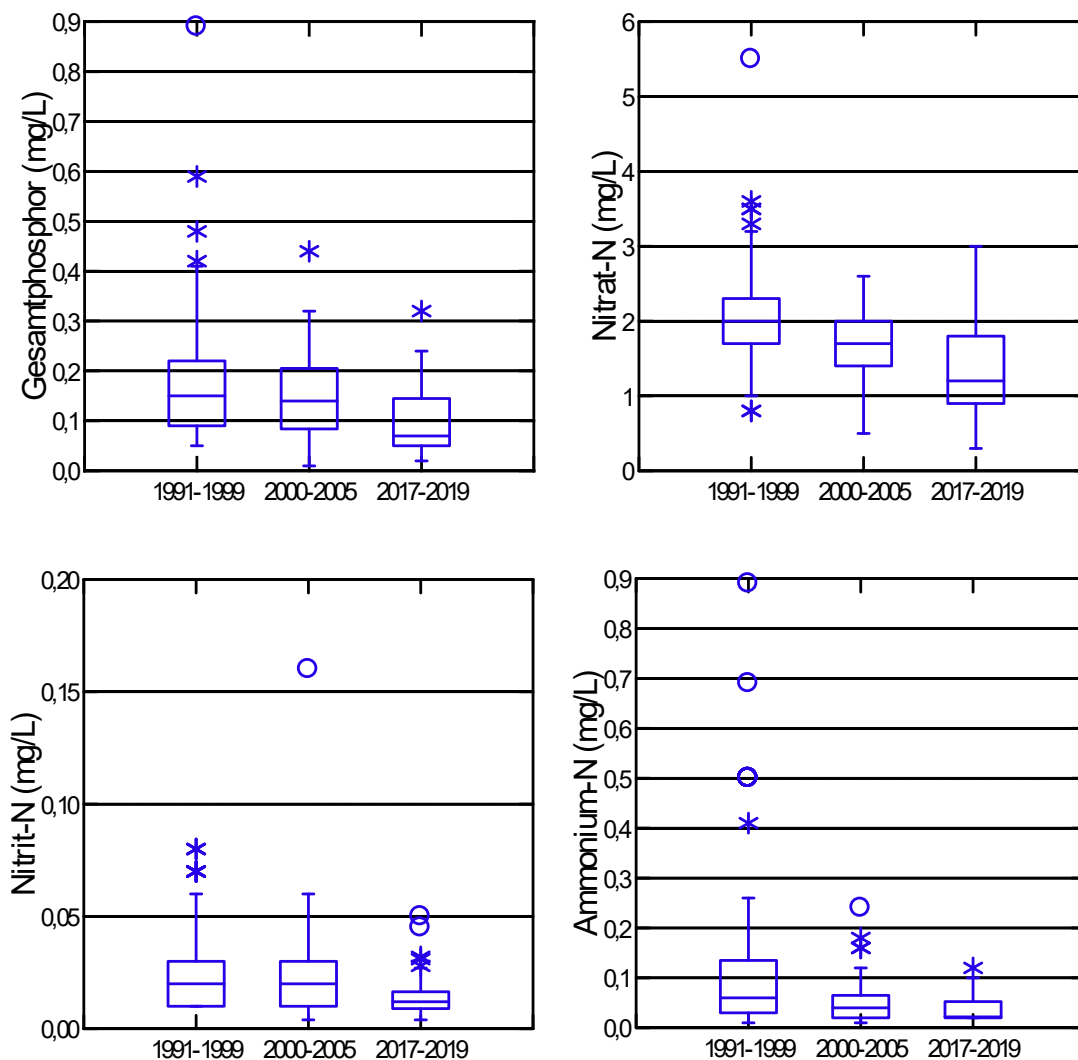


Abb. 34: Vergleich der Konzentrationen von Gesamtphosphat, Nitrat, Nitrit und Ammonium an der mündungsnahen Messstelle der Nister in den Zeiträumen 1991 – 1999, 2000 – 2005 und 2017 – 2019 (Box-Whisker Plots).

Vergleich der Fischfauna

Von 2002 bis 2020 wurden neun Befischungen in der Unteren Nister zur Umsetzung der WRRL beauftragt. Diese Fischdaten wurden mit den im LfU vorliegenden 10 Befischungsdaten von vor 2000 verglichen. Da zu den Daten von vor 2000 keine vollständigen Begleitinformationen vorliegen, können diese nur im Hinblick auf die prozentualen Anteile der Fischarten an den einzelnen Befischungen ausgewertet werden (Abb. 35).

Der Vergleich dokumentiert die erhebliche Zunahme der Anteile der Elritze von im Mittel etwa 20% auf über 50%. Die bodenorientierten Kleinfischarten Groppe, Schmerle und Gründling haben ihre prozentualen Anteile gehalten. Niedrigere Anteile sind zu verzeichnen bei Bachforelle, Nase und Schneider. Hohe Abnahmen sind zu verzeichnen bei Barbe, Döbel und Plötze sowie sehr hohe bei Aal und Äsche.

Die Zunahmen bei der Elritze wurden an einigen Gewässern im Mittelgebirge in den letzten Jahren festgestellt. Derzeit steht die Hypothese im Raum, dass die Hybridisierung von Elritzenarten diese Entwicklung ermöglicht hat. Die Abnahme des Aals ist im globalen, negativen Trend der Art und die der Äsche wahrscheinlich durch den Fraßdruck durch den Kormoran zu betrachten (Schneider et al. 2015).

Erstaunlich sind hingegen die relativen Abnahmen des Döbels und der Plötze, die beide von einer Eutrophierung und höheren Wassertemperaturen profitieren würden, zudem könnte der Döbel von einer höheren Populationsdichte der Elritze als Nahrungsressource profitieren. Wahrscheinlich sind beide Arten auch erheblich vom Fraßdruck durch den Kormoran betroffen (s. auch Schwevers & Adam 1998 für die Ahr). Schneider et al. (2015) dokumentierten veränderte Längenhäufigkeiten der Arten, was auf das bevorzugte Beute-Größenspektrum des Kormorans hinweist. Bei der WRRL Befischung von 2019 waren diesbezüglich die Längenspektren von Nase und Döbel beeinträchtigt. Von 59 nachgewiesenen Nasen waren 53 juvenil (3 cm Totallänge), nur 2 präadult (13 – 14 cm) und 4 adult (23 – 29 cm). Die absoluten Fangergebnisse von 2002 bis 2020 für Äsche und Aal bestätigen die Abnahme der beiden Arten in der Unteren Nister.

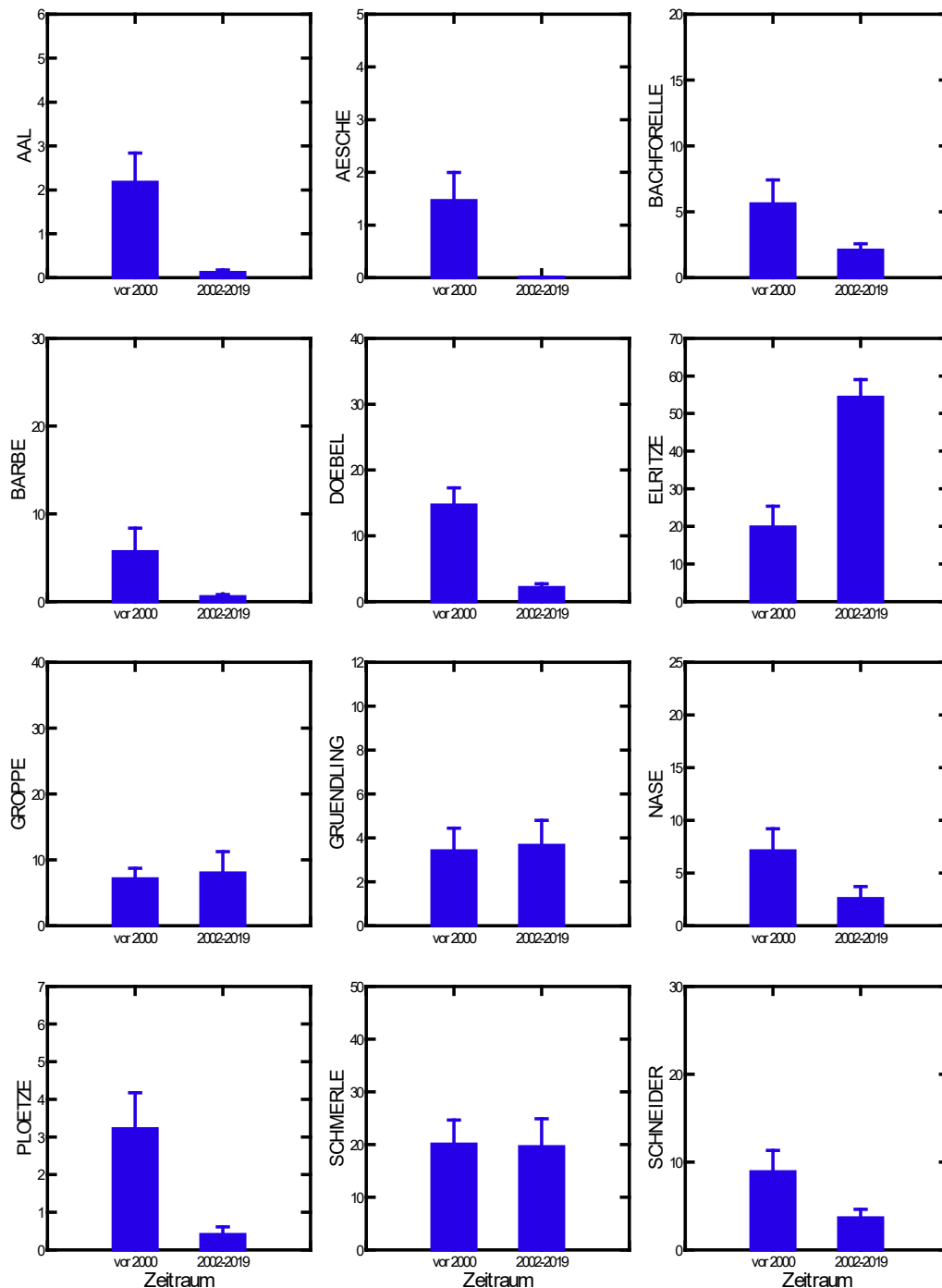


Abb. 35: Vergleich der prozentualen Anteile von Fischarten an den Fangergebnissen von Befischungen im Zeitraum vor 2000 (n = 10) und zwischen 2002 bis 2019 (n = 9) in der Unteren Nister (Mittelwerte, +/- Standardfehler).

Die Bewertung der einzelnen Befischungsergebnisse weisen anhand des fiBS-Scores ebenfalls keinen Trend auf, die einzelnen Scores pendeln um die Klassengrenze gut/mäßig mit einer Tendenz zur guten Bewertung, die durch gepoolte Fänge gemäß dem Verfahren bestätigt wird (Abb. 36).

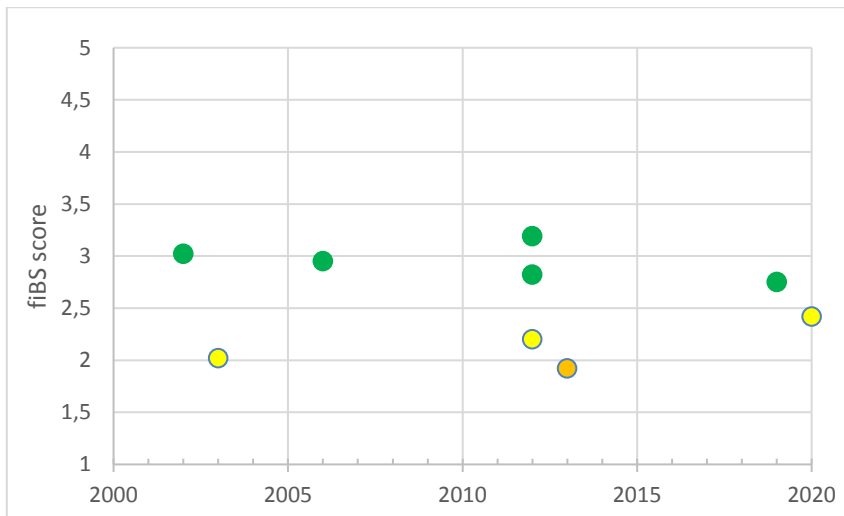


Abb. 36: Fischökologische Zustandsbewertung mittels fiBS-Scores der Befischungen zwischen 2002 und 2019 an der Unteren Nister. Die Färbung der Kreise zeigt die Zustandsklasse an: grün: gut; gelb: mäßig; orange: unbefriedigend.

Trends im Abfluss der Unteren Nister

Die vom LfU geprüften Tagesmittelwerte am Pegel Heimborn beginnen am 01.11.1954 und enden am 31.12.2019. Der amtliche mittlere Abfluss (MQ) für diese Periode beträgt 4,27 m³/s. Die Abflussganglinie der Nister ist sehr variabel, sowohl durch Hochwässer innerhalb eines Jahres als auch zwischen den Jahren. Die interannuelle Variabilität der Jahresmittelabflüsse hat seit etwa den 1990-Jahren abgenommen, da nur noch selten Jahresmittelabflüsse über 5 m³/s auftreten (Abb. 37). Seit 2008 lag der Jahresmittlabfluss unter oder einmalig (2017) maximal bei 4 m³/s, während im Zeitraum vor 1990 häufiger Werte über 5 m³/s auftraten.

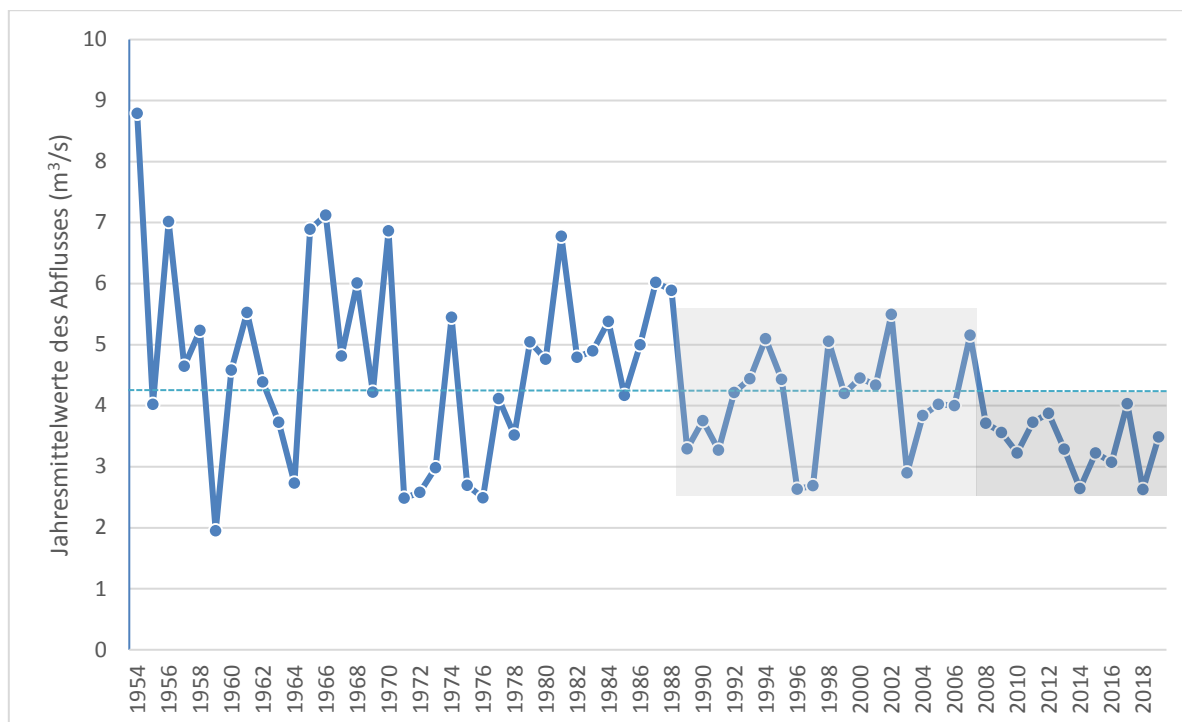


Abb. 37: Jahresmittelwerte des Abflusses (m^3/s) am Pegel Heimborn, Untere Nister von 1954 bis 2019. Die gestrichelte Linie markiert den Mittelwasserabfluss MQ (Periode 1954 - 1999). Grau hinterlegt sind die hier im Weiteren differenzierten Zeiträume.

Die mittleren monatlichen Abflüsse waren in dem Zeitraum von 2008 bis 2019 in jedem Monat niedriger als im Zeitraum von 1954 - 1989 (Abb. 38). Die Differenz ist insbesondere in der Vegetationszeit von April bis September hoch. Die mittleren monatlichen Abflüsse betragen im April für die drei Zeiträume 1954 – 1989, 1990 – 2007 und 2008 - 2019 jeweils $3,77$, $2,93$ bzw. $2,08 \text{ m}^3/\text{s}$. Vereinfacht formuliert, waren die mittleren Abflüsse im April 1954 – 1989 etwa 2-mal und 1990 – 2007 etwa 1,5-mal höher als im jüngsten Zeitraum.

Der Mittelwasserabfluss (MQ) und der Medianabfluss (MedianQ) basierend auf den Tagesmitteln der 12 Jahre von 2008 bis 2019 sind deutlich geringer als die der langjährigen Periode von 1954 bis 1999: MQ: $3,37$ vs. $4,27 \text{ m}^3/\text{s}$; MedianQ $1,83$ vs. $2,31 \text{ m}^3/\text{s}$.

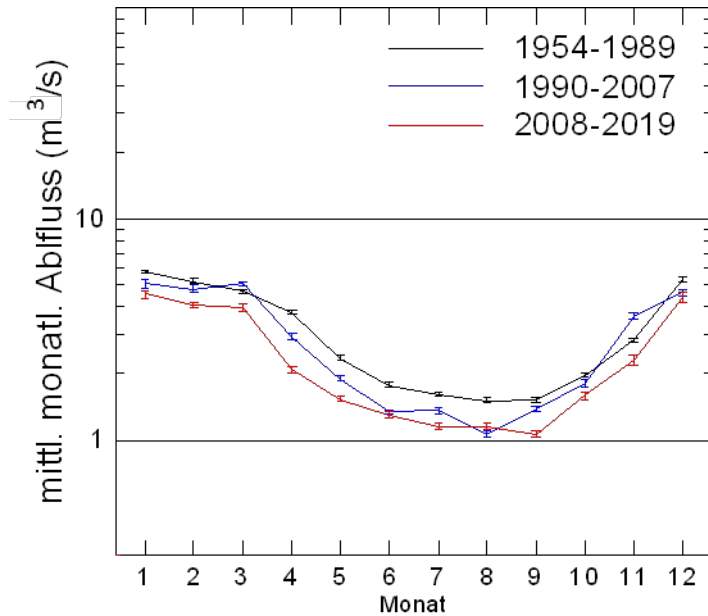


Abb. 38: Mittlere monatliche Abflüsse (+/- Standardfehler) an der Unteren Nister (Pegel Heimborn), für die Zeiträume von 1954-1989, 1990-2007 und 2008-2019. Hinweis: Ordinate ist logarithmisch skaliert.

In dem Zeitraum von 2008 bis 2019 traten auch im April kaum Abflüsse höher als dem 3-fachen des Jahresmittelwasserabflusses (MQ) in Höhe von $12,8 \text{ m}^3/\text{s}$ auf, bei denen eine hydraulische Belastung oder Geschiebetransport pauschalisiert angenommen werden könnte (Abb. 39).

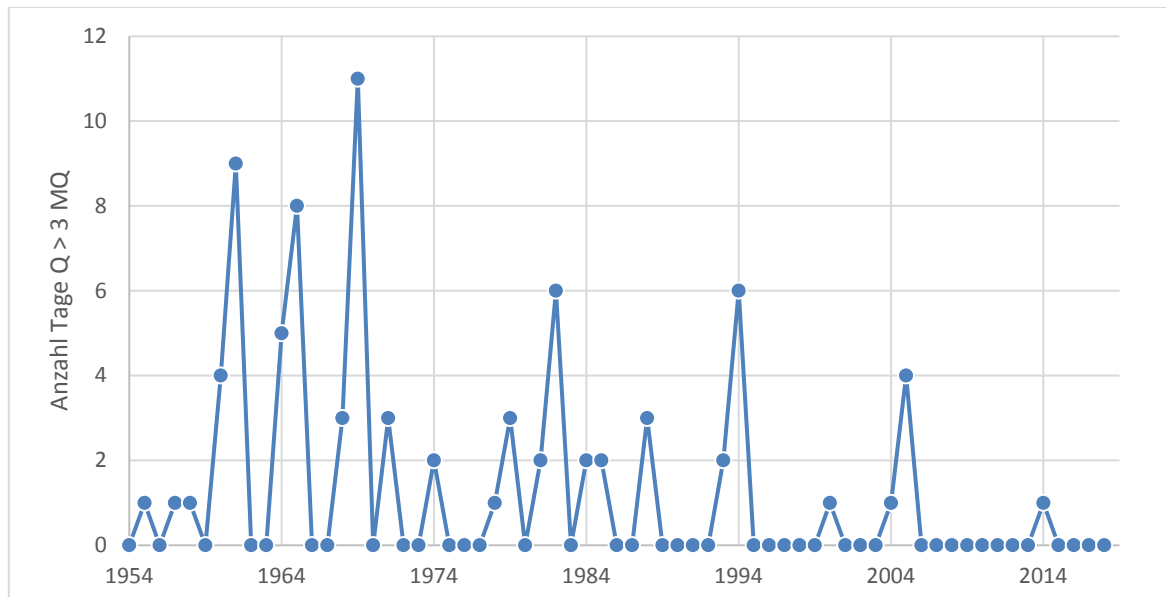


Abb. 39: Anzahlen an Tagesmittelabflüssen im April, die größer waren als der dreifache Jahresmittelwasserabfluss (MQ).

Die Periode von 1954 bis 2019 ist inhomogen. Die Pegelraten legen nahe, dass sich das Abflussregime der Unteren Nister aus ökologischer Sicht gravierend verändert hat. Die Abflussmenge scheint insgesamt geringer geworden zu sein, wobei der Unterschied in den vier Monaten von Dezember bis März gering ausfällt, in den anderen acht Monaten, die der Vegetationsperiode entsprechen, jedoch erheblich ist. Die klassische Unterscheidung zwischen hydrologischem Winterhalbjahr ab November und Sommerhalbjahr ab Mai bildet die Veränderung sowohl hydrologisch als auch ökologisch eher unzureichend ab.

Aus ökologischer Sicht bedeutet das geänderte und möglicherweise sich weiter verändernde Abflussregime eine Verkleinerung des Lebensraums mit geringeren Wassertiefen, weniger Refugialräumen und höherem Prädationsrisiko, eine erhöhte Wahrscheinlichkeit stärkerer Erwärmung des Gewässers und eine geringere hydraulische Belastung der Sohle insbesondere zwischen April und November.

Diskussion

Ab einem Schwellenbereich zwischen 0,03 und 0,09 mg/L Orthophosphat-P können grundsätzlich erhebliche Eutrophierungsprozesse einsetzen (Jarvie et al. 2008, Poikane et al. 2020). Belastungen an der Nister können daher durch Eutrophierungsprozesse auftreten, die in der Vegetationsphase durch ausgeprägte tagesperiodische Schwankungen des chemischen Milieus charakterisiert sind. Die wasserchemischen Messwerte weisen jedoch nicht auf eine unmittelbare Wirkung auf die Fischfauna hin. Auch bei hohen pH-Werten war der Ammoniumgehalt im Sommer gering und der Sauerstoffgehalt unterschritt sehr wahrscheinlich nicht über längere Zeiträume fischbiologisch problematische Gehalte. Jedoch liegen Tagesprofile von Wassertemperatur, pH-Wert, Sauerstoff und Ammonium zur Absicherung dieser Annahme nicht vor.

Die Eutrophierung der Nister führt auf ökosystemarer Ebene zu einer verstärkten Entwicklung von fädigen Algen auf der Sohle, die wiederum Folgewirkungen auf das Nahrungsnetz, das hyporheische Interstitial und das Angebot an Habitaten ausüben (s. auch Withers & Jarvie 2008). Der Geschiebemangel führt während der winterlichen hohen Abflüsse zu einer geringen Abrasion der Algen von der Sohle.

Die statistische Auswertung zu den Veränderungen der Konzentration von Orthophosphat-P im Bezug zur Wassertemperatur, Abfluss und Jahreszeit weist darauf hin, dass die Zunahme von Orthophosphat-P im Frühjahr über den Schwellenbereich von 0,03 bis 0,09 mg/L (nach Poikane et al. 2020) grundlegend für die sichtbaren Eutrophierungsprozesse sein könnte. Insgesamt ermöglicht das abiotische Timing von

- klimatischer Abnahme des Abflusses ab April,
- saisonaler Abnahme des Abflusses im April,
- saisonaler Zunahme der Wassertemperatur,
- saisonaler Zunahme vom Lichteinfall,
- verringerter mechanischer Abrasion aufgrund von Geschiebemangel und geringem Abfluss

eine schnelle biologische Reaktion der benthischen Algen im Frühjahr.

Erst folgend könnten weitere, auch biotische Prozesse eine Rolle spielen. Beispielsweise wurde nachgewiesen, dass der Fraßdruck durch Kormorane einen erheblichen Einfluss auf die Population der Nasen ausüben kann, so dass folgend wiederum der Grazing-Druck auf benthische Algen (solange sie noch nicht fädig flottieren) geringer wird (Winkelmann et al. 2019). Auf der Sohle könnten sich so schnell wachsende fädige Algen gegenüber flach wachsenden Algen durchsetzen.

Schlussfolgerungen

Die hydrologischen und klimatischen Faktoren unterliegen größerskaligen Prozessen und lassen sich im Rahmen des Einzugsgebietsmanagements kaum beeinflussen. Mehrreihig gehölzbestandene Gewässerrandstreifen können jedoch die Auswirkungen auf das Wasser- und Temperaurregime mildern.

In der Maßnahmenplanung an der Nister ist eine Evaluierung der Eintragspfade von Phosphor wichtig. Dazu ist die Ermittlung der gebietsspezifischen Frachten von Orthophosphat an relevanten Zuflüssen hilfreich (Brunke 2018), um quantitativ bedeutende Quellen an der Nister insbesondere zwischen März und Mai herauszufinden, so dass gezielte kosteneffiziente Maßnahmen entwickelt werden können. Diesbezüglich sollten die bereits identifizierten größten Punktquellen für diesen Zeitraum bewertet werden. Die Betrachtung der gebietsspezifischen Frachten ist wichtig, um alle Bereiche des Gewässersystems vor der Eutrophierung zu schützen, denn auch die kleineren Zuflüsse können für die Fischfauna funktional relevant sein. Die absoluten Frachten hingegen sind besonders relevant für den unterstromigen Transfer in die potamale Sieg und darüber hinaus.

Für identifizierte signifikante Punktquellen ist bei der Immissionsbetrachtung ein Bemessungsabfluss zu definieren, der sich auf ökologisch relevante hydrologische Kenngrößen bezieht und Zeiträume berücksichtigt, die die aktuellen klimatischen Veränderungen abbilden.

Literatur

- Brunke, M. (2008) Hydromorphologische Indikatoren für den ökologischen Zustand der Fischfauna der unteren Forellenregion im norddeutschen Tiefland. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 52/5, 234-244.
- Brunke, M. (2018) Heterogenität der stofflichen Belastungen in einem kleinen Fließgewässer im Norddeutschen Tiefland. *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft*, 11/5, 265-271.
- Brunke, M., M. Purps & C. Wirtz (2012) Furten und Kolke in norddeutschen Fließgewässern des Tieflands: Morphologie, Habitatfunktion für Fische und Renaturierungsmaßnahmen. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 56, 100-110.
- Haggard, B. E., Sharpley, A. N., Radcliffe, D. E., & Cabrera, M. L. (2006) Phosphorus transport in streams: Processes and modeling considerations. *Modeling phosphorus in the environment*. CRC Press, Boca Raton, FL, 105-130.
- Jarvie, H. P., C. Neal & P. J. Withers (2006) Sewage-effluent phosphorus: a greater risk to river eutrophication than agricultural phosphorus? *Science of the total environment*, 360, 246-253.
- Kroupova, H., O. Valentová, Z. Svobodová, P. Šauer & J. Máchová (2018) Toxic effects of nitrite on freshwater organisms: a review. *Reviews in Aquaculture*, 10, 525-542.
- OGewV (2016) Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer. *Bundesgesetzblatt Jahrgang 2016 Teil I Nr. 28*, ausgegeben zu Bonn am 23. Juni 2016.
- Poikane, S., G. Várbió, M. G. Kelly, S. Birk & G. Phillips (2021) Estimating river nutrient concentrations consistent with good ecological condition: More stringent nutrient thresholds needed. *Ecological Indicators*, 121, 107017.
- Scherer, R., R. Twelbeck & C. Linnenweber (2006) Gewässerstrukturgüte und Habitatqualität für Fischzönosen. *Wasserwirtschaft*, 9, 26-31.
- Schneider J, F. Krau, C. Winkelmann (2013) Fischbestandsaufnahme und erste Abschätzung der Beweidung von Algen durch Fische in der Nister. Bericht im Auftrag der Struktur- und Genehmigungsdirektion Nord Koblenz. 44p.
- Schneider J., Jörgensen L., Krau F. & Fetthauer M. (2015) WRRL-Qualitätsindikator Fischfauna und Kormoranfraßdruck - wenn trophische Störung Strukturgüte schlägt. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 8: 755-761.
- Schwevers U, Adam B (1998) Zum Einfluss des Kormorans (*Phalacrocorax carbo sinensis*) auf die Fischbestände der Ahr (Rheinland-Pfalz). *Österreichs Fischerei* 51: 198-210.
- SGD Nord (ohne Datum) Hintergrundpapier zum Nisterprogramm. 44p.
- TU Kaiserslautern (2008) Entwicklung wissenschaftlich fundierter Vorschläge (Leitfaden) zur Aufstellung von Maßnahmenprogrammen – bzw. -kombinationen unter Berücksichtigung der ökologischen Wirksamkeit sowie der ökonomischen Effizienz am Beispiel von Phosphor. Schlussbericht, März 2008.
- Westermann F (2016) Die Nister – ein Fluss mit Potenzial. Ist-Zustand, Belastungen, Entwicklungsziele. Vortrag Nisterkomitee, 03.05.2016.
- Winkelmann C., M. Gerke, D. Hübner, R. Fricke, T. Graf, J. Schneider, M. Fetthauer (2019) Biomanipulation als effektives Verfahren zur Wiederherstellung der Habitatfunktion des hyporheischen Interstitials. Abschlussbericht. 60p.
- Withers, P. J. A. & H. P. Jarvie (2008) Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review. *Science of the Total Environment*, 400, 379 – 395.
- Zimny, N., J. Sälzer & M. Engel (2021) Nährstoffe in rheinland-pfälzischen Oberflächengewässern. Darstellung der Nitrat-, Gesamtphosphor- und ortho-Phosphat-Phosphor Jahreskonzentration von 2000 bis 2019. Bericht. Hrsg.: Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz. 52 p.

Anlagen

Tabelle A1: Korrelationsmatrix zwischen den prozentualen Anteilen der Landnutzung und den Mittelwerten von allgemein chemisch-physikalischen Parametern.

Spearman Correlation Matrix					
	Acker	Grünland	Sonderkulturen	Wald	Siedlung
M_NH4_N	0,346	-0,196	0,249	-0,360	0,261
M_NO2_N	0,496	-0,345	0,416	-0,530	0,391
M_OP	0,474	-0,258	0,277	-0,376	0,207
M_PGES	0,534	-0,324	0,263	-0,460	0,294
M_O2_MG_L	-0,268	0,381	-0,467	0,418	-0,425
M_PH	0,205	-0,053	0,115	-0,143	-0,097
M_BSB2_5	0,394	-0,327	0,424	-0,390	0,436
M_CL	0,323	-0,352	0,390	-0,338	0,243
M_FE	0,397	-0,061	0,309	-0,383	-0,035
M_FE_FILTR	-0,165	0,507	-0,252	0,081	-0,100
M_O2_ZEHR	0,367	-0,268	0,167	-0,414	0,389
M_SO4	0,393	-0,453	0,543	-0,481	0,272
M_TOC	0,449	-0,413	0,440	-0,457	0,273

Tabelle A2: Jeweilige Anzahl an Messungen zu den Korrelationen

	Acker	Grünland	Sonderkulturen	Wald	Siedlung
M_NH4_N	120	120	120	120	120
M_NO2_N	120	120	120	120	120
M_OP	120	120	120	120	120
M_PGES	119	119	119	119	119
M_O2_MG_L	119	119	119	119	119
M_PH	119	119	119	119	119
M_BSB2_5	71	71	71	71	71
M_CL	120	120	120	120	120
M_FE	118	118	118	118	118
M_FE_FILTR	118	118	118	118	118
M_O2_ZEHR	98	98	98	98	98
M_SO4	120	120	120	120	120
M_TOC	119	119	119	119	119

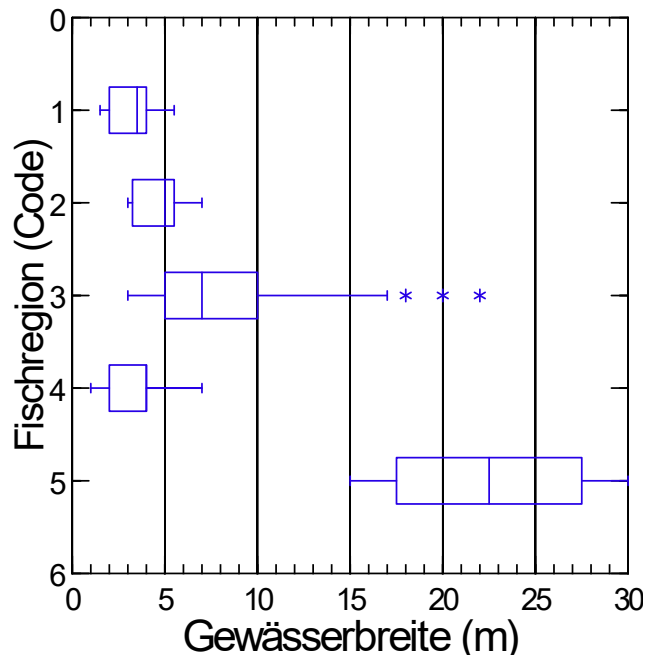


Abb. A1: Box-Plots zu den Gewässerbreiten (m) in den jeweiligen untersuchten Fischregionen. 1: Obere Forellenregion, 2: Untere Forellenregion, 3: Äschenregion, 4: Cyprinidenregion, 5: Epipotamal.

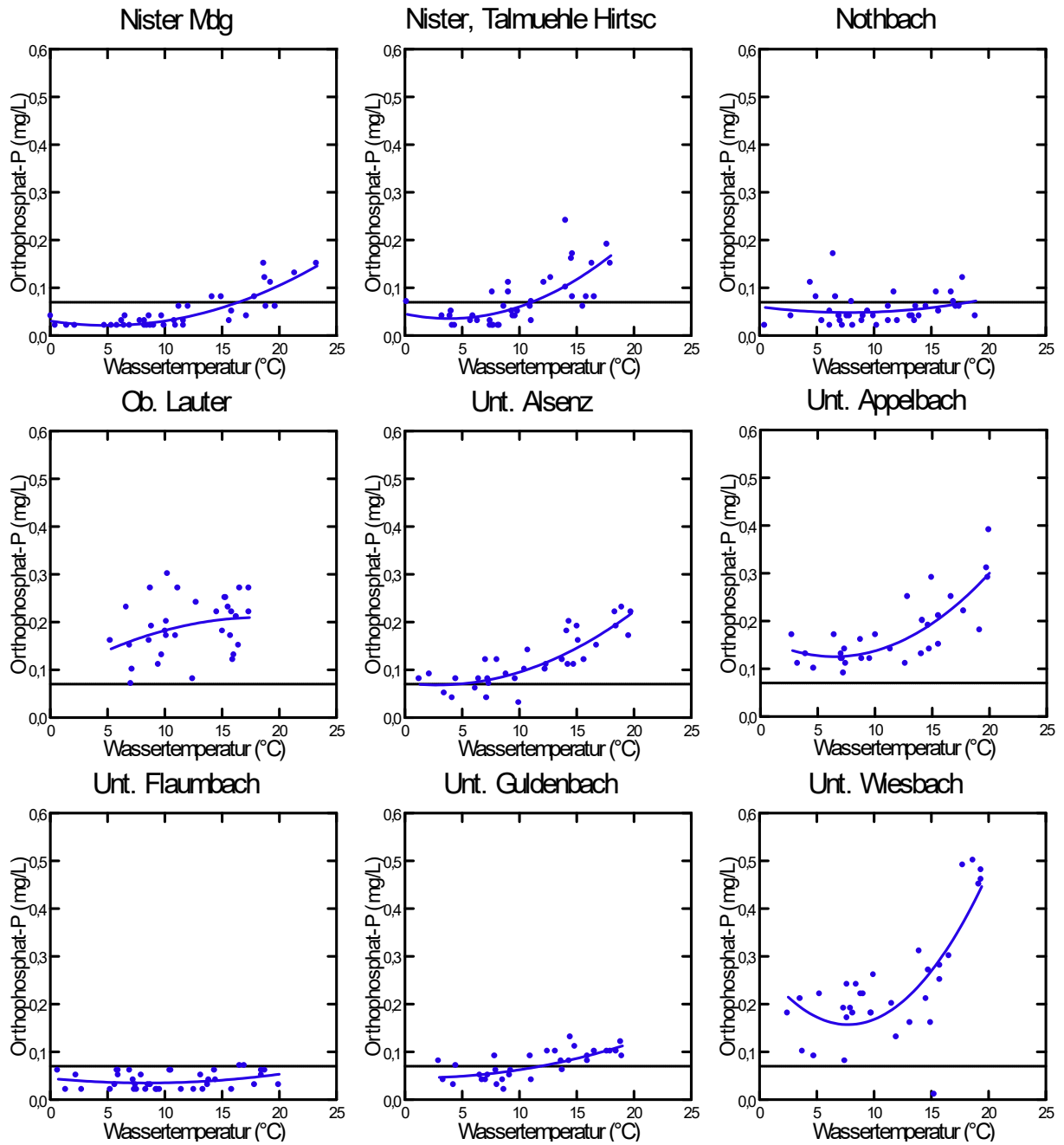


Abb. A2: Beziehungen zwischen der Wassertemperatur (°C) und den Konzentrationen von Orthophosphat-P (mg/L) an den im Bericht besprochenen Wasserkörper. Die gestrichelte Linie markiert den Orientierungswert.