

## **Verbundprojekt KliMaWerk**

Nachhaltige Bewirtschaftung des Landschaftswasserhaushaltes zur Erhöhung  
der Klimaresilienz: Management und Werkzeuge

### **Biologische statistische Modellierung**

Bericht zur Konzeptionierung (konzeptionelles Modell), zu den statistischen  
Auswertungen und zum Bayesian Belief Network (BBN)

Projektpartner: Universität Duisburg-Essen, Abteilung Aquatische Ökologie

AutorInnen: Jochem Kail, Hannah Stappert, Lena Feldhaus, Leonie Kuss, Diyar  
Erdem, Prof. Daniel Hering

## Inhalt

1	Zielsetzung .....	2
2	Konzeptionelles Modell .....	2
2.1	Genereller Ansatz und Aufbau des konzeptionellen Modells.....	2
2.2	Konzeptionelles Modell zur Entstehung hydrolog. Extreme auf Einzugsgebietsebene .....	5
2.2.1	Erläuterungen zu den einzelnen Ursache-Wirkungs-Beziehungen.....	5
2.3	Konzeptionelles Modell zu den Auswirkungen hydrolog. Extreme auf Gewässerebene .....	6
2.3.1	Unterscheidung verschiedener Niedrigwasserphasen bis zur Austrocknung.....	6
2.3.2	Erläuterungen zu den einzelnen Ursache-Wirkungs-Beziehungen.....	8
3	Statistische Modelle zur Quantifizierung zentraler Ursache-Wirkungs-Beziehungen.....	21
4	Bayesian Belief Network (BBN) zur Abschätzung der Auswirkungen hydrolog. Extreme auf Biologie und Ökosystemfunktionen .....	25
5	Black-Box Ansatz zur Abschätzung der Auswirkungen hydrolog. Extreme auf die Biologie.....	33
6	Literatur .....	34

## 1 Zielsetzung

Das konzeptionelle Modell war zum einen Grundlage für die Auswahl der Probestellen und der im Freiland aufzunehmenden hydromorphologischen und Wasserqualitäts-Parameter. Zum anderen wurden auf Grundlage des konzeptionellen Modells zentrale Ursache-Wirkungs-Beziehungen identifiziert, die mit Hilfe der im Freiland aufgenommenen Daten sowie weiterer Datensätze aus vergleichbaren Regionen in statistischen Modellen untersucht und quantifiziert wurden. Diese statistischen Modelle waren dann zusammen mit Literaturangaben wiederum Grundlage für die Erstellung des Bayesian Belief Networks (BBN), einem statistischen Modell zur Abschätzung der Wahrscheinlichkeit für verschiedene Zustände biologischer Variablen auf Grundlage der Wahrscheinlichkeit des Zustands abiotischen Variablen. Mit Hilfe dieses BBN wurden die Auswirkungen der in KliMaWerk untersuchten Klima- und Maßnahmenszenarien abgeschätzt.

## 2 Konzeptionelles Modell

### 2.1 Genereller Ansatz und Aufbau des konzeptionellen Modells

Der Aufbau der konzeptionellen Modelle folgt folgenden grundsätzlichen Überlegungen (Abb. 1): Der Abfluss wird ganz überwiegend durch den Landschaftswasserhaushalt auf Einzugsgebietsebene bestimmt. Auf dieser Ebene wirken sich Belastungen wie etwa Bodenversiegelung oder Grundwasserentnahmen auf die Hydrologie aus, die sich durch entsprechende Maßnahmen in der Fläche verringern lassen. Neben dem Landschaftswasserhaushalt bestimmen aber auch Gewässereigenschaften bzw. Belastungen wie die fehlende Retention in Auen oder die Begradigung der Gewässer, wie diese Abflussmenge sich in Abflussganglinien umsetzt. Im KliMaWerk Projekt wurden diese Prozesse durch physikalische Modelle abgebildet, die für eine Vielzahl von Teileinzugsgebiete und damit Gewässerabschnitte tägliche Abflusswerte ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) lieferten. Aus diesem Abfluss ergeben sich in Abhängigkeit von der konkreten Gewässermorphologie (d.h. Gewässereigenschaften wie der Querprofilform und dem Sohlgefälle) die hydraulischen Habitatbedingungen wie Fließgeschwindigkeit, benetzte Breite und Fließtiefe, die direkte Auswirkungen auf die Biologie haben. Aus diesen hydraulischen Bedingungen ergeben sich jedoch auch – wiederum in Abhängigkeit von der konkreten Gewässermorphologie – die physiko-chemischen Habitatbedingungen (z.B. Wassertemperatur) sowie die Quantität und Qualität der physischen Habitate wie Kolke und Schnellen. Am Ende sind es diese hydraulischen, physiko-chemischen und physischen Habitatbedingungen, die ursächlich auf die Biologie wirken. Die Maßnahmen in und am Gewässer beeinflussen i.d.R. nicht direkt diese Habitatbedingungen, sondern zielen darauf ab die Gewässermorphologie zu verbessern, um damit die Auswirkungen der hydrologischen Extreme auf die hydraulischen, physiko-chemischen und physischen Habitatbedingungen zu vermindern.

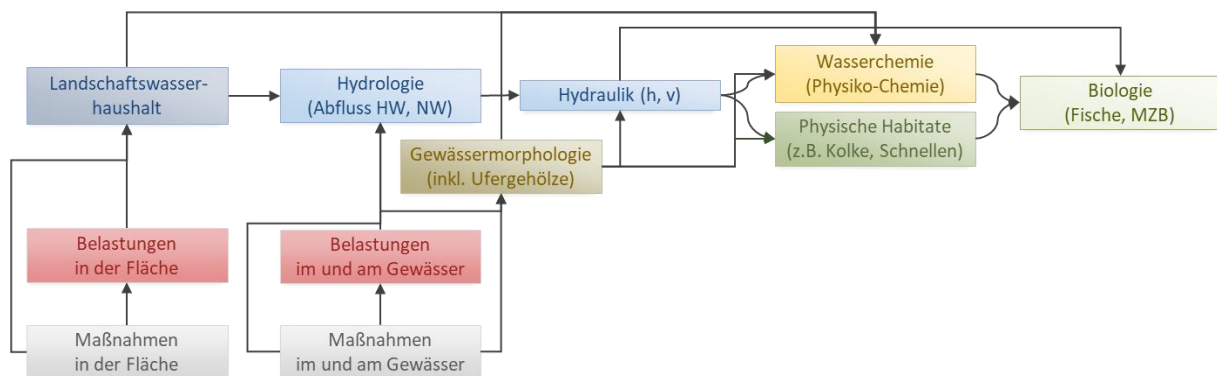


Abb. 1: Genereller Aufbau des konzeptionellen Modells.

Im Gegensatz zu den Auswirkungen von Hochwasser und den Auswirkungen des Trockenfallens in natürlicherweise temporären Fließgewässern (Datry et al., 2017), sind die Auswirkungen von ungewöhnlich geringen sommerlichen Niedrigwasserabflüssen in bisher permanenten Fließgewässern weniger gut untersucht (Verdonschot et al., 2015). Da Hochwasser nur kurzzeitig auftreten und vor allem die Oberläufe kleiner Bäche gefährdet sind auszutrocknen, ist es für die Biozöten vergleichsweise gut möglich Refugien aufzusuchen, dort zu überdauern und die betroffenen Gewässerabschnitte wieder zu besiedeln. Die Verringerung des sommerlichen Niedrigwassers betrifft jedoch das gesamte Gewässernetz, weshalb die Resilienz der Biozöten gegenüber dieser Art von hydrologischem Extrem potenziell deutlich geringer ist. Daher lag der Fokus der im Folgenden beschriebenen Untersuchungen auf Niedrigwasser-Auswirkungen.

Das konzeptionelle Modell mit Fokus auf Niedrigwasser-Auswirkungen wurde in zwei Bereiche unterteilt: (i) ein erster Bereich, der die Ursache-Wirkungs-Beziehungen für die Entstehung der hydrologischen Extreme auf Einzugsgebietsebene (Landschaftswasserhaushalt) darstellt, die in KliMaWerk durch physikalische hydrologische Modelle modelliert werden konnten und (ii) einen zweiten Bereich zu den Auswirkungen der hydrologischen Extreme auf Biologie und Ökosystemfunktionen auf Gewässerebene, die in KliMaWerk durch statistische Modelle abgeschätzt wurden (Abb. 2).

Das gut untersuchte Wirkungsgefüge zum Landschaftswasserhaushalt auf Einzugsgebietsebene wurde auf Grundlage von Lehrbuchwissen und in Abstimmung mit den Partnern erstellt. Für die Entwicklung des konzeptionellen Modells zu den Auswirkungen auf Gewässerebene wurden auf Grundlage einer systematischen Literaturstudie alle potenziell in Fließgewässern relevanten Auswirkungen hydrologischer Extreme auf die Abiotik (Hydraulik, Gewässermorphologie, Wasserchemie, physischen Habitate) und damit auf die Biologie und Ökosystemfunktionen zusammengestellt und als Ursache-Wirkungs-Beziehungen dargestellt. Darüber hinaus wurden aus dem in KliMaWerk entwickelten Maßnahmenkatalog relevante Maßnahmen und assoziierte Stressoren ausgewählt, die einen substanziellen Einfluss auf zentrale Variablen im konzeptionellen Modell haben und in dieses integriert.

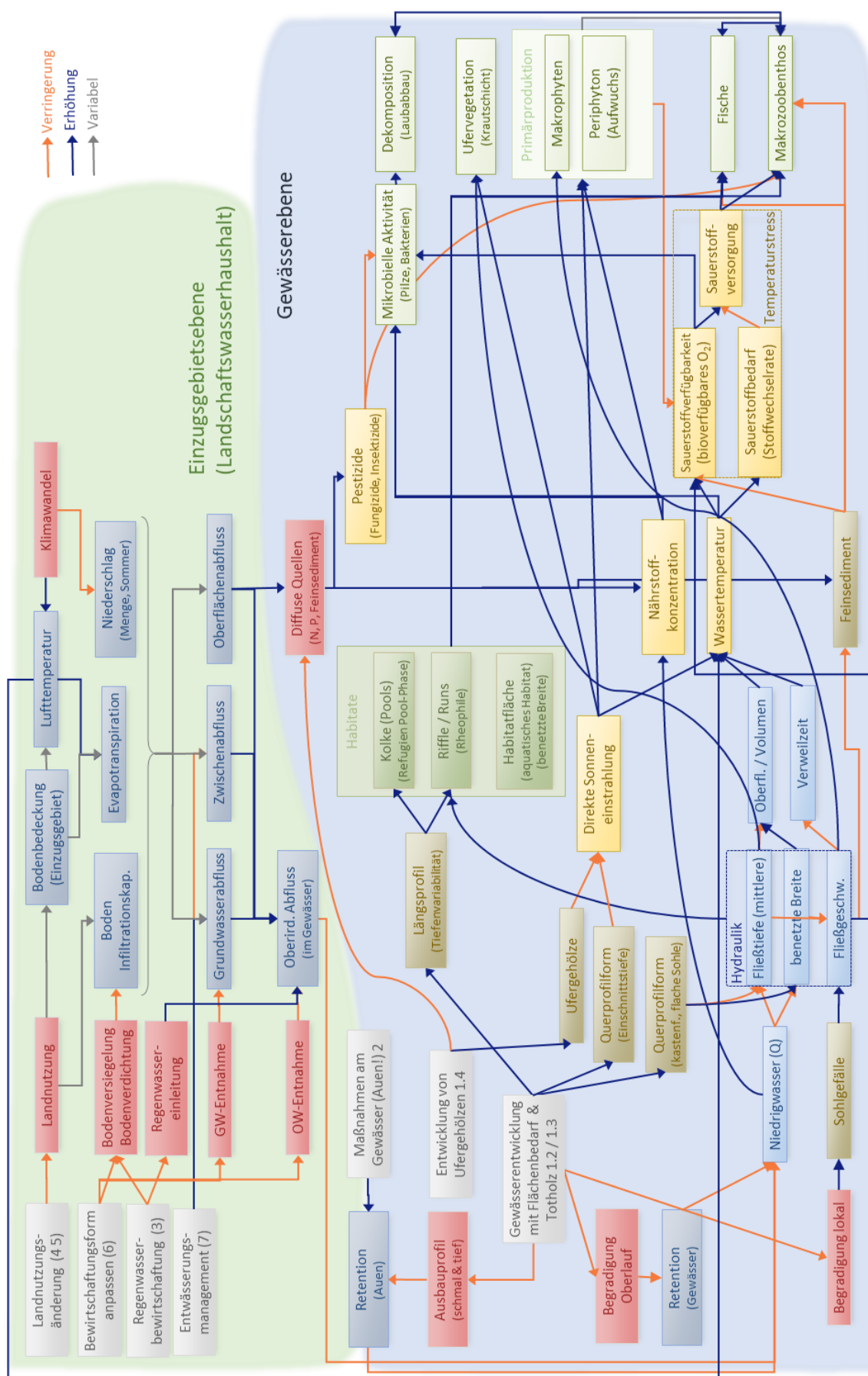


Abb.2: Konzeptionelles Modell zu den Auswirkungen hydrologischer Extreme auf die Biologie und ausgewählte Ökosystemleistungen von Fließgewässern, mit Fokus auf Niedrigwasser-Auswirkungen.

## 2.2 Konzeptionelles Modell zur Entstehung hydrolog. Extreme auf Einzugsgebietsebene

### 2.2.1 Erläuterungen zu den einzelnen Ursache-Wirkungs-Beziehungen

Der **oberirdische Abfluss im Gewässer** setzt sich aus drei Abflusskomponenten zusammen: Grundwasserabfluss, Zwischenabfluss und Oberflächenabfluss. Durch die Entnahme von Oberflächenwasser, die i.d.R. im Sommer erfolgt, verringert sich der oberirdische Abfluss im Gewässer natürlich. Durch die Regenwassereinleitung, die bei Starkregenereignissen erfolgt, erhöht sich der oberirdische Abfluss kurzfristig.

Der **Grundwasserabfluss** stammt aus den Grundwasserleitern (Aquifere) und bildet in grundwasser geprägten Fließgewässern den dem Fließgewässer kontinuierlich zufließenden Basisabfluss (Exfiltration aus dem Grundwasser). Sinkt der Grundwasserstand saisonal oder langfristig deutlich unter die Gewässersohle kommt es zu Infiltration vom Fließgewässer ins Grundwasser. Der Grundwasserabfluss hängt langfristig von der Grundwasserneubildung ab, die durch die langfristig fallende Niederschlagsmenge, die Verringerung des infiltrierenden Niederschlagswassers durch Evapotranspiration, und die Infiltrationskapazität des Bodens bestimmt wird. Der Grundwasserabfluss unterliegt daher weniger saisonalen Schwankungen, sondern ändert sich eher langfristig mit dem sich verändernden Klima. Durch die Entnahme von Grundwasser verringert sich der Grundwasserabfluss natürlich. Durch Entwässerungsmanagement und den Rückhalt von Wasser in der Fläche wie z.B. durch den Verschluss/Rückbau von Drainagen lässt sich die Grundwasserneubildung, der Grundwasserabfluss und dadurch des Basisabfluss erhöhen, was vor allem für die Stützung des Niedrigwasserabflusses im Sommer von Bedeutung ist.

Der **Zwischenabfluss** entsteht durch die im Vergleich zum Grundwasserstrom raschere laterale Entwässerung oberflächennaher, ungesättigter Bodenschichten hin zum Fließgewässer und ist deutlich stärker von den letzten, zurückliegenden Niederschlagsereignissen, d.h. den Witterungsbedingungen abhängig. Im Gegensatz zum Grundwasserabfluss unterliegt der Zwischenabfluss also nicht nur langfristigen, sondern vor allem mittelfristigen, sub-saisonalen Schwankungen. Auch der Zwischenabfluss wird durch Evapotranspiration verringert und hängt von der Infiltrationskapazität des Bodens ab. Durch Entwässerungsmanagement und den Rückhalt von Wasser in der Fläche wie z.B. durch den Verschluss/Rückbau von Drainagen verringert sich der durch diese Drainagen künstlich erhöhte Zwischenabfluss.

Der **Oberflächenabfluss** ergibt sich aus dem bei Starkregenereignissen direkt auf dem Boden abfließenden Wasser und unterliegt damit sehr kurzfristigen Schwankungen. Oberflächenabfluss kommt in den gemäßigten Breiten natürlicherweise unter Wald kaum vor, sondern nur auf Böden mit geringer Infiltrationskapazität, wie z.B. versiegelte Flächen sowie gefrorenen, nach Regen und Schneeschmelze gesättigten Böden, oder in lehmigen Böden mit geringer hydraulischer Leitfähigkeit nach langen Trockenperioden.

Der **Niederschlag** (Art und Menge) wird kurzfristig durch die Wetterbedingungen, mittelfristig (sub-saisonal bis saisonal) durch die Witterungsbedingungen und langfristig durch die Klimabedingungen bestimmt. Entsprechend lässt sich aus den Erläuterungen zu den drei Abflusskomponenten ableiten, dass die Wetterbedingungen vor allem den Oberflächenabfluss, die Witterungsbedingungen den Zwischenabfluss und das Klima den Grundwasserabfluss bestimmen, auch wenn dies eine stark vereinfachte Darstellung der Zusammenhänge zwischen Niederschlag und den Abflusskomponenten ist.

Die **Evapotranspiration**, d.h. die Verdunstung von der Landoberfläche und Transpiration der Vegetation, nimmt mit der Lufttemperatur zu, vor allem da mit der Lufttemperatur auch die Sättigungsmenge von Wasserdampf in der Luft steigt, d.h. die Luft mehr Wasserdampf aufnehmen kann. Daneben hängt die Evapotranspiration auch von der Bodenbedeckung ab. Mit zunehmender Vegetationsbedeckung steigt die Transpiration (über die Spaltöffnungen der Pflanzen entweichender



Wasserdampf). Die Vegetation beschattet jedoch auch die Geländeoberfläche, verringert damit die direkte Sonneneinstrahlung und Oberflächentemperatur und damit die Verdunstung.

Die **Infiltrationskapazität des Bodens** entspricht der Differenz zwischen dem aktuellen Wassergehalt und dem Wassergehalt bei Wassersättigung. Damit entspricht die Infiltrationskapazität der Niederschlagsmenge die infiltrieren kann, bevor Oberflächenabfluss einsetzt. Zum einen hängt die Infiltrationskapazität von Bodeneigenschaften ab. Je größer das Porenvolumen, desto größer ist in der Regel auch die Infiltrationskapazität. Das Porenvolumen setzt sich aus den Primärporen und Sekundärporen zusammen. Erstere hängen von der Korngrößenverteilung und damit der Bodenart ab und sind bei großen Korngrößen wie Sand größer als bei kleinen Korngrößen wie Ton. Zweitere ergeben sich aus dem Bodengefüge (Anordnung der Bodenbestandteile wie Einzelkörner und Bodenaggregate) und umfassen daneben die durch Pflanzen und Tiere gebildeten Wurzelröhren und Gänge. Böden mit einem hohen Anteil organischen Materials besitzen ein lockeres, porenreiches Krümelgefüge. Damit hängen insbesondere das Volumen der Sekundärporen von der Landnutzung ab und ist bei hoher biologischer Aktivität und hohem Anteil organischen Materials wie z.B. unter Wald besonders groß. Konventionelle landwirtschaftliche Nutzung führt durch Befahrung zu Bodenverdichtung, durch den Einsatz von Pestiziden zu einer geringeren biologischen Aktivität und einem geringen Anteil organischen Materials und beeinträchtigt damit die Infiltrationskapazität. Ob das infiltrierte Niederschlagswasser dann zur Grundwasserneubildung beiträgt oder als Zwischenabfluss direkt dem Gewässer zufließt hängt wesentlich vom Grad der Drainierung ab. Urbane Nutzung verringert die Infiltrationskapazität durch Bodenversiegelung erheblich.

Die **Lufttemperatur** wird zum einen maßgeblich von den Wetter- bzw. Witterungsbedingungen und damit vom Klima bestimmt. Darüber hinaus ist die Lufttemperatur kleinräumig auch von der Bodenbedeckung und damit der Landnutzung abhängig, da diese Einfluss auf das Mikroklima hat. Unter Wald ist aufgrund der Beschattung und geringeren Sonneneinstrahlung sowie der Kühlung durch Transpiration die Lufttemperatur und Bodentemperatur in der Größenordnung von 3-6°C bzw. 10-15°C niedriger als im Offenland (Dan Moore et al., 2005). Im Rahmen des KliMaWerk Projektes ist dies relevant, da die Lufttemperatur damit Einfluss auf die Wassertemperatur im Gewässer haben kann. Die Wassertemperatur in Fließgewässern im Sommer hängt zwar vor allem von der direkten Sonneneinstrahlung ab und die Konvektion (Wärmeströmung fühlbarer Wärme von der Luft zum Wasser) spielt eine untergeordnete Rolle (Webb et al., 2008). Jedoch ist die Wassertemperatur in bewaldeten Einzugsgebieten, in denen Gehölze auch weiter vom Gewässer entfernt stehen, noch geringer, als in durch Ufergehölze beschatteten Gewässerabschnitten (Barton et al., 1985). Dies lässt vermuten, dass die Bodenbedeckung neben der Beschattung durch die direkt am Gewässer stehenden Ufergehölze noch über andere Prozesse Einfluss auf die Wassertemperatur hat. Möglicherweise führt die geringere Lufttemperatur unter Wald zu einer geringeren Wärmezufuhr über Konvektion und die geringere Bodentemperatur zu einer geringeren Bodenwassertemperatur des dem Gewässer zufließenden Zwischenabfluss bzw. oberflächennahen Grundwassers (Wenger, 1999).

Unter **Bodenbedeckung** im hier verwendeten engeren Sinne wird die Art der den Boden bedeckenden Vegetation verstanden. Sie ist neben natürlichen Faktoren maßgeblich von der anthropogenen Landnutzung abhängig, d.h. von der Frage ob und wie die Fläche genutzt wird (z.B. Siedlungsfläche, landwirtschaftliche Nutzfläche, Forst, Wald).

## 2.3 Konzeptionelles Modell zu den Auswirkungen hydrolog. Extreme auf Gewässerebene

### 2.3.1 Unterscheidung verschiedener Niedrigwasserphasen bis zur Austrocknung

Beim Niedrigwasser können mit abnehmendem Abfluss verschiedene Phasen unterschieden werden, in denen sich die Habitatbedingungen ändern, Schwellenwerte überschritten werden und sich diese Phasen daher hinsichtlich der Auswirkungen auf die Biologie und Ökosystemleistungen deutlich unterscheiden: Die Fließ-, Pool- und Trockenphase (Stubbington et al., 2017).

In der **Fließphase** nimmt mit abnehmendem Abfluss auch die Fließgeschwindigkeit und Fließtiefe sowie die benetzte Breite ab, was sich über verschiedenen Wirkpfade (Ursache-Wirkungs-Beziehungen) auf die Biologie wie z.B. das Makrozoobenthos und die Fische auswirkt (siehe Übersicht in Dewson et al., 2007; Lake, 2011).

Erstens geht mit abnehmender Fließtiefe die laterale Vernetzung verloren, Ufer- und Randhabitate wie Baumwurzeln und Wasserpflanzen fallen zuerst trocken, und die auf diese Habitate spezialisierten Arten gehen verloren (Lake, 2011; Stubbington et al., 2017). Darüber hinaus nimmt generell die Ausdehnung aquatischer Habitate ab, da die benetzte Breite typischerweise mit dem Abfluss und der Fließtiefe abnimmt, was jedoch stark von der Gewässermorphologie und der Querprofilform abhängt (Dewson et al., 2007; Rosenfeld, 2017). Dabei dienen Kolke insbesondere für Fische als Rückzugsort (Lake, 2011) und insbesondere die auf Schnellen (Riffle) angewiesene Fischarten sind in der Pool-Phase vom Verlust der Riffle-Habitate betroffen (Bradford et al., 2008). Neben der Fließtiefe nimmt auch die Fließgeschwindigkeit ab, was die Habitatbedingungen für rheophile Arten verschlechtert (Lake, 2011) und lenitische Arten begünstigt (Lake, 2003).

Zweitens kann die Ablagerung von Feinsediment entweder abnehmen (verringertes Eintrag von Feinsediment durch den geringeren Oberflächenabfluss und Erosion während meteorologischer Trockenphasen) oder zunehmen (aufgrund der geringeren Fließgeschwindigkeit). In landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebieten scheint der zweite Prozess zu überwiegen und der saisonale Rückgang der Fließgeschwindigkeit bei Niedrigwasser zu einer Zunahme der Feinsubstratablagerung zu führen (Davis et al., 2024).

Drittens ändert sich die Wasserchemie. Je nachdem ob der Nährstoffeintrag aus Punktquellen oder diffusen Quellen überwiegt, erhöht sich die Nährstoffkonzentration durch die geringere Verdünnung, d.h. Aufkonzentration des Eintrags aus Punktquellen bzw. erniedrigt sich die Nährstoffkonzentration durch den verringerten Oberflächenabfluss und den damit verbundenen geringeren Eintrag aus diffusen Quellen (z.B. landwirtschaftliche Flächen, Mosley, 2015; Graham et al., 2024). Die Pestizidkonzentration nimmt bei Niedrigwasser generell ab, vermutlich aufgrund des überwiegenden Eintrags aus diffusen, landwirtschaftlichen Quellen, der sich bei Niedrigwasser und damit verbundenem geringen Oberflächenabfluss verringert (Graham et al., 2024).

Viertens erhöht sich die Wassertemperatur, da extreme Niedrigwasserereignisse in der Regel von meteorologischen Trockenphasen verursacht werden, die neben dem geringen Niederschlag mit hoher Lufttemperatur und besonders sonnigem Wetter mit hoher direkter Sonneneinstrahlung verbunden sind; beides Faktoren, welche die Wassertemperatur im Sommer maßgeblich bestimmen (Webb & Zhang, 2004). Darüber hinaus erhöht sich aufgrund der geringeren Fließgeschwindigkeit die Verweilzeit und damit die Zeit, in der der Wasserkörper der direkten Sonneneinstrahlung ausgesetzt ist (White et al., 2023). Nicht zuletzt hat die Gewässermorphologie potenziell Einfluss auf die Wassertemperatur, da in kastenförmigen, rechteckigen Querprofilen mit flacher Sohle mit abnehmendem Abfluss zwar das zu erwärmende Wasservolumen abnimmt, die Wasseroberfläche, welche der direkten Sonneneinstrahlung ausgesetzt ist und als Heizfläche fungiert, jedoch annähernd gleich bleibt. Damit sollte sich in solchen rechteckigen, breiten Querprofilen das kleinere Wasservolumen schneller erwärmen (White et al., 2023). In Fließgewässern mit hohem Grundwasserzufluss kann die Wassertemperatur jedoch aufgrund des hohen Anteils an kaltem Grundwasser im Vergleich zum abnehmenden Volumen des Oberflächenabflusses sogar geringer sein als bei höheren Abflüssen (Wilbanks et al., 2023). Höhere Wassertemperaturen führen vor allem über eine Erhöhung der Stoffwechselrate und damit des Sauerstoffbedarfs zu einer schlechteren Sauerstoffversorgung des Makrozoobenthos und der Fische.

In der **Poolphase** fallen die Schnellen (Riffle) trocken und es verbleiben nur noch isolierte Kolke (Pools) als aquatische Habitate. Anders ausgedrückt geht die longitudinale Konnektivität verloren und das frei fließende Gewässer verändert sich in eine Kette von Stillgewässern, die nur noch über das Interstitialwasser bzw. das Grundwasser miteinander verbunden sind. Damit fallen alle Arten aus, die

auf Strömung angewiesen sind wie beim Makrozoobenthos z.B. die Filtrierer (Stubbington et al., 2017), biotische Interaktionen wie z.B. der Fraßdruck durch terrestrische Räuber oder die intraspezifische Konkurrenz werden verstärkt und lenitische Arten begünstigt, insbesondere Räuber (Lake, 2011). Noch bedeutender sind die mit dem Verlust der Strömung einhergehenden erheblichen Veränderungen der physikalisch-chemischen Bedingungen (Lake, 2011), wie einem weiteren Anstieg der Wassertemperatur, dem Rückgang der Sauerstoffkonzentration (Lake, 2003) und damit Verlust vieler Arten mit hohem Sauerstoffbedarf wie viele Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen (EPT) (Acuña et al., 2005).

In der **Trockenphase** kommt es zu einem vollständigen Verlust von Oberflächenwasser, auch die Pools fallen trocken und es verbleibt nur noch das Interstitialwasser, bevor auch das Interstitial mit dem Rückgang des Grundwassers trockenfällt. Dies führt zum Verlust aller austrocknungsempfindlichen Arten und damit einem drastischen Rückgang der Artenzahl, da nur wenige Arten des Makrozoobenthos und der Fische resistent gegen saisonale Austrocknung sind (Stubbington et al., 2017; Lake, 2011).

Die **langfristigen Auswirkungen von Niedrigwasser** (Fließ-, Pool, Trockenphase) auf die Biologie (Makrozoobenthos und Fische) hängt wesentlich davon ab, wie gut die Lebensgemeinschaften an extremes Niedrigwasser (Fließphase) und das Trockenfallen (Pool- und Trockenphase) angepasst sind. Sowohl beim Makrozoobenthos als auch bei den Fischen ist die wichtigste Anpassungsstrategie an das Trockenfallen von Fließgewässern nicht die Resistenz, sondern die Resilienz, d.h. die Arten suchen Refugien auf (z.B. nicht trockengefallene Ober- oder Unterläufe) und besiedeln den Gewässerabschnitt nach Ende der Trockenphase wieder (Acuña et al., 2005). Die langfristigen Auswirkungen von Niedrigwasser hängen daher wesentlich von der Verfügbarkeit von Refugien ab (Leigh et al., 2016; Stubbington et al., 2017). Auch in permanenten Gewässern – deren Lebensgemeinschaften (noch) nicht an extremes Niedrigwasser angepasst sind – kann sich die Besiedlung durch das Makrozoobenthos schon innerhalb eines Jahres erholen, wenn der Fließgewässerabschnitt nicht austrocknet und Refugien vorhanden sind (Verdonschot et al., 2015), wohingegen die Auswirkungen von Pool- und Trockenphase deutlich länger nachwirken (mehrere Jahre) und sich die Besiedlung nicht mehr vollständig erholt (Lake, 2011). Treten solche extremen Niedrigwasserphasen häufiger und auf längeren Strecken auf (d.h. fehlen entsprechende Refugien), ist jedoch anzunehmen, dass sich die Artzusammensetzung auch dann langfristig ändert, wenn die Fließgewässer nicht trockenfallen. In solchen Fällen gibt die Artgemeinschaft direkt nach dem extremen Niedrigwasser einen guten Hinweis auf die erwartbaren Veränderungen. Die Auswirkungen auf Lebensgemeinschaften heute permanenter Fließgewässer die zukünftig trockenfallen (Pool- und Trockenphase) lassen sich aus der Besiedlung heute bereits temporärer Fließgewässer ableiten (Stappert et al., 2025).

Während die Auswirkungen der Pool- und Trockenphase in heute bereits temporären Gewässern recht gut untersucht ist (Datry et al., 2017; Lake, 2011), gibt es wenige Untersuchungen zu den Auswirkungen von extremem Niedrigwasser (Fließphase) auf permanente Gewässer. Daher lag der Fokus bei der Entwicklung des konzeptionellen Modells auf den Ursache-Wirkungs-Beziehungen extremen Niedrigwassers in der Fließphase. Damit soll sichergestellt werden, dass in KliMaWerk nicht nur die offensichtlich deutlichen Veränderungen berücksichtigt werden, die durch das zukünftige Trockenfallen derzeit permanenter Gewässer zu erwarten sind, sondern auch die mit weniger deutlichen Veränderungen verbundene, aber längere Gewässerabschnitte betreffende Zunahme extremen Niedrigwassers (Fließphase). Die möglichen Auswirkungen extremen Niedrigwassers (Fließphase) wurden auf Grundlage einer umfassenden Literaturrecherche in dem in Abb. 2 dargestellten konzeptionellen Modell zusammengefasst.

### 2.3.2 Erläuterungen zu den einzelnen Ursache-Wirkungs-Beziehungen

Auf das **Makrozoobenthos** hat Niedrigwasser sehr wahrscheinlich vor allem Einfluss über (i) die Verschlechterung der Sauerstoffversorgung, (ii) die Verringerung des Umfangs der aquatischen



Habitats und eventuell auch über (iii) eine Veränderung des Feinsediment- und Pestizideintrags, (iv) eine Erhöhung der Dekomposition (Laubabbau) sowie (v) eine veränderte Besiedlung durch Makrophyten und das Periphyton (Aufwuchs).

- (i) Die *Sauerstoffversorgung* hängt von der Sauerstoffverfügbarkeit und dem Sauerstoffbedarf ab.
  - Die Sauerstoffverfügbarkeit hängt wiederum u.a. – aber nicht nur – von der Sauerstoffkonzentration ab (siehe Abschnitt Sauerstoffverfügbarkeit). Eine Sauerstoffkonzentration von < 2-3 mg/l wird als letal für viele aquatische Arten angesehen (Pardo & García, 2016; Galic et al., 2019; Diamond et al., 2023). Jedoch fallen auch schon bei höheren Sauerstoffkonzentrationen viele Makrozoobenthos-Arten aus und treten subletale negative Effekte auf. So verringerte sich die Anzahl sensibler Arten in zwei Tieflandbächen in West-Spanien mit abnehmender Sauerstoffkonzentration aufgrund geringer Fließgeschwindigkeit im Sommer von allen sensiblen Arten (>8 mg/l) auf viele (8-6 mg/l), wenige (6-4 mg/l) und fast keine (4-2 mg/l) (Pardo & García, 2016). Der Anteil an allen Makrozoobenthos-Arten (sensibel und tolerant), die akut geschädigt werden steigt mit abnehmender Sauerstoffkonzentration (8, 5, 4, 3 mg/l) von 7%, 15%, 20% auf 26% (umfangreiche Analyse von Daten aus Nordamerika in Saari et al., 2018). Ähnliche Grenzwerte von 4 und 2 mg/l nennen Galic et al. (2019) in ihrer Meta-Analyse für den Rückgang der Reproduktion und des Wachstums um 50% (jedoch auch unter Berücksichtigung mariner Arten). Die in der oben aufgeführten Literatur als unbedenklich eingestufte Sauerstoffkonzentration von 8 mg/l entspricht recht gut den 7 mg/l (Jahresminimalwert), die von der LAWA als Mindestanforderung zur Erreichung des guten ökologischen Zustands für die in KliMaWerk untersuchten Tieflandgewässern angegeben wird (LAWA, 2021).
  - Der Sauerstoffbedarf hängt maßgeblich von der Wassertemperatur und der damit verbundenen Erhöhung der Stoffwechselrate ab (siehe Abschnitt Sauerstoffbedarf). In vielen Fällen wird die Sauerstoffversorgung sogar noch stärker vom Sauerstoffbedarf als von der Sauerstoffverfügbarkeit beeinflusst und daher werden in der Literatur neben Grenzwerten für die Sauerstoffkonzentration ebenso Grenzwerte für die Wassertemperatur genannt. Die überwiegend in Laborexperimenten bestimmte letale Wassertemperatur (bei der 50% der Individuen sterben) liegt für Eintags-, Stein- und Köcherfliegen im Mittel bei ca. 22°C, 27°C und 30°C und für kalt-stenotherme Arten bei ca. 21°C, 25°C und 28°C (Stewart et al., 2013). Da in dieser Review Daten aus diversen Studien der warmgemäßigten, zum Teil aber auch subtropischen Zone berücksichtigt wurden, liegen die letalen Temperaturen der Arten des relativ nördlich gelegenen Mitteleuropas sehr wahrscheinlich am unteren Ende dieser Spannen, d.h. eher im Bereich der in Stewart et al. (2023) als kalt-stenotherm eingestuften Arten. In den meisten Studien wird als letale Wassertemperatur für sensible kaltstenotherme Arten in der gemäßigten Zone ein Schwellenwert von 21°C angegeben (De Kowzowski & Bunting, 1981; Quinn et al., 1994; Cox & Rutherford, 2000; Stewart et al., 2013). Durch zusätzliche Stressfaktoren verringert sich die Toleranz gegenüber hohen Wassertemperaturen jedoch. Zum einen konnte in Laborstudien nachgewiesen werden, dass mit zunehmender Tagesamplitude schon bei geringerer mittlerer Wassertemperatur negative Effekte auftreten, d.h. große Temperaturschwankungen einen zusätzlichen Temperaturstress verursachen (Cox & Rutherford, 2000). Zum anderen haben bei geringer Sauerstoffkonzentration bereits geringere Wassertemperaturen eine letale Wirkung. So verringerte sich in Laborexperimenten die letale Wassertemperatur für zwei Eintagsfliegen bzw. einen Flohkreb bei hypoxischen Bedingungen (ca. 2 mg/l) im Vergleich zu normoxischen Bedingungen (ca. 8 mg/l) um etwa 5-10 °C bzw. 3°C (Verberk et al., 2016; Verberk et al., 2022). Jedoch können sich die Arten auch bis zu einem gewissen Maß an wärmere Wassertemperaturen bzw. niedrigere Sauerstoffkonzentrationen akklimatisieren.

(phänotypische Plastizität) (Verberk et al., 2022). Die in der oben aufgeführten Literatur genannte, für sensitive kaltstenotherme Arten letale und generell kritische Wassertemperatur von  $> 21^{\circ}\text{C}$  entspricht recht gut den von der LAWA als Mindestanforderung zur Erreichung des guten ökologischen Zustands für die in KliMaWerk untersuchten Tieflandgewässer angegebenen maximalen Sommertemperatur von  $20 - 23^{\circ}\text{C}$ , die sich jedoch auf die Fischfauna bezieht (LAWA, 2021).

- (ii) Die Verringerung des **Umfangs und Qualität der aquatischen Habitate** ergibt sich aus den im Abschnitt zu den Habitaten genannten Gründen und hat für das Makrozoobenthos folgende Auswirkungen: Zum einen geht mit abnehmender Fließtiefe die laterale Vernetzung verloren, Ufer- und Randhabitate wie Baumwurzeln und Wasserpflanzen fallen zuerst trocken, und die auf diese Habitate spezialisierten Arten gehen verloren (Lake, 2011; Stubbington et al., 2017). Darüber hinaus nimmt generell die Ausdehnung aquatischer Habitate ab. Dies führt kurzfristig zu einer Konzentration der Individuen und damit höheren auf die Fläche bezogenen Abundanz (Individuen pro  $\text{m}^2$ ), jedoch auch größeren intra- und interspezifischen Konkurrenz wie z.B. Fraßdruck. Neben der Fließtiefe nimmt auch die Fließgeschwindigkeit ab, was die Habitatbedingungen für rheophile Arten verschlechtert (Lake, 2011) und lenitische Arten begünstigt (Lake, 2003).
- (iii) Durch den geringen Oberflächenabfluss während Niedrigwasserereignissen kommt es potenziell zu einer Verringerung des *Feinsediment- und Pestizideintrags*, wobei es unterschiedliche Einschätzungen dazu gibt, ob sich damit die Konzentrationen im Gewässer tatsächlich verringern oder aus anderen Gründen erhöhen (siehe Abschnitt zu stofflichen Einträgen aus diffusen Quellen). Beides sind Umweltvariablen, die großen Einfluss auf das Makrozoobenthos haben können.
  - Eine Ablagerung des Feinsediments im Interstitial führt potenziell zum Verlust des Kies-Lückensystems als wichtiger Lebensraum für das Makrozoobenthos. Die alleinige Zunahme der Feinsedimentbelastung wirkt sich insbesondere auf die sensitiven Arten auch ohne Nährstoffbelastung immer negativ und stärker als eine übliche Nährstoffbelastung aus (Wagenhoff et al., 2012; Lange et al., 2014; Elbrecht et al., 2016). In mehreren Studien wurde eine abrupte Abnahme des Anteils der sensitiven Eintags-, Stein- und Köcherfliegen (%EPT) beobachtet, wenn mehr als 10-20% der Sohle mit Feinsediment bedeckt sind (Burdon et al., 2013). In Verbindung mit einem hohen Nährstoffgehalt durch den partikulär gebundenen Phosphor, einer erhöhten Primärproduktion und einem erhöhten biologischen Sauerstoffbedarf beim Abbau dieser organischen Substanz kann es zu Sauerstoffmangel im Interstitial kommen (siehe Review in Kemp et al., 2011). Bei gleichzeitig hohen Nährstoffkonzentrationen ergibt sich eine synergistische Wirkung und noch stärkere Abnahme der sensitiven Arten (Matthaei et al., 2010; Piggott et al., 2015). Die kurzfristige Erhöhung der Feinsubstratablagerungen bei Niedrigwasser führen jedoch nicht unmittelbar innerhalb weniger Wochen zu Veränderungen der Besiedlung durch das Makrozoobenthos. Vielmehr ist wohl eher die durchschnittliche und langfristige Belastung durch Feinsediment von Bedeutung (Davis et al., 2024).
  - Höhere Pestizidkonzentrationen haben potenziell gravierende Auswirkungen auf das Makrozoobenthos. Viele Wasserinsekten sind besonders anfällig für die mittlerweile verbotenen Neonicotinoide (Anderson et al., 2014), z.B. bestimmte Arten aus den Gruppen der Stechmücken (Culicidae), Zuckmücken (Chironomidae), Eintagsfliegen (Ephemeroptera) und Köcherfliegen (Trichoptera), während Steinfliegen (Plecoptera) und Schnaken (Tipulidae) etwas weniger empfindlich sind (Roessink et al., 2013; Anderson et al., 2014; Morrissey et al., 2015; Williams & Sweetman, 2019). Aber auch andere Insektizide wirken auf Wasserinsekten. Permethrin, ein Pyrethroid das als Kontakt- und Fraßgift wirkt, hat im Gewässer erhebliche Auswirkungen auf Insekten. Der Eintrag von

Pestiziden in Fließgewässer erfolgt nicht nur aus der Landwirtschaft sondern ein substanzieller Anteil stammt auch aus urbanen Gebieten (Tauchnitz et al., 2020), wo sie in Privatgärten und als Biozide zur Unkrautbekämpfung auf öffentlichen Grünflächen, entlang von Straßen und Bahnanlagen Anwendung finden sowie aus Fassadenfarben ausgewaschen werden (Gerecke et al., 2002). Einige Indikatorsubstanzen für Biozide wie Mecoprop und Carbendazim stammen zu einem größeren Teil bzw. Indikatorsubstanzen wie Carbendazim überwiegend aus nicht-landwirtschaftlichen Quellen (IKSR, 2010). Nicht nur in Deutschland, sondern europaweit wird der Anteil des Eintrags aus Punktquellen auf 40-90% geschätzt (Jaeken & Debaer, 2005 in Reichenberger et al., 2007). In den von Neumann et al. (2002) untersuchten Gewässern stammte ein größerer Teil der Herbizide und der ganz überwiegende Teil der Insektizide und Fungizide von Hofflächen landwirtschaftlicher Betriebe. Auch in der Studie von Gerecke et al. (2002) stammte der größte Teil der in der Landwirtschaft eingesetzten Pestizide Atrazin, Metolachlor und Isoproturon sowie die überwiegend aus nicht-landwirtschaftlichen Anwendungen eingetragenen Biozide wie Mecoprop aus Kläranlagen.

- (iv) Durch Niedrigwasser kommt es potenziell zu einer *Erhöhung der Dekomposition (Laubabbau)*, da diese stark von der mikrobiellen Aktivität und damit der Wassertemperatur abhängig ist (Tiegs et al., 2019), die sich wiederum bei Niedrigwasser stark erhöht (siehe Abschnitt zu Wassertemperatur). Daneben hängt die Dekomposition aber auch noch von anderen Faktoren wie der Nährstoffkonzentration, Sauerstoffkonzentration, Fließgeschwindigkeit und Pestizideinträge ab (siehe Literatur in Dewson et al., 2007; Martínez et al., 2015), die alle durch Niedrigwasser verändert werden. Daher ist es schwierig generelle Aussagen darüber zu treffen, wie sich Niedrigwasser auf die Dekomposition auswirkt (Dewson et al., 2007). Wie sich eine potenziell erhöhte Dekomposition wiederum auf das Makrozoobenthos auswirkt ist nach derzeitigem Kenntnisstand bisher nicht explizit untersucht worden.
- (v) Eine veränderte *Besiedlung durch Makrophyten und das Periphyton (Aufwuchs)* hat potenziell Einfluss auf die auf Wasserpflanzen spezialisierten phytophilen Arten des Makrozoobenthos und die sich vom Aufwuchs ernährenden Weidegänger. Nach derzeitigem Kenntnisstand wurde die Auswirkung von Niedrigwasser über diese Primärproduzenten auf das Makrozoobenthos bisher nicht explizit untersucht.

Die **Sauerstoffversorgung** hängt zum einen von der Sauerstoffverfügbarkeit (bioverfügbarer Sauerstoff) und zum anderen vom Sauerstoffbedarf (Stoffwechselrate) ab. Sinkt die Sauerstoffverfügbarkeit unter den aktuellen Sauerstoffbedarf kann zuerst die Aktivität und damit die Stoffwechselrate und der Sauerstoffbedarf gesenkt werden, bis die Sauerstoffverfügbarkeit unter den Sauerstoffbedarf im Ruhezustand sinkt und das Tier stirbt.

Die **Sauerstoffverfügbarkeit** (bioverfügbarer Sauerstoff) sinkt natürlich mit der Sauerstoffkonzentration im Wasser, hängt aber auch von Faktoren ab, die beeinflussen wie das sauerstoffreiche Wasser an die Atmungsorgane herangeführt wird und wie der Sauerstoff dann vom Wasser über die Atmungsorgane in die Hämolymphe gelangt. Mit zunehmender Wassertemperatur verringert sich zwar die Löslichkeit und damit die Sauerstoffkonzentration im Wasser. Auf der anderen Seite nimmt jedoch auch die Viskosität des Wassers ab und die Diffusions-Konstante von Sauerstoff zu, was das Heranführen des Wassers an die Atmungsorgane und die Aufnahme des Sauerstoffs aus dem Wasser erleichtert. Aus den entsprechenden physikalischen Gleichungen lässt sich ableiten, dass die Erhöhung der Wassertemperatur insgesamt zu einer leichten Erhöhung der Sauerstoffverfügbarkeit führt, in der Größenordnung eines Faktors von 1,11 (Verberk et al., 2011) bis 1,24 (Atkinson et al., 2022) je 10°C Temperaturerhöhung. Das Niedrigwasser wirkt sich also nicht primär über die Wassertemperatur, sondern über andere Ursache-Wirkungs Beziehungen negativ auf die Sauerstoffverfügbarkeit aus. Zum Ersten sinkt die Sauerstoffverfügbarkeit mit abnehmender Fließgeschwindigkeit. Ähnlich wie eine geringere Viskosität erleichtert auch eine höhere

Fließgeschwindigkeit das Heranführen des sauerstoffreichen Wassers an die Atmungsorgane und erhöht damit die Sauerstoffverfügbarkeit (Atkinson et al., 2022). So tolerierten in der Studie von Frakes et al. (2021) Steinfliegenlarven der Art *Pteronarcys californica* in fließendem Wasser ( $10 \text{ cm s}^{-1}$ ) etwa  $4^\circ\text{C}$  höhere Wassertemperaturen und den damit erhöhten Sauerstoffbedarf als in stehendem Wasser. Zum Zweiten erhöhen die Primärproduzenten zwar tagsüber die Sauerstoffkonzentration, erniedrigen diese aber nachtsüber bzw. durch den Abbau des organischen Materials (Verberg et al., 2016) sodass nicht die mittlere Sauerstoffkonzentration, sondern die i.d.R. in der Nacht auftretenden Tagesminima entscheidend sind (Pardo & García, 2016). Zum Dritten sinkt die Sauerstoffkonzentration in dem mit Feinsediment kolmatierten Interstitial (Porenraum der Sohle) aufgrund des geringen Wasseraustauschs und der Sauerstoffzehrung durch den Abbau organischen Materials (Piggott et al., 2015). Für aquatische Organismen letale Sauerstoffkonzentrationen von  $< 2\text{--}3 \text{ mg/l}$  treten insbesondere in kleinen Fließgewässern vor allem verursacht durch Niedrigwasser und Austrocknung deutlich häufiger auf als bisher vermutet (ca. 4% der Tage im Zeitraum März–Oktober, Diamond et al., 2023).

Der **Sauerstoffbedarf** erhöht sich mit der Stoffwechselrate (metabolic rate), die bei wechselwarmen (ektothermen) Tieren wie dem Makrozoobenthos und Fischen wiederum zwingend mit der Wassertemperatur ansteigt. Dabei ist zu berücksichtigen, dass sich die Stoffwechselrate mit höherer Wassertemperatur auch dadurch erhöht, dass die Löslichkeit und damit Sauerstoffkonzentration im Wasser sinkt und die Tiere die Ventilation erhöhen müssen, um ausreichend Sauerstoff an die Atmungsorgane heranzuführen, was einen substanziellen Teil der Stoffwechselrate im Ruhezustand ausmachen kann (siehe Literatur in Atkinson et al., 2022). Da die Sauerstoffverfügbarkeit mit der Wassertemperatur leicht ansteigt, die Sauerstoffversorgung wechselwarmer Tiere mit zunehmender Temperatur aber schlechter wird, lässt sich schlussfolgern, dass diese Verschlechterung der Sauerstoffversorgung mit steigender Temperatur auf die Erhöhung des Sauerstoffbedarfs aufgrund der höheren Stoffwechselrate zurückzuführen ist (Verberk et al., 2011). Die durch das Niedrigwasser erhöhte Wassertemperatur wirkt sich also über die Erhöhung der Stoffwechselrate und damit des Sauerstoffbedarfs negativ auf die Sauerstoffversorgung und Biologie aus, aber nicht über die Sauerstoffverfügbarkeit (diese nimmt wie oben beschrieben mit zunehmender Wassertemperatur tendenziell eher zu).

**Temperaturstress:** Jedoch gibt es kaum quantitative Studien zum Einfluss der Wassertemperatur in Fließgewässern auf die Stoffwechselrate und damit den Sauerstoffbedarf für eine größere Zahl von Makrozoobenthos- und Fischarten. Dieser Einfluss lässt sich über den  $Q_{10}$  quantifizieren (Faktor, um den sich der Sauerstoffbedarf bei  $10^\circ\text{C}$  Temperaturerhöhung erhöht). Der  $Q_{10}$  betrug in Laborstudien zu Süßwassermuscheln 1,25 (Ganser et al., 2016) und für warm-adaptierte Individuen von *Gammarus fossarum* 1,47 (Semsar-kazerouni & Verberk, 2018). Daher lässt sich die Ursache-Wirkungs-Beziehung zwischen Wassertemperatur – Sauerstoffbedarf – Sauerstoffversorgung nur konzeptionell und nicht quantitativ darstellen, wie es für das in KliMaWerk geplanten Bayesian Belief Network notwendig wäre. Darüber hinaus wäre es schwierig den Sauerstoffbedarf in  $\text{O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ g Trockengewicht}^{-1}$  mit dem bioverfügbaren Sauerstoff in  $\text{mg/l}$  in Verbindung zu bringen. Vermutlich ist dies auch der Grund, warum sich in der Literatur keine qualitativen Angaben zu dem Ursache-Wirkungs-Gefüge von Sauerstoffverfügbarkeit, -bedarf, und -versorgung finden und vielmehr generell zum Temperaturstress bzw. zur unter verschiedenen Rahmenbedingungen (z.B. Fließgeschwindigkeit, BSB, Feinsediment) noch tolerierbaren Wassertemperatur (z.B. in Verberk et al., 2016; Frakes et al., 2021, siehe auch Abschnitt zur Sauerstoffverfügbarkeit sowie Abschnitt zum Makrozoobenthos Punkt (i) Sauerstoffbedarf und den dort aufgeführten Grenzwerten für die Wassertemperatur).

**Wassertemperatur:** Konzeptionell ergibt sich die Wassertemperatur in einem Fließgewässerabschnitt aus (i) der Temperatur des Wassers, welches dem Gewässer als Grundwasser, Zwischenabfluss und Oberflächenabfluss zufließt sowie (ii) der Zufuhr und Abgabe von Wärme  $H_w$  im Gewässer, die mit Hilfe der sogenannten Wärmehaushaltsgleichung bilanziert werden kann und (iii) unter anderem von



der Gewässermorphologie, genauer der Querprofilform, und dem zu erwärmenden Wasservolumen sowie (iv) der Fließgeschwindigkeit und damit Verweilzeit abhängig ist (White et al., 2023).

- (i) Bei Niedrigwasser stammt der ganz überwiegende Teil des dem Gewässer zufließenden Wassers natürlicherweise aus dem Grundwasser. Aus diesem Grund kann die Wassertemperatur in Fließgewässern mit sehr hohem Grundwasserzufluss aufgrund des hohen Anteils an kaltem Grundwasser im Vergleich zum abnehmenden Volumen des Zwischen- und Oberflächenabflusses sogar geringer sein als bei höheren Abflüssen (Wilbanks et al., 2023). Die Temperatur des zufließenden Wassers kann aber auch anthropogen erhöht sein, z.B. in kleinen Fließgewässern durch den dann relativ großen Abfluss aus Kläranlagen und in großen Fließgewässern durch die Einleitung von Kühlwasser (wobei diese Form der Durchlaufkühlung nur noch selten und meist das Prinzip der Ablaufkühlung, d.h. Kühltürme eingesetzt werden). Der Einfluss der Temperatur des zufließenden (Grund-)Wassers auf die Wassertemperatur im Gewässerabschnitt ist aus Gründen der Übersichtlichkeit im konzeptionellen Modell nicht explizit dargestellt.
- (ii) Der Wärmehaushalt von Fließgewässern wird im Sommer maßgeblich von der Zufuhr durch die direkte Sonneneinstrahlung und die Abgabe durch Verdunstung (Evaporation) bestimmt. Anders als im Winter ist die Wärmezufuhr fühlbarer Wärme von der Luft zum Wasser (Konvektion) im Vergleich zur direkten Sonneneinstrahlung gering (Webb et al., 2008; White et al., 2023).
  - Die *Lufttemperatur / Konvektion bestimmt* neben der direkten Sonneneinstrahlung die mittlere Wassertemperatur und deren jahreszeitliche Schwankungen. Daher lässt sich die jährliche, saisonale, monatliche und sogar wöchentliche mittlere Wassertemperatur recht gut über die Korrelation zwischen Luft- und Wassertemperatur abschätzen (Caissie, 2006; Kelleher et al., 2012). Damit kann auch die langfristige Erhöhung der mittleren Wassertemperatur durch die Zunahme der mittleren Lufttemperatur in Klimaszenarien abgeschätzt werden. Jedoch ist diese Korrelation mit der Lufttemperatur nur ein Proxy für den Wärmehaushalt, insbesondere für die direkte Sonneneinstrahlung und beschreibt nicht die zugrundeliegenden Prozesse und kausalen Zusammenhänge (Caissie, 2006; White et al., 2023).
  - Die *direkte Sonneneinstrahlung* hingegen steht in direktem kausalem Zusammenhang mit der Wassertemperatur und bestimmt insbesondere die kurzfristigen tageszeitlichen Schwankungen und maximale Wassertemperatur. Die Wärmezufuhr aus der im Tagesverlauf wärmer werdenden Luft ist aufgrund der geringen spezifischen Wärmekapazität von Luft und des damit geringen Wärmeübergangskoeffizienten zu gering, damit zu langsam und nicht für die kurzfristigen täglichen Wassertemperatur-Schwankungen verantwortlich.
- (iii) Das *Oberflächen/Volumen Verhältnis* des Wasserkörpers hat aufgrund folgender konzeptioneller Überlegungen vermutlich Einfluss darauf, wie stark sich die Wassertemperatur durch die direkte Sonneneinstrahlung erhöht. Die benetzte Oberfläche fungiert als Heizfläche, welche der direkten Sonneneinstrahlung in  $\text{W/m}^2$  ausgesetzt ist. Das Volumen ist ein Maß für die zu erwärmende Wassermenge. Das Oberflächen/Volumen Verhältnis gibt damit an, welches Wasservolumen die eingehende direkte Sonneneinstrahlung erwärmt. Multipliziert man die eingehende direkte Sonneneinstrahlung in  $\text{W/m}^2$  mit diesem Verhältnis in  $\text{m}^2/\text{m}^3$  bzw.  $1/\text{m}$  ergibt sich die für die Erwärmung des Wasservolumens zur Verfügung stehende Strahlungsleistung in  $\text{W/m}^3$ .
- (iii) Aus der Fließgeschwindigkeit ergibt sich die *Verweilzeit* des Wassers und damit die Zeitspanne, während der der Wasserkörper der im Gewässerabschnitt vorherrschenden direkten Sonneneinstrahlung ausgesetzt ist (White et al., 2023). Multipliziert man die oben beschriebene Strahlungsleistung in  $\text{W/m}^3$  mit der Verweilzeit ergibt sich die für die Erwärmung des Wasserkörpers zur Verfügung stehende Wärmeenergie in  $\text{Ws/m}^3$  bzw.  $\text{J/m}^3$ . Auch wenn für eine



genau Betrachtung bzw. Modellierung des Wärmehaushalts unter anderem die Wärmeabgabe durch Verdunstung (Evaporation) berücksichtigt werden müsste, lässt sich aus den obigen Überlegungen doch ableiten, dass die Erwärmung des Wassers in einem Gewässerabschnitt in etwa proportional zum Oberflächen/Volumen Verhältnis und der Verweilzeit sein sollte.

Das **Oberflächen/Volumen Verhältnis** eines Wasserkörpers lässt sich gemäß hydromorphologischen und hydraulischen Grundlagenwissens wie folgt abschätzen. Die Oberfläche des Wasserkörpers in  $m^2$ , der einen repräsentativen Querprofil in einer Sekunde durchfließt errechnet sich aus der benetzten Breite in Meter und der mittleren Fließgeschwindigkeit in  $m/s$ . Das Volumen dieses Wasserkörpers entspricht dem Abfluss an diesem Querprofil in  $m^3/s$ , der sich aus dem Produkt von mittlerer Fließgeschwindigkeit und durchflossenen Querprofilsfläche ergibt (die aus benetzter Breite und mittlerer Fließtiefe berechnet werden kann). Damit hängt das Oberflächen/Volumen Verhältnis maßgeblich von der absoluten benetzten Breite ab, da mit zunehmender benetzter Breite die besonnte Oberfläche im Vergleich zum Wasservolumen zunimmt. Wie sich das Oberflächen/Volumen Verhältnis bei abnehmendem Abfluss und damit Niedrigwasser verändert wird auch als hydraulische Geometrie bezeichnet und hängt von der Querprofilform ab (White et al., 2023). In kastenförmigen, rechteckigen Querprofilen mit flacher Sohle nimmt mit abnehmendem Abfluss zwar das zu erwärmende Wasservolumen ab, die Wasseroberfläche, welche der direkten Sonneneinstrahlung ausgesetzt ist und als Heizfläche fungiert, bleibt jedoch annähernd gleich groß. In dreiecksförmigen Querprofilen (z.B. mit ausgeprägter Tiefrinne / Talweg) nimmt hingegen mit abnehmendem Abfluss sowohl das Volumen als auch die Oberfläche ab und deren Verhältnis im Gegensatz zu kastenförmigen Querprofilen nicht zu. Anders ausgedrückt ist bei gleichem Niedrigwasserabfluss in einem kastenförmigen Querprofil mit flacher Sohle die benetzte Breite größer und die Fließtiefe geringer als in einem Querprofil mit ausgeprägter Tiefrinne. Damit ist im kastenförmigen Querprofil mit flacher Sohle die von der benetzten Breite abhängige Oberfläche größer, wohingegen die durchflossene Querprofilsfläche als Produkt aus benetzter Breite und mittlerer Fließtiefe annähernd gleichgroß ist (unter Vernachlässigung der durch den größeren benetzten Umfang geringeren Fließgeschwindigkeit und damit leicht erhöhten mittleren Fließtiefe).

Die **Verweilzeit** dieses Wasserkörpers in einem Fließgewässerabschnitt ergibt sich gemäß hydraulischen Grundlagenwissens aus dem Quotienten der Länge des Abschnitts in Metern und der mittleren Fließgeschwindigkeit in  $m/s$ . Damit ist die Verweilzeit proportional zur Fließgeschwindigkeit

**Benetzte Breite:** Mit abnehmendem Abfluss fallen Ufer- und Randhabitate wie Baumwurzeln und Wasserpflanzen zuerst trocken und die benetzte Breite wird prinzipiell kleiner, was jedoch stark von der Gewässermorphologie und insbesondere der Querprofilform abhängt (Dewson et al., 2007; Rosenfeld, 2017). Wie im Abschnitt zum Oberflächen/Volumen Verhältnis bereits beschrieben geht die benetzte Breite in kastenförmigen, rechteckigen Querprofilen mit flacher Sohle mit abnehmendem Abfluss kaum zurück. Im Gegensatz dazu nimmt die benetzte Breite in dreiecksförmigen Querprofilen mit ausgeprägter Tiefrinne (Talweg) mit dem Abfluss ab. Maßnahmensseitig wird die benetzte Breite potenziell durch Querprofilaufweitung erhöht (d.h. es ist bei der Maßnahmenplanung kritisch zu prüfen, ob eine Querprofilaufweitung, größere benetzte Breite und Oberflächen/Volumen Verhältnis zu einer höheren Wassertemperatur führen kann und damit die Auswirkung von Niedrigwasser möglicherweise eher erhöht als erniedrigt).

**Fließtiefe:** Ähnlich wie die benetzte Breite nimmt auch die mittlere Fließtiefe mit dem Abfluss ab, was jedoch stark von der Gewässermorphologie und insbesondere der Querprofilform abhängt (Dewson et al., 2007; Rosenfeld, 2017, siehe auch Abschnitt zum Oberflächen/Volumen Verhältnis). Maßnahmensseitig wird die Fließtiefe potenziell durch Querprofilaufweitung erhöht (d.h. es ist bei der Maßnahmenplanung kritisch zu prüfen, ob eine Querprofilaufweitung, kleinere Fließtiefe und größeres Oberflächen/Volumen Verhältnis zu einer höheren Wassertemperatur führen kann und damit die Auswirkung von Niedrigwasser möglicherweise eher erhöht als erniedrigt).

Die **Fließgeschwindigkeit** hängt gemäß hydraulischen Grundlagenwissens vom Sohlgefälle, der Rauheit des Gerinnes und dem hydraulischen Radius ab. Der hydraulische Radius als Quotient aus durchflossener Querprofilsfläche und benetztem Umfang nimmt mit der benetzten Breite ab (da der benetzte Umfang zunimmt), d.h. je breiter der durchflossene Querprofil, desto größer ist der benetzte Umfang und kleiner der hydraulische Radius und damit die Fließgeschwindigkeit. Da Niedrigwasser kaum Einfluss auf das Sohlgefälle und die Rauheit des Gerinnes hat, wirkt es sich vor allem über die Veränderung der hydraulischen Radius auf die Fließgeschwindigkeit aus, d.h. durch die Veränderung der benetzten Breite und mittleren Wassertiefe, aus denen sich die durchflossene Querprofilsfläche und schlussendlich der hydraulische Radius berechnen lässt. Wie sich das Verhältnis von durchflossener Querprofilsfläche und benetzter Breite bzw. benetztem Umfang bei abnehmendem Abfluss verändert, wird auch als hydraulische Geometrie bezeichnet und hängt von der Querprofilform ab (Dewson et al., 2007; Rosenfeld, 2017, siehe auch Abschnitt zum Oberflächen/Volumen Verhältnis). Maßnahmensseitig wird die Fließgeschwindigkeit potenziell durch die Verringerung des Sohlgefälles in remäandrierten Gewässerabschnitten verringert (d.h. es ist bei der Maßnahmenplanung kritisch zu prüfen, ob eine Remäandrierung zu einer Erhöhung der Verweilzeit und Wassertemperatur führen kann und damit die Auswirkung von Niedrigwasser möglicherweise eher erhöht als erniedrigt).

**Hydraulik:** Der Einfluss der Querprofilform auf die hydraulischen Bedingungen (Fließtiefe, benetzte Breite, Fließgeschwindigkeit) und die Wassertemperatur bei Niedrigwasser wird in der Literatur häufig konzeptionell beschrieben (White et al., 2023). Die hydraulischen Bedingungen werden teilweise auch in physikalischen Modellen zur Wassertemperatur berücksichtigt; eine solche hydraulische Modellierung ist jedoch aufwändig, erfordert Daten z.B. zur Querprofilform (Dugdale et al., 2017) und ist daher zur Modellierung größerer Einzugsgebiete kaum geeignet. Darüber hinaus gibt es einige wenige empirische Studien, vor allem im Vergleich zur gut untersuchten Wirkung der Beschattung durch Ufergehölzen auf die Wassertemperatur (White et al., 2023). Die wenigen empirischen Studien zum Einfluss der Querprofilform zeigen, dass insbesondere eine größere benetzte Querprofilsbreite und damit verbundene Verringerung der Fließtiefe zu einer höheren mittleren maximalen Tagestemperatur im Sommer führen können (O'Briain et al., 2017).

**Direkte Sonneneinstrahlung:** Die direkte Sonneneinstrahlung hängt zum einen vom Bewölkungsgrad und damit von Wetter und Klima ab (im konzeptionellen Modell nicht berücksichtigt) und zum anderen von der Beschattung durch Ufergehölze und der Topographie (z.B. Talhänge, Uferböschungen).

- Die Beschattung von Gewässern durch *Ufergehölze* ist gut untersucht und verringert die Wärmezufuhr durch kurzweilige direkte Sonneneinstrahlung um etwa 70-90% (Dan Moore et al., 2005).
  - Breite: Den größten Einfluss auf die Beschattung und die Wassertemperatur haben die direkt am Gewässer stehenden Ufergehölze in einem Puffer von jeweils ca. 10 m (Kail et al., 2021), wobei ab einer Breite von ca. 15 m auch der größte Teil der seitlich einfallenden Strahlung zurückhalten wird (Sweeney & Newbold, 2014). Ab einer durchgängigen Breite von 30 m kann eine mit bewaldeten Einzugsgebieten vergleichbare Wassertemperatur erreicht werden (Broadmeadow & Nisbet, 2004). Aber auch weit über diese Breite von 30 m hinaus verringern Wälder im Umfeld die Wassertemperatur noch weiter (Barton et al., 1985), was offensichtlich nicht mehr auf der Beschattung beruht, sondern auf andere Prozesse zurückzuführen ist. So ist beispielsweise die Luft- und Bodentemperatur in Wäldern in der Größenordnung von 3-6°C bzw. 10-15°C niedriger als im Offenland (Dan Moore et al., 2005). Dies kann sich potenziell auf die Wärmezufuhr über Konvektion bzw. auf die Bodenwassertemperatur und damit die Temperatur des dem Gewässer zufließenden Zwischenabfluss bzw. oberflächennahen Grundwassers auswirken (Wenger, 1999).

- Länge: Fließt ein Gewässer in einen beschatteten Bereich verringert sich die Wärmezufuhr und damit die Gleichgewichtstemperatur. Die Wassertemperatur nimmt im weiteren Gewässerverlauf ab und nähert sich asymptotisch der neuen Gleichgewichtstemperatur an (Barton et al., 1985; Kail et al., 2021). Entscheidend für die Wassertemperatur ist dabei die Verweilzeit, während der das Wasser sich der neuen Gleichgewichtstemperatur annähern kann (Rutherford et al., 2004). Daher kann die Länge des Gewässerabschnitts bis zur Annäherung an die Gleichgewichtstemperatur und damit zur Erreichung des maximalen Effekts der Beschattung zwischen wenigen hundert Metern in Tieflandbächen (Kail et al., 2021) bis mehrere Kilometer in schnell fließenden Gebirgsbächen (Barton et al., 1985) betragen.
- Mittlere Wassertemperatur: In der von Bowler et al. (2012) zusammengestellten Literatur zur Wirkung von Ufergehölzen und bewaldeten Einzugsgebieten war die mittlere Wassertemperatur im Mittel um 0,4°C bzw. 1,5°C geringer als in Gewässerabschnitten bzw. Einzugsgebieten ohne Gehölze. Neuere Modellierungsstudien legen nahe, dass die mittlere Wassertemperatur im Sommer durch Ufergehölze im direkten Gewässerumfeld (10 m Puffer) im Mittel um ca. 1,6°C verringert werden kann (Beaufort et al., 2016).
- Maximale Wassertemperatur: Im Vergleich zur mittleren Wassertemperatur hat die gewässerbegleitende Vegetation eine deutlich größere Wirkung auf die Tageshöchsttemperatur (Hickey & Doran, 2004). In der von Bowler et al. (2012) zusammengestellten Literatur war die maximale Wassertemperatur im Mittel um 3,2°C bzw. 5,0°C geringer als in Gewässerabschnitten bzw. Einzugsgebieten ohne Gehölze. Dies stimmt sehr gut mit der in neueren empirischen Studien beobachteten Verringerung der Tageshöchsttemperatur an sonnigen Tagen um im Mittel 3,8°C bzw. 4,6°C überein (Turschwell et al., 2018; Kail et al., 2021); sowie mit der modellierten Verringerung von ca. 3,5°C durch die vorhandenen Ufergehölze im Oberlauf der Loire (Loicq et al., 2018).
- Gewässergröße: Die überwiegende Zahl der empirischen und Modellierungsstudien wurde an kleinen Fließgewässern durchgeführt, die sich aufgrund des geringen Wasservolumens und der geringen Fließtiefe im Tagesverlauf schnell erwärmen, eine hohe Übertemperatur erreichen und daher die Beschattung durch Ufergehölze potenziell eine große Wirkung auf die Tageshöchsttemperatur haben kann (Dan Moore et al., 2005; Lind et al., 2019). Bei höheren Abflüssen oder in größeren Gewässern dämpft das größere Wasservolumen im Vergleich zur Wasseroberfläche die täglichen Temperaturschwankungen (Sweeney & Newbold, 2014). Die Tagesamplituden und damit die Tageshöchsttemperatur nehmen daher mit dem Abfluss und der Größe des Gewässers ab. Die Wirkung der Beschattung durch die gewässerbegleitende Vegetation auf die Tageshöchsttemperatur ist daher sehr wahrscheinlich in sommerlichen Niedrigwasserphasen am größten. Darüber hinaus müsste die Wirkung mit zunehmender Gewässergröße abnehmen, was neuere Modellierungsstudien belegen (Loicq et al., 2018). So verringerte sich der Effekt der Beschattung auf die Tageshöchsttemperatur in der Loire von einer Abnahme um 3,5°C im Oberlauf auf eine Abnahme um ca. 1°C 300 km weiter im Unterlauf. Neben den gedämpften Tagesschwankungen aufgrund des größeren Wasservolumens ist dies vermutlich auch Folge des breiteren Querprofils, das bei größeren Gewässern nicht mehr vollständig von den Baumkronen beschattet wird.
- Quantifizierung: Für die Berechnung der Beschattung von Bäumen verschiedener Wuchsformen und Größe stehen entsprechende Berechnungsverfahren zur Verfügung (z.B. Rutherford et al., 2018, 2023; Savoy et al., 2021), deren Anwendung jedoch aufwändig und datenintensiv ist und für größere Einzugsgebiete nicht praktikabel. Insbesondere fehlen i.d.R. hochaufgelöste Daten zum Vorkommen und der Größe der Ufergehölze, die in den gängigen Landnutzungsdaten (z.B. LBM, Corine) nicht erfasst sind.

- Die Beschattung von Gewässern durch die Uferböschungen – d.h. in Abhängigkeit von der *Querprofilform und Einschnittstiefe* - ist weniger gut untersucht, hat aber vermutlich vor allem in kleinen Fließgewässern einen großen Einfluss auf die direkte Sonneneinstrahlung. Sofern hochaufgelöste digitale Geländemodelle (DGM) verfügbar sind, die auch die Uferböschung und Einschnittstiefe der kleinen Fließgewässer erfassen, lässt sich die Beschattung durch die Uferböschungen in Geografischen Informationssystemen (GIS) modellieren. Maßnahmensseitig wird die direkte Sonneneinstrahlung also durch die Entwicklung naturnaher, flacher Querprofile mit geringer Einschnittstiefe potenziell erhöht (d.h. es ist bei der Maßnahmenplanung kritisch zu prüfen, ob die geringere Einschnittstiefe zu einer höheren direkten Sonneneinstrahlung und Wassertemperatur führen kann und damit die Auswirkung von Niedrigwasser möglicherweise eher erhöht als erniedrigt).

**Stofflicher Eintrag aus diffusen Quellen (Feinsediment, Nährstoffe, Pestizide):** Durch den geringen Oberflächenabfluss während Niedrigwasserereignissen kommt es potenziell zu einer Verringerung des Feinsediment- Nährstoff und Pestizideintrags, wobei es unterschiedliche Einschätzungen dazu gibt, ob sich damit die Konzentrationen im Gewässer tatsächlich verringern oder aus anderen Gründen erhöhen. Der stoffliche Eintrag von Feinsediment, Nährstoffen und Pestiziden nimmt einerseits aufgrund des geringeren Oberflächenabflusses und Erosion während meteorologischer Trockenphasen sowie des größeren Anteils nährstoff- und pestizidarmen Grundwassers in der Regel ab (Dewson et al., 2007). Andererseits nimmt die Sedimentation von Feinsediment aufgrund der geringeren Fließgeschwindigkeit zu und die gelösten Stoffe aus Punktquellen (Nährstoffe, Biozide) wie Kläranlagen werden aufkonzentriert bzw. weniger verdünnt (Lake, 2011). Je nachdem welcher dieser Prozesse bei Niedrigwasser überwiegt, kommt es zu einer Verringerung oder Erhöhung der stofflichen Belastungen. So führt eine Abnahme des Abflusses bei überwiegendem *Nährstoffeintrag* aus Punktquellen generell zu einer Erhöhung (Aufkonzentration) und bei überwiegendem Eintrag aus diffusen Quellen zu einer Verringerung (geringer Eintrag aus Oberflächenabfluss) der Nährstoffkonzentrationen (Mosley, 2015; Graham et al., 2024). Dies trifft vor allem für Phosphor zu, jedoch nicht für die Stickstoff-Konzentration, die auch in urbanen Einzugsgebieten bei überwiegendem Nährstoffeintrag aus Punktquellen generell eher abnimmt, da die Stickstoff-Belastung in urbanen Gebieten vermutlich vor allem aus dem bei Niedrigwasser geringen Oberflächenabfluss stammt (Graham et al., 2024). Die *Pestizidkonzentration* nimmt bei Niedrigwasser generell ab, vermutlich aufgrund des überwiegenden Anteils aus diffusen, landwirtschaftlichen Quellen (Graham et al., 2024). Die *Feinsubstrat-Ablagerungen* nahmen in einer Studie aus Neuseeland in landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebieten in Niedrigwasserphasen kurzfristig zu (Davis et al., 2024). Dies deutet darauf hin, dass kurzfristige Veränderungen der Feinsubstratbelastung während Niedrigwasserphasen weniger vom Eintrag von Feinsubstrat abhängen (der in Niedrigwasserphasen aufgrund des geringen Oberflächenabflusses gering ist) und es eher durch die geringe Fließgeschwindigkeit zu einer vermehrten Sedimentation des vorhandenen Feinsubstrates kommt.

**Habitate (Umfang und Qualität aquatischer Habitate):** Die Verringerung des Umfangs der aquatischen Habitate ergibt sich wie in Kapitel 5.1 bereits erläutert aus folgenden Gründen: Zum einen geht mit abnehmender Fließtiefe die laterale Vernetzung verloren, Ufer- und Randhabitate wie Baumwurzeln und Wasserpflanzen fallen zuerst trocken. Darüber hinaus nimmt generell die Ausdehnung aquatischer Habitate ab, da die benetzte Breite typischerweise mit dem Abfluss und der Fließtiefe abnimmt, was jedoch stark von der Gewässermorphologie und der Querprofilform abhängt (Dewson et al., 2007; Rosenfeld, 2017). Wie im Abschnitt zum Oberflächen/Volumen Verhältnis bereits beschrieben geht die benetzte Breite in kastenförmigen, rechteckigen Querprofilen mit flacher Sohle mit abnehmendem Abfluss kaum zurück. Im Gegensatz dazu nimmt die benetzte Breite in dreiecksförmigen Querprofilen mit ausgeprägter Tiefrinne (Talweg) mit dem Abfluss deutlich ab. Daraus könnte man schlussfolgern, dass die Auswirkungen von Niedrigwasser in kastenförmigen, rechteckigen Querprofilen mit flacher Sohle geringer sind. Jedoch ist nicht nur die absolute Ausdehnung der aquatischen Habitat sondern auch deren Qualität von Bedeutung. Nur in



Gewässerabschnitten mit ausgeprägter Tiefenvariabilität gibt es Kolke (Pools), die bei Niedrigwasser noch eine ausreichende Wassertiefe aufweisen und als Refugien dienen können. Neben der Fließtiefe nimmt auch die Fließgeschwindigkeit ab, was die Habitatbedingungen für rheophile Arten verschlechtert (Lake, 2011) und lenitische Arten begünstigt (Lake, 2003).

Auf die **Fische** hat Niedrigwasser sehr wahrscheinlich vor allem Einfluss über (i) die Verschlechterung der Sauerstoffversorgung bzw. Erhöhung der Wassertemperatur, (ii) die Verringerung des Umfangs der aquatischen Habitate und eventuell auch über (iii) eine Veränderung des Feinsedimenteintrags sowie (iv) eine veränderte Besiedlung durch das Makrozoobenthos. Die Auswirkung von Niedrigwasser und lokalem Trockenfallen auf die Fischfauna ist aufgrund der höheren Mobilität und damit Möglichkeit Refugien aufzusuchen i.d.R. geringer als die Auswirkungen auf das Makrozoobenthos (Lake et al., 2011).

- (i) *Wassertemperatur*: Die Sauerstoffversorgung hängt von der Sauerstoffverfügbarkeit und dem Sauerstoffbedarf ab. Wie bereits in den Abschnitten zur Sauerstoffverfügbarkeit und Sauerstoffbedarf beschrieben, wirkt sich die durch das Niedrigwasser erhöhte Wassertemperatur vor allem über die Erhöhung der Stoffwechselrate und damit des Sauerstoffbedarfs negativ auf die Sauerstoffversorgung und Biologie aus, und weniger über die Sauerstoffverfügbarkeit (Sauerstoffkonzentration). Daher erscheint es sinnvoller hier auf die in der Literatur genannten Orientierungswerte für die Wassertemperatur einzugehen, auch weil dort neben den Orientierungswerten für den Sommer auch Orientierungswerte für die Übergangszeiten in Frühjahr und Winter genannt werden. In van Treeck & Wolter (2021) wurden diese Orientierungswerte auf Grundlage einer umfangreichen Literaturstudie zur Überarbeitung der Orientierungswerte des RaKon Arbeitspapiers II (LAWA, 2021) abgeleitet. Für die kleinen Tiefland-Bäche im Lippe Einzugsgebiet sind die folgenden dort aufgeführten Orientierungswerte des Salmoniden Epirhithrals bis Hyporhithrals sowie des Cypriniden Rhithrals relevant. Diese gelten nur für ansonsten unbelastete Gewässer. Treten gleichzeitig weitere Belastungen auf, sind negative Auswirkungen bereits bei geringeren Wassertemperaturen zu erwarten (z.B. bei saprobieller Belastung und der damit einhergehenden Verschlechterung der Sauerstoffverfügbarkeit).
  - Sommer (Juni bis September) maximale Wassertemperatur  $T_{\max}$ : Die in LAWA (2021) aufgeführten Orientierungswerte von  $\leq 20^{\circ}\text{C}$  für das Salmoniden Epirhithral bis zu den  $\leq 23^{\circ}\text{C}$  für das Cypriniden Rhithral wurden von van Treeck & Wolter (2021) übernommen.
  - Übergangszeiten: van Treeck & Wolter (2021) halten die sub-letalen Auswirkungen dieser sommerlichen maximalen Wassertemperatur für weniger relevant und sehen eher den Bedarf spezifische Orientierungswerte für die Letaltemperatur im Sommer und die Wassertemperatur in den Übergangszeiten zu definieren, in denen die temperatursensitiven Lebensstadien vorkommen: Insbesondere während und nach der Eiablage der Herbstlaicher (z.B. Bachforelle als Schirmart der im Lippe-Einzugsgebiet vorkommenden Bäche) und der Frühjahrslaicher (z.B. Hasel).
    - Letaltemperatur im Sommer: Die Letaltemperatur für adulte Bachforellen – als Schirmart der relevanten Bachtypen - liegt bei ca.  $27^{\circ}\text{C}$  (van Treeck & Wolter, 2021, Tabelle 3), wobei sich diese unter nicht-optimalen Bedingungen auf  $25^{\circ}\text{C}$  oder darunter verringert (persönliche Mitteilung C.Wolter, S. Döbbelt-Grüne).
    - Eiablage der Herbstlaicher: Die obere Präferenztemperatur der Bachforelle zur Laichzeit im Oktober bis November beträgt  $11^{\circ}\text{C}$  und die obere Letaltemperatur der Eier  $14^{\circ}\text{C}$  (van Treeck & Wolter, 2021, Abbildung 19). Wenn im Zeitraum Oktober bis November die mittlere Wassertemperatur mehrere Tage unter  $11^{\circ}\text{C}$  fällt und die Bachforelle damit potenziell mit dem Laichen beginnt, dann aber wieder auf über  $14^{\circ}\text{C}$  ansteigt, kann man vermutlich davon ausgehen, dass die Eier des entsprechenden Laichjahrgangs aus dieser Laichperiode überwiegend



absterben. Damit fällt jedoch nicht zwingend der ganze Laichjahrgang aus, da gerade im Tiefland einige Forellenpopulationen erst oder nochmals im Januar laichen. In vielen Fällen wird es daher nicht zu einem Totalausfall des Laichjahrgangs kommen.

- Entwicklungszeit der Eier der Herbstlaicher: van Treeck & Wolter (2021) weisen darauf hin, dass im Winter nicht nur die Vorzugstemperatur für die Entwicklung der Bachforelleneier von 10°C nicht überschritten werden sollte, sondern auch der Einfluss einer zu hohen Wassertemperatur im Winter auf die Entwicklungszeit der Eier berücksichtigt werden sollte. Diese Entwicklungszeit der Bachforelleneier liegt bei ca. 460 Tagesgraden. Je höher die Wassertemperatur und damit Tagesgrade im Winter, desto früher schlüpft die Bachforellenbrut. Ist der Schlupf bereits Anfang Januar anstatt wie natürlicherweise im März, steht aufgrund der kurzen Tageslängen und damit Fotoperioden noch keine hinreichende Nahrungsgrundlage durch Primärproduktion zur Verfügung und die Überlebenschancen sind gering.
- Eiablage der Frühjahrlaicher: Die Laichzeit der Hasel liegt im März-April mit einer oberen Präferenztemperatur von 11 °C. Die Letaltemperatur der Eier für die Entwicklung im Mai liegt zwischen 19-20°C (van Treeck & Wolter, 2021, Abbildung 20). Wenn im Zeitraum März-April die mittlere Wassertemperatur nicht mehrere Tage unter 11°C liegt oder im Mai auf über 19-20°C steigt, kann man vermutlich davon ausgehen, dass die Hasel nicht ablaicht und/oder die Eier des entsprechenden Laichjahrgangs absterben.
- (ii) Die Verringerung des **Umfangs und Qualität der aquatischen Habitate** ergibt sich aus den im Abschnitt zu den Habitaten genannten Gründen und hat auf die Fischfauna folgende Auswirkungen: Generell nimmt mit zurückgehendem Abfluss die Ausdehnung aquatischer Habitate ab.
  - In der Fließphase betrifft dies zuerst die Riffle-Habitate, in denen die Fließtiefe abnimmt (Lake et al., 2011; Matthews & Matthews, 2003). Daher wirkt sich Niedrigwasser auf Riffle-Spezialisten potenziell stärker aus, als auf Fisch-Arten, die sich überwiegend in Pools aufhalten und im Sommer weniger auf Riffle-Habitate angewiesen sind (Bredford & Heinonen, 2008).
  - In der Poolphase konzentrieren sich die Fisch-Individuen dann auf kleinem Raum, was zu einer größeren intra- und interspezifischen Konkurrenz (Matthews & Matthews 2003) und einem größeren Fraßdruck durch terrestrische Prädatoren wie Kormorane führt (Lake et al., 2011). In isolierten Pools ist die Sterblichkeit von Riffle-Spezialisten besonders groß (Avery-Gomm et al., 2014), wohingegen Pool-Bewohner wie die Bachforelle erst bei extremem Niedrigwasser stärker betroffen sind (Bredford & Heinonen, 2008). Aber auch die Lebensbedingungen von Pool-Bewohnern verschlechtern sich in isolierten Pools schnell (Lennox et al., 2019), insbesondere, wenn sie nicht mehr mit dem lateral durchströmten Interstitial und dem kühlenden Grundwasser verbunden sind (Woelfle-Erskine et al., 2017; Hopper et al., 2020). Bei Anschluss ans hyporheische Interstitial können auch Salmoniden mehrere Wochen überleben. Das gilt jedoch nur bei einer ausreichenden Größe der Pools, vermutlich weil dort dann lokale Sauerstoff- und Temperaturrefugien existieren (Hopper et al., 2020). In kleinen Pools mit einer maximalen Tiefe von < 60 cm in Nord-England war die Überlebenswahrscheinlichkeit im Vergleich zu größeren Pools mit >70 – 150 cm deutlich geringer (Elliott, 2000). Auch außerhalb der Niedrigwasser- oder Austrocknungsphase wird für isolierte Pools, die für adulte Forellen geeignet sind, eine Mindesttiefe von 70 cm und Oberfläche von 4 m<sup>2</sup> angegeben (Becker & Ortlepp, 2022). Besonders Pools mit überhängender Vegetation sind als Refugien

geeignet, da dort der Fraßdruck reduziert, die Pools beschattet und Nahrung wie terrestrische Insekten bereitgestellt werden (Lake et al., 2011).

- (iii) Durch den geringen Oberflächenabfluss während Niedrigwasserereignissen kommt es potenziell zu einer Verringerung des *Feinsedimenteintrags*, jedoch auch zu einer verstärkten Sedimentation des vorhandenen Feinsubstrats. Die Kolmation des Interstitials durch Feinsediment wirkt sich vor allem auf die Überlebenswahrscheinlichkeit der Fischeier aus (Soulsby et al., 2001; Sternecker & Geist, 2010). Die Zeiten des sommerlichen Niedrigwassers und der Sedimentation des Feinsubstrats fallen jedoch außerhalb der Laichzeit und sind daher vermutlich weniger relevant für die Fische als für das Makrozoobenthos
- (v) Eine veränderte *Besiedlung durch das Makrozoobenthos* hat potenziell Einfluss auf die Fischfauna, vor allem durch die Verringerung der Biomasse des Makrozoobenthos als Fischnährtiere. Nach derzeitigem Kenntnisstand wurde die Auswirkung von Niedrigwasser über die Verringerung der Biomasse des Makrozoobenthos auf die Fischfauna bisher nicht explizit untersucht bzw. sind die Ergebnisse der Studien zum Teil widersprüchlich (Lake et al., 2011; Bredford & Heinonen, 2008). Generell wird aber angenommen, dass die Verfügbarkeit des Makrozoobenthos als Fischnährtiere abnimmt (Rosenfeld, 2017). Das wird unter anderem mit der Reduktion der Fließgeschwindigkeit und damit der Makrozoobenthos-Drift begründet, wobei jedoch durch die geringere Fließgeschwindigkeit sich auch die energetischen Kosten bei der Nahrungssuche für die Fische reduzieren (Bredford & Heinonen, 2008).

Auf die **Makrophyten** hat Niedrigwasser bzw. Hochwasser und die zentralen in Abb. 2 aufgeführten Maßnahmen vermutlich Auswirkungen über folgende Veränderungen: (i) die Beschattung durch Ufergehölze sowie (ii) die Verringerung der mittleren und Erhöhung der maximalen Fließgeschwindigkeit im Sommer. Anders als oft vermutet, hatte in einer eigenen Untersuchung die Nährstoffkonzentration im Wasser, insbesondere die Nitrat-Konzentration, in dem entsprechenden Teil-Datensatz von Tieflandbächen aus Kaijser et al. (2022) keinen signifikanten Einfluss auf die Makrophyten-Deckung. Dies ist insofern plausibel, als dass Nitrat ab einer Konzentration von 1 mg/l in vielen Fällen das Wachstum der Makrophyten nicht mehr limitiert (Hilton et al., 2006), d.h. Nitrat in diesen landwirtschaftlich geprägten Tieflandbächen vergleichsweise hoch ist und an keinem der Probestellen das Wachstum limitiert.

- (i) *Beschattung durch Ufergehölze*: Aquatische Makrophyten sind als autotrophe Organismen auf Sonnenlicht angewiesen und ihr Wachstum wird durch Beschattung reduziert. So reduziert die Beschattung durch Ufergehölze die gesamte Primärproduktion um ca. 50-90% (Nebgen et al., 2019). Schon eine geringe Beschattung von 30% führt zu einer starken Reduktion der Makrophyten-Deckung und wird als wichtigster, das Vorkommen von Makrophyten bestimmende Faktor angesehen (Mebane et al., 2014).
- (ii) *Fließgeschwindigkeit im Sommer*: Das Wachstum und damit die Deckung der Makrophyten ist bei mittleren Fließgeschwindigkeiten von etwa 0,2 – 0,4 m/s am größten (Riis & Biggs, 2003; Franklin et al., 2008). Grund für das geringere Wachstum bei geringerer Fließgeschwindigkeit bzw. stagnierender Strömung sind vermutlich die dickere diffusive Grenzschicht, die den Gasaustausch behindert (Riis & Biggs, 2003) sowie der zunehmende Aufwuchs epiphytischer Algen, die nicht mehr so stark von den Makrophyten abgespült werden (Wade et al., 2002). Beides behindert die Photosynthese. Grund für die geringere Makrophyten-Deckung bei höheren Fließgeschwindigkeiten ist die zunehmende mechanische Belastung sowie Mobilität des Sohlsubstrates, Sohlerosion und final der Entwurzelung und Abdrift der Makrophyten bei Fließgeschwindigkeiten von ca. > 1 m/s (Franklin et al., 2008; Mebane et al., 2014).

### 3 Statistische Modelle zur Quantifizierung zentraler Ursache-Wirkungs-Beziehungen

Auf Grundlage des oben beschriebenen konzeptionellen Modells wurden zentrale Ursache-Wirkungs-Beziehungen identifiziert, die mit Hilfe der im Freiland aufgenommenen Daten sowie weiteren Datensätzen aus vergleichbaren Regionen in statistischen Modellen untersucht und quantifiziert wurden (siehe Tabelle 1). Diese statistischen Modelle werden im Folgenden kurz beschrieben und waren dann zusammen mit Literaturangaben wiederum Grundlage für die Erstellung des Bayesian Belief Networks (BBN), einem statistischen Modell zur Abschätzung der Wahrscheinlichkeit für verschiedene Zustände biologischer Variablen auf Grundlage der Wahrscheinlichkeit des Zustands abiotischen Variablen (siehe Abb. 3).

**Wassertemperatur:** Im Gegensatz zu den Tageswerten für den Abfluss und Grundwasseranteil wurde die Wassertemperatur vom physikalischen hydrologischen Modell SWAT nicht bereitgestellt. Daher wurden auf Grundlage der kontinuierlichen Wassertemperaturmessungen an den Probestellen von Juli 2022 bis Dezember 2023 statistische Modelle zur Abschätzung der Tageswerte der mittleren und maximalen Wassertemperatur im Sommer entwickelt. Die mittlere Wassertemperatur ( $T_{WatSum_{Mean}}$ ) war vor allem mit der Lufttemperatur korreliert, hing darüber hinaus aber auch vom Grundwasseranteil und dem Anteil urbaner Landnutzung im Einzugsgebiet ab. Die täglichen Schwankungen (Tagesamplitude) und die sich daraus ergebende maximale Tagestemperatur ( $T_{WatSum_{Max}}$ ) wurde darüber hinaus maßgeblich von der Beschattung und Bewölkung (Globalstrahlung) und der daraus resultierenden Sonneneinstrahlung beeinflusst sowie in geringerem Maße von der Abfluss(spende) und dem benetzten Querschnitt (Verhältnis benetzter Breite zur Fläche). Die Erhöhung der Wassertemperatur durch die in den Klimaszenarien zunehmende Lufttemperatur lässt sich also potenziell vor allem durch die Stützung des Grundwasserzustroms und die Beschattung durch Ufergehölze kompensieren, in geringerem Maße auch durch eine Erhöhung des sommerlichen Niedrigwasserabflusses und indem unbeschattete, sehr breite und flache Querprofile mit einer großen besonnten benetzten Breite vermieden werden.

Bis auf den Einfluss der Beschattung durch Ufergehölze auf die Sonneneinstrahlung und den benetzten Querschnitt konnten alle Prädiktoren zur Abschätzung der Wassertemperatur aus den Klimaszenarien übernommen (Lufttemperatur, Globalstrahlung), modelliert (Abflussspende, Grundwasseranteil) oder berechnet (Anteil urbaner Landnutzung) werden.

**Beschattung durch Ufergehölze:** Die Sonneneinstrahlung auf die Wasseroberfläche unter Berücksichtigung der Beschattung durch Ufergehölze (SolRadLoc) war sehr gut mit dem Anteil an Ufergehölzen in dem 10 m breiten Uferstreifen entlang der Probestellen korreliert.

**Ufergehölze in Puffer:** Der Anteil an Ufergehölzen in dem 10 m breiten Uferstreifen (WoodCover) ließ sich wiederum gut durch zwei Gewässerstruktur Parameter erklären (EP51 Ufergehölze, EP61 Umfeldnutzung), die für das gesamte Lippe-Einzugsgebiet vorlagen und für deren Ausprägung in den Szenarien begründete Annahmen getroffen werden konnten.

Tabelle 1: Übersicht über die statistischen Modelle, die für die Entwicklung und Anwendung des BBN aufgestellt wurden.

Zielgröße	Prädiktoren (grau = nicht signifikant)	Modelleigenschaften	Modellgleichung
<b>TW<sub>at,Mean</sub> (°C)</b> tägliche mittlere Wassertemperatur im Winter und Übergangszeiten	<ul style="list-style-type: none"> <li>TA<sub>ir,MA9</sub> Lufttemperatur (9-Tage gleit. Mittel, °C)</li> <li>q Abflussspende (l/s km<sup>2</sup>)</li> <li>GWAnteil Grundwasseranteil am Abfluss (-)</li> <li>CLC1 Urbaner-Anteil in EZG (%)</li> <li>CLC3 Wald-Anteil im EZG (%)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>GLMM (Gaussian, identity)</li> <li>Random Effect: biolog. Probestelle</li> <li>Zeitliche Autokorrelationsstruktur</li> <li>Varianzstruktur</li> <li>Erklärungsanteil (marginal) = 0,79</li> </ul>	$TW_{at,Mean} = 4,717512$ $+ 0,595979 * TA_{ir,MA9}$
<b>TW<sub>at,Sum,Mean</sub> (°C)</b> tägliche mittlere Wassertemperatur im Sommer 01.05- 31.10.	<ul style="list-style-type: none"> <li>TA<sub>ir,MA14</sub> Lufttemperatur (14-Tage gleit. Mittel, °C)</li> <li>GWAnteil<sub>MA14</sub> Grundwasseranteil (14-Tage gleit. Mittel)</li> <li>CLC1 Urbaner-Anteil im EZG (%)</li> <li>q Abflussspende (l/s km<sup>2</sup>)</li> <li>CLC3 Wald-Anteil im EZG (%)</li> <li>SolRadUp Sonneneinstrahlung nach Beschattung im Oberlauf (kWh/m<sup>2</sup> Tag)</li> <li>Wm2 Globalstrahlung nach Bewölkung (Tagesmittel W/m<sup>2</sup>)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>GLMM (Gaussian, identity)</li> <li>Random Effect: biolog. Probestelle</li> <li>Zeitliche Autokorrelationsstruktur</li> <li>Varianzstruktur</li> <li>Erklärungsanteil (marginal) = 0,64</li> </ul>	$TW_{at,Sum,Mean} = 4,477011$ $+ 0,573429 * TA_{ir,MA14}$ $- 3,141769 * GWShare_{MA14}$ $+ 0,038049 * CLC1$
<b>TW<sub>at,Sum,Range</sub> (°C)</b> tägliche Tagesamplitude Wassertemperatur im Sommer 01.05- 31.10.	<ul style="list-style-type: none"> <li>SolRadLoc Sonneneinstrahlung nach Beschattung lokal (kWh/m<sup>2</sup> Tag)</li> <li>GWAnteil Grundwasseranteil (-)</li> <li>q Abflussspende (l/s km<sup>2</sup>)</li> <li>Wm2 Globalstrahlung nach Bewölkung (Tagesmittel W/m<sup>2</sup>)</li> <li>WARatio<sub>Wet</sub> Querschnitt benetzte Breite/Fläche Verhältnis (-)</li> <li>SolRadUp Sonneneinstrahlung nach Beschattung im Oberlauf (kWh/m<sup>2</sup> Tag)</li> <li>CLC1 Urbaner-Anteil im EZG (%)</li> <li>CLC3 Wald-Anteil im EZG (%)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>GLMM (Gamma, log)</li> <li>Random Effect: biolog. Probestelle</li> <li>Zeitliche Autokorrelationsstruktur</li> <li>Erklärungsanteil (cond.) = 0,89</li> </ul>	$TW_{at,Sum,Range} = \exp(-0,098$ $+ 0,1689 * SolRadLoc - 0,5451 * GWAnteil$ $+ 3,553 * 10^{-3} * q$ $+ 4,515 * 10^{-3} * WARatio$ $+ 4,515 * 10^{-3} * Wm2$ $- 3,995 * 10^{-3} * SolRadLoc * q$ $- 2,593 * 10^{-5} * q * Wm2)$
<b>TW<sub>at,Sum,Max</sub> (°C)</b> tägliche maximale Wassertemperatur im Sommer 01.05- 31.10.	<ul style="list-style-type: none"> <li>TA<sub>ir,MA14</sub> Lufttemperatur (14-Tage gleit. Mittel, °C)</li> <li>CLC1 Urbaner-Anteil im EZG (%)</li> <li>GWAnteil Grundwasseranteil (-)</li> <li>SolRadLoc Sonneneinstrahlung nach Beschattung lokal (kWh/m<sup>2</sup> Tag)</li> <li>Wm2 Globalstrahlung nach Bewölkung (Tagesmittel W/m<sup>2</sup>)</li> <li>q Abflussspende (l/s km<sup>2</sup>)</li> <li>WARatio<sub>Wet</sub> Querschnitt benetzte Breite/Fläche Verhältnis (-)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>GLMM (Gaussian, identity)</li> <li>Random Effect: biolog. Probestelle</li> <li>Zeitliche Autokorrelationsstruktur</li> <li>Varianzstruktur</li> <li>Erklärungsanteil (marginal) = 0,63</li> </ul>	$TW_{at,Sum,Max} = 4,737457$ $+ 0,543326 * TA_{ir,MA14}$ $+ 0,041108 * CLC1$ $+ 0,192681 * SolRadLoc$ $- 1,742009 * GWAnteil$ $+ 0,036828 * q$ $+ 0,002903 * Wm2$ $+ 0,013642 * WARatio_{Wet}$ $- 0,011441 * SolRadLoc * q$ $- 0,000115 * Wm2 * q$ $+ 0,001993 * SolRadLoc * Wm2$
<b>SolRadLoc (kWh/m<sup>2</sup> Tag)</b> Sonneneinstrahlung nach Beschattung	<ul style="list-style-type: none"> <li>WoodCover<sub>100x10</sub> Anteil Gehölze in 100x10m Puffer (%)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>GLM (Gamma, log)</li> <li>Erklärungsanteil = 0,91</li> </ul>	$SolRadLoc = \exp(1,233121$ $- 0,018247 * WoodCover_{100x10})$
<b>WoodCover<sub>100x10</sub> (%)</b> Anteil Gehölze in 100x10m Puffer	<ul style="list-style-type: none"> <li>GSGEP51 Gewässerstruktur Einzelparameter Uferbewuchs</li> <li>GSGEP61 Gewässerstruktur Einzelparameter Umfeldnutzung</li> <li>Indexwerte von 0-1 von geringer bis hoher Beschattung für die Ausprägungen vergeben =&gt; GSGEP51I, GSGEP61I</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Beta-Regression</li> <li>Erklärungsanteil = 0,63</li> </ul>	$WoodCover_{100x10} = 100 * \exp(-2,5344$ $+ 2,8093 * GSG51I + 1,8068 * GSG61I) /$ $(1 + \exp(-2,5344 + 2,8093 * GSG51I + 1,8068 * GSG61I))$
<b>WARatio<sub>Wet</sub> (-)</b> Querschnitt benetzte Breite/Fläche Verhältnis	<ul style="list-style-type: none"> <li>q Abflussspende (l/s km<sup>2</sup>)</li> <li>WDRatio<sub>Bankf</sub> Querschnitt bordvoll Breite/Tiefe Verhältnis</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>GLMM (Gamma, log)</li> <li>Random Effect: biolog. Probestelle</li> <li>Erklärungsanteil (cond.) = 0,69</li> </ul>	$WARatio_{Wet} = \exp(3,0093378$ $- 0,5811009 * \log(q)$ $- 0,0029444 * WDRatio_{Bankf}$ $+ 0,0065754 * \log(q) * WDRatio_{Bankf}$
<b>WDRatio<sub>Bankf</sub> (-)</b> Querschnitt bordvoll Breite/Tiefe Verhältnis	<ul style="list-style-type: none"> <li>GSGEP42 Gewässerstruktur Einzelparameter Profiltiefe in verschiedenen Ausprägungen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>GLMM (Gamma, log)</li> <li>Random Effect: biolog. Probestelle</li> <li>GSGEP42 als unordered factor =&gt; ein Modell für jede Ausprägung mit Angabe mittlere WDRatio<sub>Bankf</sub></li> </ul>	EP42 Sehr flach => 42,1 EP 42 Flach: => 10,5 EP 42 Mäßig tief => 11,2 EP 42 Tief => 9,1
<b>FG (m/s)</b> tägliche mittlere Fließgeschwindigk.	<ul style="list-style-type: none"> <li>q Abflussspende (l/s km<sup>2</sup>)</li> <li>WDRatio<sub>Bankf</sub> Querschnitt bordvoll Breite/Tiefe Verhältnis</li> <li>SlopePerc Sohlgefälle (%)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>GLMM (Gamma, log)</li> <li>Random Effect: biolog. Probestelle</li> <li>Erklärungsanteil (cond.) = 0,79</li> </ul>	$FG = \exp(-1,624882$ $+ 0,348211 * \log(q)$ $- 0,039337 * WDRatio_{Bankf}$

Tabelle 1: Fortsetzung

Zielgröße	Prädiktoren (grau = nicht signifikant)	Modelleigenschaften	Modellgleichung
<b>Dekomposition (%)</b> mittlerer täglicher Gewichtsverlust der Baumwollstreifen	<ul style="list-style-type: none"> <li>– TWatMax mittlere tägliche maximale Wassertemperatur (°C)</li> <li>– Nitrat mittlere Nitrat-Konzentration (mg/l)</li> <li>– Weide gewichtete Abundanz der Weidegänger</li> <li>– Zerkleinerer gewichtete Abundanz der Zerkleinerer</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Beta-Regression</li> <li>– Erklärungsanteil = 0,33</li> </ul>	$\text{DekompWeight} = 100 \cdot \exp(-6,7704041 + 0,1522237 \cdot \text{TWatMax} + 0,0163004 \cdot \text{Nitrat} + 0,0016318 \cdot \text{Weide}) / (1 + \exp(-6,7704041 + 0,1522237 \cdot \text{TWatMax} + 0,0163004 \cdot \text{Nitrat} + 0,0016318 \cdot \text{Weide}))$
<b>Nitrat (mg/l)</b> mittlere Nitrat-Konzentration im Sommer (Mai-Okt)	<ul style="list-style-type: none"> <li>– CLC2 Landwirtschaft-Anteil im Einzugsgebiet (%)</li> <li>– q Abflussspende (l/s km<sup>2</sup>), aber Schwellenwert ab q &gt; 20 l/s km<sup>2</sup></li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– GLM (Gamma, log)</li> <li>– Erklärungsanteil = 0,52</li> </ul>	$\text{Nitrat} = \exp(0,948323 + 0,032143 \cdot \text{CLC2})$ <p>Ab q &gt; 20 l/s km<sup>2</sup> =&gt; Nitrat &lt; 10 mg/l</p>
<b>DFI-Index</b> Makrozoobenthos Deutscher Fauna Index	<ul style="list-style-type: none"> <li>– TWatMax<sub>MA7</sub> Maximum 7-Tage gleit. Mittel der Wassertageshöchsttemperatur im Sommer (°C)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Beta-Regression</li> <li>– Erklärungsanteil = 0,23</li> </ul>	$\text{DFI} = \exp(2,64732 - 0,10363 \cdot \text{TWatMax}_{\text{MA7}}) / (1 + \exp(2,64732 - 0,10363 \cdot \text{TWatMax}_{\text{MA7}}))$
<b>RETI Index</b> Makrozoobenthos Ernährungstypen Index	<ul style="list-style-type: none"> <li>– TWatMax<sub>MA7</sub> Maximum 7-Tage gleit. Mittel der Wassertageshöchsttemperatur im Sommer (°C)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Beta-Regression</li> <li>– Erklärungsanteil = 0,33</li> </ul>	$\text{RETI} = \exp(3,06095 - 0,15314 \cdot \text{TWatMax}_{\text{MA7}}) / (1 + \exp(3,06095 - 0,15314 \cdot \text{TWatMax}_{\text{MA7}}))$
<b>KLIWA Index</b> Makrozoobenthos Wassertemperatur Index	<ul style="list-style-type: none"> <li>– TWatMax<sub>MA7</sub> Maximum 7-Tage gleit. Mittel der Wassertageshöchsttemperatur im Sommer (°C)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– GLMM (Gaussian, identity)</li> <li>– Random Effect: Einzugsgebiete</li> <li>– Varianzstruktur</li> <li>– Erklärungsanteil (marginal) = 0,37</li> </ul>	$\text{KLIWA} = 10,268481 + 0,272022 \cdot \text{TWatMax}_{\text{MA7}}$

**Benetzter Querschnitt:** Das Verhältnis von benetzter Breite zur Querschnittsfläche (WARatio) war in den Querprofilen der untersuchten Tieflandbäche bei geringerer Abflussspende größer (geringere durchströmte Querschnittsfläche bei Niedrigwasser) und in naturnahen flachen Querprofilen mit großem bordvollen Breiten-Tiefen Verhältnis (WDRatio<sub>Bankf</sub>) geringer. Letzteres war darauf zurückzuführen, dass diese naturnahen Querprofile strukturreicher waren und oft eine Tiefrinne aufwiesen, in der sich der Abfluss bei Niedrigwasser zurückzieht. Dadurch verringert sich nicht nur die durchströmte Querschnittsfläche sondern auch die benetzte Breite und die WARatio bleibt vergleichsweise klein. Dies stützt die Hypothese, dass bei Niedrigwasser die besonnte Oberfläche und damit die Wassertemperatur in naturnahen Querprofilen geringer ist als in strukturarmen, rechteckigen ausgebauten Kastenprofilen. Jedoch war dieser Effekt im statistischen Modell im Vergleich zur Verringerung der Wassertemperatur durch einen hohen Grundwasseranteil und insbesondere der Beschattung durch Ufergehölze sehr gering.

**Bordvolles Breiten-Tiefen Verhältnis:** Das bordvollen Breiten-Tiefen Verhältnis (WDRatio<sub>Bankf</sub>) ließ sich gut durch den Gewässerstruktur Parameter EP42 Profiltiefe erklären, der wie oben bereits erwähnt für das gesamte Lippe-Einzugsgebiet vorlag und für dessen Ausprägung in den Szenarien begründete Annahmen getroffen werden konnten.

**Fließgeschwindigkeit:** Diese hydraulische Größe wurde zwar nicht im physikalischen hydrologischen Modell SWAT für das gesamte Lippe-Einzugsgebiet modelliert. Jedoch lagen für die Probestellen und den Untersuchungszeitraum 2022-2023 Tageswerte aus den hydraulischen Modellen der Projektpartner vor. Die Fließgeschwindigkeit in den hier untersuchten kleinen Tieflandbächen lässt sich auf Grundlage der Abflussspende und bordvollen Querprofilform sehr gut erklären (Erklärungsanteil 0,79).

**Dekomposition:** Der Abbau der Baumwollstreifen im Dekompositionsexperiment konnte ausreichend gut durch die durchschnittliche Wassertemperatur, Abundanz des Ernährungstyps der Weidegänger



beim Makrozoobenthos und der durchschnittlichen Nitratkonzentration erklärt werden, ähnlich wie ein einer aktuellen globalen Studie von Tiegs et al. (2024).

**Nitrat:** Die Nitratkonzentration korrelierte wiederum gut mit dem Anteil der landwirtschaftlichen Nutzung im Einzugsgebiet, die in den Landnutzungskarten der drei Maßnahmenszenarien unterschiedlich hoch war.

**Makrozoobenthos:** Drei zentrale Makrozoobenthos Indices - der Deutsche Fauna Index des untersuchten Gewässertyps 14, der RETI-Ernährungstypen Index und der KLIWA Index - waren für biologische Daten gut mit der mittleren maximalen Wassertemperatur im Sommer korreliert (Maximum des 7 Tage gleitenden Mittels, siehe auch Stappert et al., 2025). Diese Auswirkungen einer höheren maximalen Wassertemperatur von bis ca. 22-24°C an den Probestellen in 2022 beruhten vermutlich eher auf nicht letalen Effekten. Dies ergab sich aus dem Vergleich mit den in Bayat (2024) zusammengestellten Grenzwerten.

Um die letalen Effekte der Wassertemperatur auf das Makrozoobenthos abzuschätzen, wurden Artenlisten von 2144 vergleichbaren Probestellen von Typ 14 Tieflandbächen zusammengestellt, die nicht offensichtlich durch andere Stressoren wie eine saprobielle Belastung beeinträchtigt waren. Auf Grundlage der dort vorkommenden Makrozoobenthos Arten wurden Wassertemperatur Grenzwerte von 21, 23, 26, 29, 33 und 40°C bestimmt, bei denen jeweils eine größere Zahl der Arten gemäß der in Bayat (2024) zusammengestellten Grenzwerten potenziell ausfällt. Diese Arten wurden in den Artenlisten der 2144 Probestellen entsprechend entfernt und die Perloides Bewertung neu berechnet. Anders als erwartet verschlechterte sich bei zunehmender angenommener Wassertemperatur weder der ökologische Zustand noch der Deutsche Fauna Index. Lediglich die Artenzahl (richness) zeigte einen deutlichen Rückgang ab dem Grenzwert von 30°C bzw. 35°C.

**Trockenfallen:** Zur Abschätzung der Wahrscheinlichkeit eines Gewässerabschnitts bei einer bestimmten modellierten Abflussspende trocken zu fallen wurden die Feldprotokolle der monatlichen Wasserprobennahmen an den Probestellen herangezogen. Die am Datum der Wasserprobenahmen durch das hydrologische Modell modellierte Abflussspende wurde mit der Beobachtung verknüpft, ob das Gewässer fließend oder trocken gefallen war. Die Abflussspende wurde dann in vier Klassen eingeteilt und für jede Klasse die Anzahl und damit der Anteil der 567 Beobachtungen berechnet, bei denen ein trocken gefallener bzw. fließender Zustand beobachtet worden war. Daraus ergab sich dann die Tabelle der bedingten Wahrscheinlichkeiten (conditional probability table CPT) für das Trockenfallen in Abhängigkeit von der modellierten Abflussspende (Tabelle 2).

Tabelle 2: CPT für die Wahrscheinlichkeit des Trockenfallens in Abhängigkeit von der modellierten Abflussspende in Prozent.

Abflussspende (l/s km <sup>2</sup> )	< 0,001	0,001 - 1	1 - 3	>3
Trockenfallen Ja	66,7	15,4	5,75	0
Trockenfallen Nein	33,3	84,6	94,3	100

#### 4 Bayesian Belief Network (BBN) zur Abschätzung der Auswirkungen hydrolog. Extreme auf Biologie und Ökosystemfunktionen

Das eigentliche BBN zur Abschätzung der Auswirkungen von extremen Niedrigwasserereignissen berechnet die Wahrscheinlichkeiten des Zustandes der biologischen Zielgrößen (ökologischer Zustand der Organismengruppen und Ökosystemfunktionen) auf Grundlage der physiko-chemischen Zustände und Habitatbedingungen des gesamten Sommers bzw. vorherigen Winters und Frühjahrs. Grund hierfür ist, dass die Ökosystemfunktionen und der Zustand der biologischen Zielgrößen sich nicht tagesaktuell ändern, sondern durch die Zustände eines längeren zurückliegenden Zeitraums beeinflusst werden und diesen integrieren. So hängt beispielsweise das Vorkommen und die Abundanz einer bestimmten Fisch- oder Wasserinsekten-Art nicht (nur) von den Zuständen des Vortages ab, sondern vielmehr von der Frage, wie günstig bzw. ungünstig die Habitatbedingungen während des gesamten Lebenszyklus waren. Dieses eigentliche BBN ist im rechten Block in Abbb. 3 vereinfacht dargestellt.

Die Eingangs-Variablen des BBN beschreiben die physiko-chemischen Zustände und Habitatbedingungen des gesamten Sommers bzw. vorherigen Winters und Frühjahrs und wurden wie folgt quantifiziert:

- Über Daten zur Größe und Nutzung der Einzugsgebiete und den Habitatbedingungen (Gewässerstrukturdaten), die über den gesamten Zeitraum eines Szenarios konstant sind und durch die Maßnahmenplanung bestimmt werden (z.B. Anteil verschiedener Landnutzungen im Einzugsgebiet, linker Block in Abbb. 3).
- Über Tageswerte klimatischer Kenngrößen und des Abflusses, die durch die Klimamodelle und das hydrologische Modell SWAT für das gesamte Lippe-Einzugsgebiet für die Szenarien modelliert werden (linker Block in Abbb. 3).
- Über Tageswerte der Wassertemperatur und Fließgeschwindigkeit, die mit Hilfe der oben aufgeführten statistischen Modelle berechnet wurden (mittlerer Block in Abbb. 3).

Die in Abbb. 3 dargestellten Ursache-Wirkungs-Beziehung (Pfeile) wurden über zwei Ansätze quantifiziert:

Spezifische empirische Daten aus dem Lippe-Einzugsgebiet (durchgehende Pfeile in Abbb. 3): Hierunter fallen zum einen GIS-Analysen wie z.B. die Berechnung des Anteils verschiedener Landnutzungen im Einzugsgebiet sowie die Auswertung der Gewässerstrukturdaten und der Daten der Klimamodelle und hydrologischen Modelle. Zum anderen wurden diese Ursache-Wirkungs-Beziehungen über die oben aufgeführten statistischen Modelle quantifiziert.

Literaturdaten (gestrichelte Pfeile in Abbb. 3): Die Conditional Probability Tables (CPTs) von Ursache-Wirkungs-Beziehungen im BBN für die keine spezifischen empirischen Daten und/oder statistischen Modelle für das Lippe-Einzugsgebiet verfügbar waren, wurden über eigene Auswertungen größerer biologischer Datensätze aus anderen vergleichbaren Regionen bzw. Angaben aus der Literatur gefüllt. Diese werden im Folgenden kurz beschrieben und alle Teile des BBNs mit allen CPTs finden sich in den angefügten \*.net Dateien.

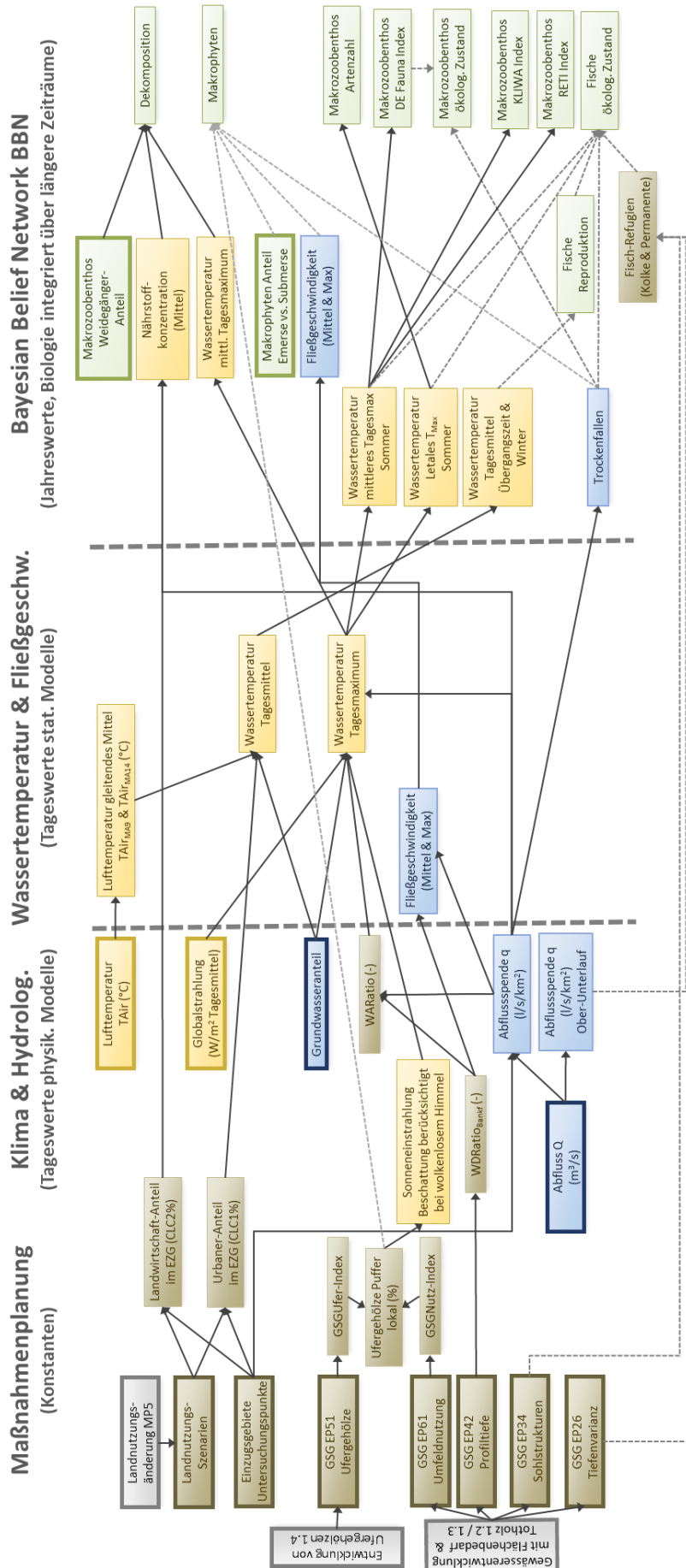


Abb. 3: Übersicht über die vorgelagerten Auswertungen zur Quantifizierung der Input-Variablen für das BBN (linker und mittlerer Block) sowie eine vereinfachte Darstellung der Struktur des eigentlichen BBN (rechter Block). Input-Variablen von anderen Projektpartnern sind fett umrandet. Die gepunkteten Pfeile stehen für Ursache-Wirkungs-Beziehungen, die nicht auf Grundlage spezifischer empirischer Daten aus dem Lippe-Einzugsgebiet sondern wie ursprünglich geplant auf Grundlage von Daten aus anderen Regionen oder Literaturdaten quantifiziert wurden. Die Farben der Boxen sind wie folgt gewählt: Grün = biologische Zielgrößen, Blau = hydrologische / hydraulische Variablen, Gelb = physiko-chemische Variablen, Braun = Gewässermorphologie und Landnutzung.

**Makrozoobenthos ökologischer Zustand:** Zur Abschätzung der Wahrscheinlichkeit eines Gewässerabschnitts bei einem bestimmten Indexwert des Deutschen Fauna Index den guten ökologischen Zustand zu erreichen wurden die Perloides-Bewertungsergebnisse von 1211 vergleichbaren Probestellen von Typ 14 Tieflandbächen zusammenstellt, die nicht offensichtlich durch andere Stressoren wie eine saprobielle Belastung beeinträchtigt waren. Sowohl der Deutsche Fauna Index als auch das Bewertungsergebnis des Moduls allgemeine Degradation als Index für den ökologischen Zustand wurden in die fünf WRRL-Klassen von sehr gut bis schlecht eingeteilt und für jede GFI-Klasse die Anzahl und damit der Anteil der Probestellen berechnet, die den guten ökologischen Zustand erreichen bzw. verfehlen. Daraus ergab sich dann die Tabelle der bedingten Wahrscheinlichkeiten (conditional probability table CPT) für das Erreichen des guten ökologischen Zustands in Abhängigkeit vom Index-Wert des Deutschen Fauna Index.

Zur Abschätzung der Wahrscheinlichkeit eines im vorherigen Jahr trockengefallenen Gewässerabschnitts den guten ökologischen Zustand zu erreichen wurden Daten von Feld & Lorenz (unveröffentlicht) verwendet. Aus diesem Datensatz wurden die mit den untersuchten Tieflandbächen des Typ 14 vergleichbare Probestellen ausgewählt. Auf Grundlage dieser Daten wurde analog zum oben beschriebenen Ansatz die Anzahl und damit der Anteil der Probestellen berechnet, die bei einer Beobachtung des Trockenfallens im Vorjahr den guten ökologischen Zustand erreichen (14,3%) bzw. nicht erreichen (85,7%).

Die beiden CPTs zum Erreichen des ökologischen Zustands aufgrund des Deutschen Fauna Index und der Beobachtung des Trockenfallens wurden nach dem Worst-Case-Prinzip kombiniert (Abb. 4).

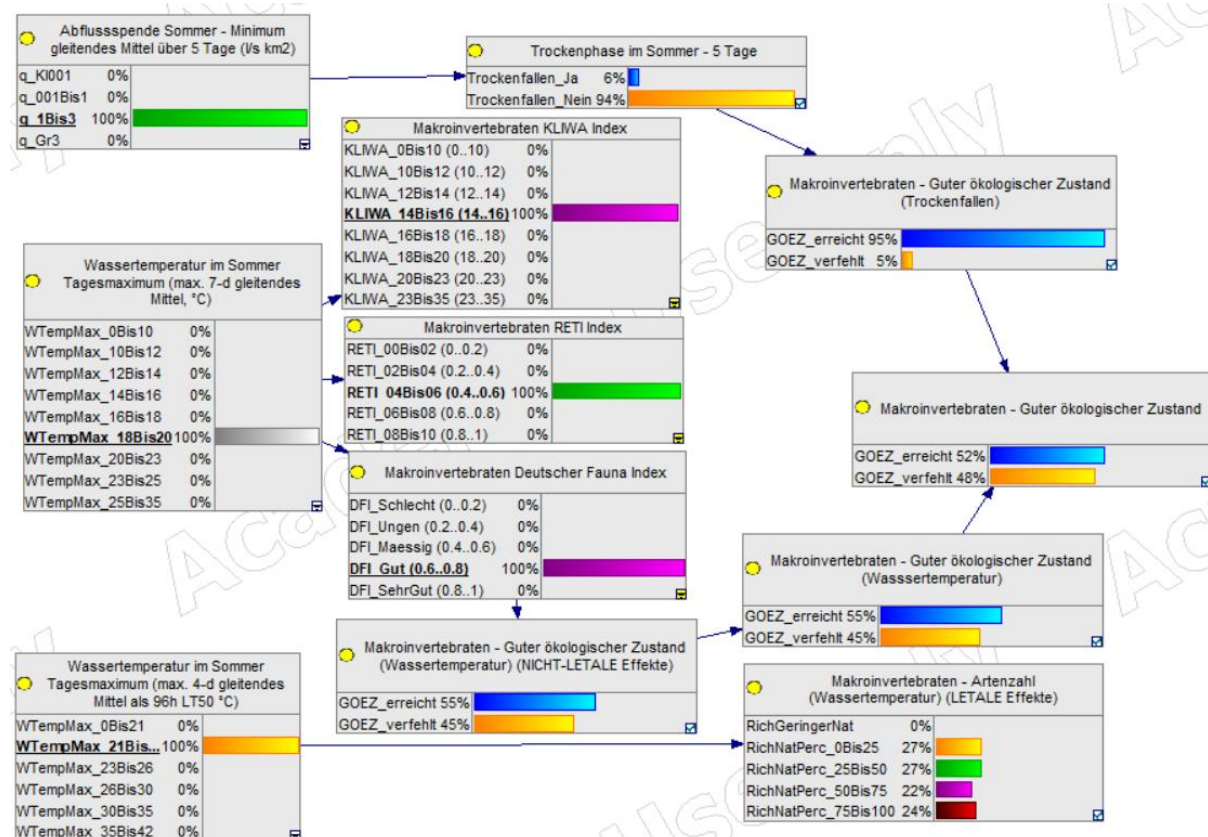


Abb. 4: BBN zum Einfluss hydrologischer Extreme (Fokus auf Niedrigwasser und Austrocknung) auf das Makrozoobenthos (Evidenz der Elternknoten beispielhaft für ein durchschnittlich feuchtes und warmes Jahr gewählt).



**Fische ökologischer Zustand:** Wie oben in der Dokumentation zum konzeptionellen Modell beschrieben, haben hydrologische Extreme und die in KliMaWerk untersuchten Maßnahmen im Wesentlichen über folgende Faktoren Einfluss auf den ökologischen Zustand der Fische: Wassertemperatur und Verfügbarkeit von Refugien in Trockenphasen.

Bei der Abschätzung des Einflusses der Wassertemperatur auf die Fische wurde in Anlehnung an van Treek & Wolter (2021) zwischen den nicht letalen bzw. letalen Effekten der mittleren bzw. maximalen sommerlichen Wassertemperatur sowie den Auswirkungen der Wassertemperatur in den Übergangszeiten (Herbst, Frühjahr) auf die Reproduktion unterschieden (Abb. 5).

**Wassertemperatur im Sommer nicht-letale Effekte:** Als Orientierungswerte für die maximale Temperatur  $T_{\max}$  im Sommer (Juni-September) zur Erreichung des guten ökologischen Zustands werden für die vier Fisch-Gewässertypen in van Treek & Wolter (2021) folgende Temperaturen angegeben: Salominden Epirhithral 20°C, Metarhithral 20°C, Hyporhithral 21,5°C, Cypriniden Rhithral 23°C. Da die adulte Lebensphase im Sommer am wenigsten temperatursensitiv ist und die Orientierungswerte sich nicht an letalen Wassertemperaturen orientieren, erscheint die Annahme des Verfehlens des guten ökologischen Zustands bei nur einem Überschreitungstag nicht plausibel. Zum Einfluss der Überschreitungshäufigkeiten der maximalen Sommertemperatur auf die Erreichung des guten ökologischen Zustands gibt es weder in van Treek & Wolter (2021) noch in der Literatur belastbare Angaben. Gemäß der OGewV beträgt die Untersuchungsfrequenz der Wärmebedingungen (Wassertemperatur) 4-13 mal pro Jahr, d.h. i.d.R. liegen monatliche Messwerte vor. Unter der Annahme, dass die im Rakon Arbeitspapier II genannten und von van Treek & Wolter (2021) übernommenen Orientierungswerte auf Experteneinschätzungen zu solchen monatlichen Messwerten beruhen, lässt sich die Wahrscheinlichkeit abschätzen, mit der bei einer bestimmten Anzahl an  $r$  Überschreitungstagen im Sommer ( $r$  von 122 Tagen) bei  $k = 4$  monatlichen Messungen (Juni-September) diese Überschreitung beobachtet wird. Auf Grundlage dieser Annahmen ergab sich dann die Tabelle der bedingten Wahrscheinlichkeiten (conditional probability table CPT) für die Beobachtung der Überschreitung der Orientierungswerte und damit dem Verfehlen des guten ökologischen Zustands in Abhängigkeit der Anzahl der Tage mit einer maximalen Wassertemperatur  $>$  dem Orientierungswert.

**Wassertemperatur im Sommer letale Effekte:** Die Letaltemperatur für adulte Bachforellen – als Schirmart der relevanten Bachtypen - liegt bei ca. 27°C (van Treek & Wolter, 2021, Tabelle 3), wobei sich diese unter nicht-optimalen Bedingungen auf 25°C oder darunter verringert (persönliche Mitteilung C. Wolter, S. Döbbelt-Grüne). Ohne die Bachforelle kann der gute ökologische Zustand (GÖZ) in den untersuchten Gewässertypen nur schwer erreicht werden. Daher wurde in dem CPT für eine maximale Wassertemperatur von  $>27^{\circ}\text{C}$  eine Wahrscheinlichkeit für die Verfehlung des GÖZ von 100%, im Übergangsbereich von 25-27°C von 50% und bei  $<25^{\circ}\text{C}$  von 0% angenommen.

**Wassertemperatur in den Übergangszeiten:** Der Reproduktionserfolg der Bachforelle wurde über zwei Kriterien abgeschätzt. Erstens über die Eiablage im Herbst. Wenn im Zeitraum Oktober bis November die mittlere Wassertemperatur mehrere Tage unter 11°C fällt und die Bachforelle damit potenziell mit dem Laichen beginnt, dann aber wieder auf über 14°C ansteigt, wurde in Anlehnung an van Treek & Wolter (2021) davon ausgegangen, dass die Eier absterben. Da gerade im Tiefland einige Forellenpopulationen erst oder nochmals im Januar laichen ist ein Totalausfall des Laichjahrgangs aber nicht wahrscheinlich. Daher wurde für die oben beschriebene Wassertemperatur im Herbst eine Wahrscheinlichkeit für den Reproduktionserfolg der Bachforelle und damit das Erreichen des GÖZ von 50% angenommen.



Zweitens über die Entwicklungszeit der Bachforelleneier. Diese liegt bei ca. 460 Tagesgraden (van Treek & Wolter, 2021). Daher wurden die Tagesgrade im Winter nach Ende der Laichperiode (31.11) aufsummiert und so der Zeitpunkt bzw. Monat des Schlupfs abgeschätzt. Ist der Schlupf bereits Anfang Januar anstatt wie natürlicherweise im März, steht aufgrund der kurzen Tageslängen und damit Fotoperioden noch keine hinreichende Nahrungsgrundlage durch Primärproduktion zur Verfügung und die Überlebenschancen sind gering (van Treek & Wolter, 2021). Im entsprechenden CPT des BBN wurde angenommen, dass die Überlebensrate der Bachforellen Larven und damit der Reproduktionserfolg von 100% Ende März linear auf 0% bei einem Schlupf Anfang Januar abnimmt.

Der Reproduktionserfolg der Hasel - als zweite wichtige Fischart im Cypriniden Rhithral – wurde ebenfalls über zwei Kriterien abgeschätzt. Gemäß der in van Treek & Wolter (2021) aufgeführten Präferenz- und Letaltemperaturen ist davon auszugehen, dass wenn im Zeitraum März-April die mittlere Wassertemperatur nicht mehrere Tage unter 11°C liegt oder im Mai auf über 19-20°C steigt, die Hasel nicht ablaicht und/oder die Eier des entsprechenden Laichjahrgangs absterben und damit die Erreichung des GÖZ im Cypriniden Rhithral unwahrscheinlich ist.

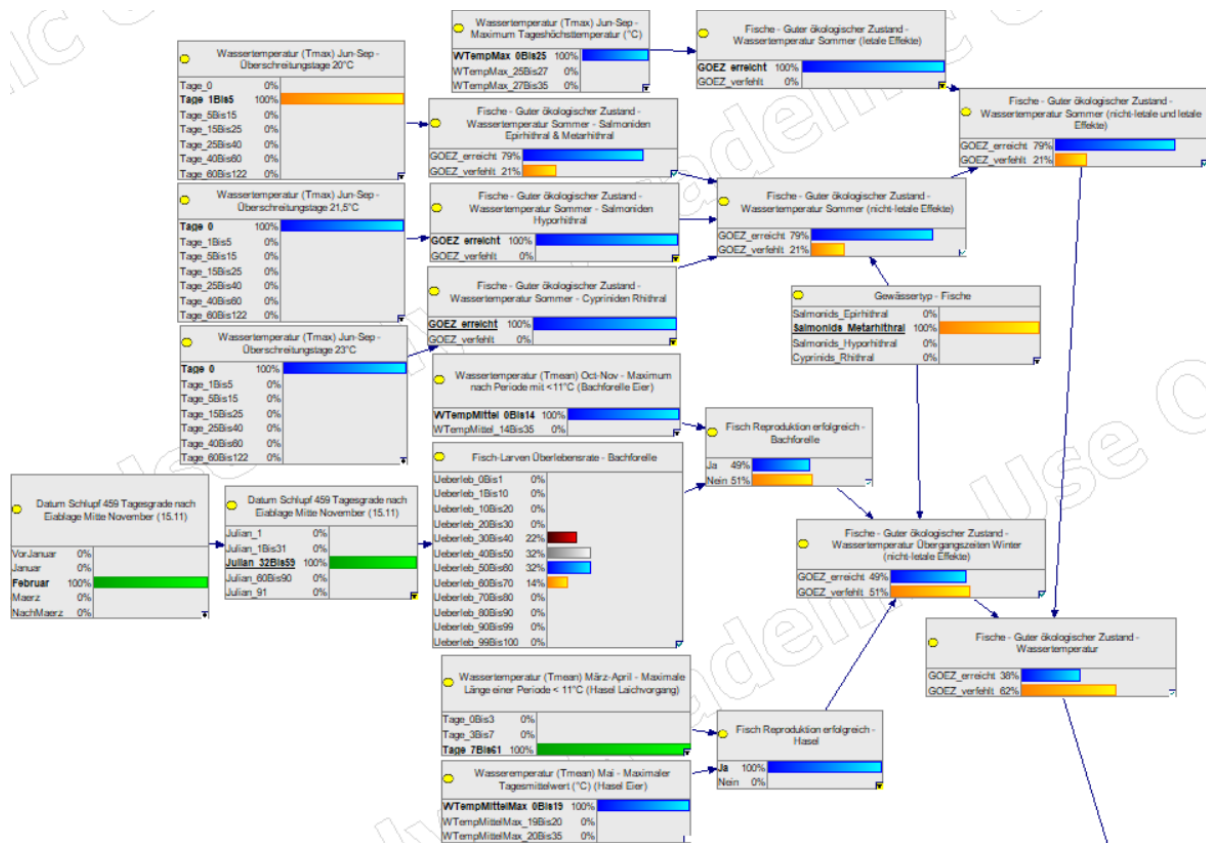


Abb. 5: BBN zum Einfluss hydrologischer Extreme (Fokus auf Niedrigwasser und Austrocknung) über die Wassertemperatur auf die Fische (Evidenz der Elternknoten beispielhaft für ein Jahr mit einem warmen Sommer und insbesondere erhöhter Wassertemperatur im vorherigen Winter im Salmoniden Metarhithral gewählt).

**Trockenfallen in Abhängigkeit vom Vorhandensein von Refugien:** In Anlehnung an die Angaben aus der Literatur wurde davon ausgegangen, dass beim Trockenfallen über einen längeren Zeitraum (hier 5 Tage) die Fische nur dann überleben und der GÖZ erreicht werden kann, wenn entsprechend tiefe und große Kolke (Tiefe >70 cm, Fläche mehrere Quadratmeter) bzw. nicht ausgetrocknete Gewässerabschnitte ober- oder unterstrom als Refugien zur Verfügung stehen. Die Austrocknungswahrscheinlichkeit wurde über den CPT in Tabelle 2 abgeschätzt. In Anlehnung an die

Angaben in der Gewässerstruktur-Kartieranleitung wurden ausreichend tiefe und große Kolke wie folgt definiert: Einzelparameter 2.6 Tiefenvarianz sehr groß und Einzelparameter 3.4. Sohlstrukturen Kolke vorhanden (Abb. 6).

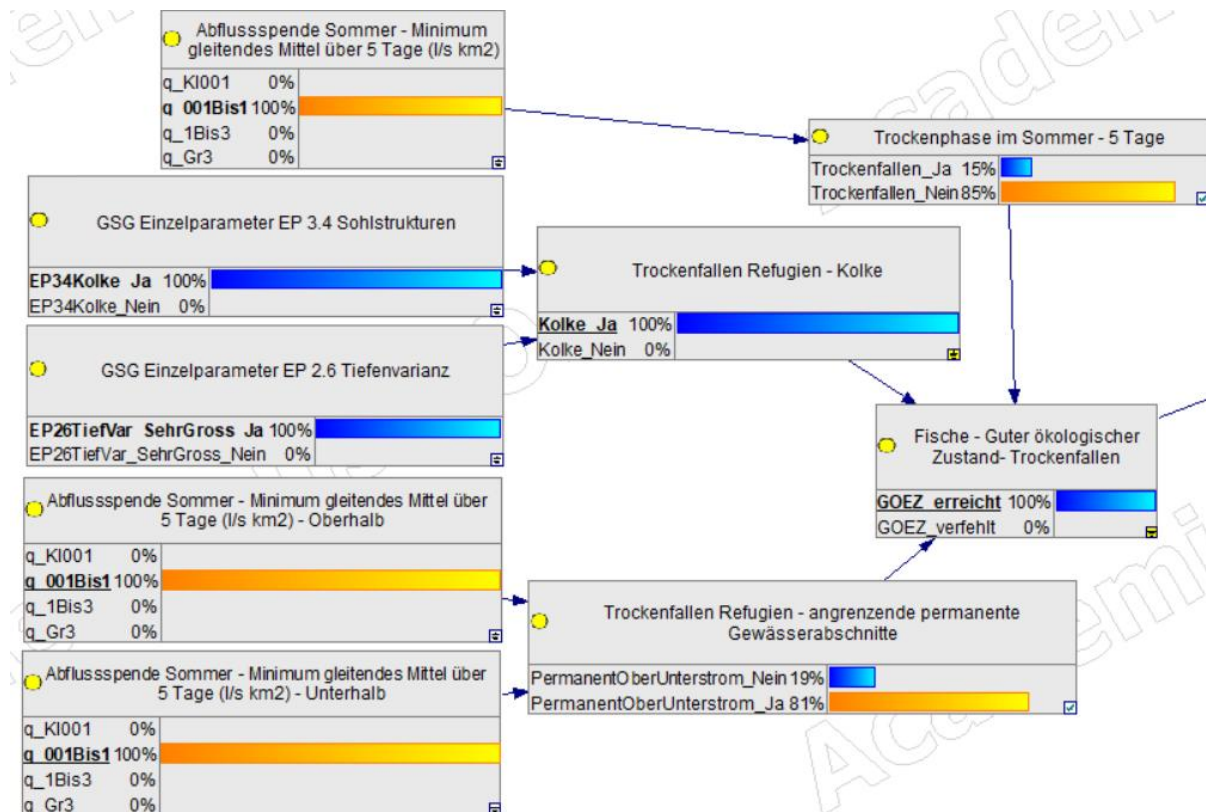


Abb. 6: BBN zum Einfluss hydrologischer Extreme (Fokus auf Niedrigwasser und Austrocknung) über das Trockenfallen auf die Fische (Evidenz der Elternknoten beispielhaft für ein sehr trockenes Jahr mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit des Trockenfallens, in dem der gute ökologische Zustand aufgrund des Vorhandenseins von ausreichend großen Kolken trotzdem mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit erreicht wird).

Die vier CPTs zur Auswirkung der nicht-letalen und letalen Wassertemperatur, dem Reproduktionserfolg und dem Trockenfallen auf das Erreichen des guten ökologischen Zustands der Fische wurden nach dem Worst-Case-Prinzip kombiniert.

**Makrophyten Abundanz:** Wie oben in der Dokumentation zum konzeptionellen Modell beschrieben, hat Niedrigwasser und die in KliMaWerk untersuchten Maßnahmen im Wesentlichen über folgende Faktoren Einfluss auf die Abundanz der Makrophyten: Beschattung, Fließgeschwindigkeit und Trockenfallen.

Der Einfluss der Beschattung auf die Abundanz der Makrophyten wurde auf Grundlage des Teildatensatzes von Kaijser et al. (2022) zu sandgeprägten Tieflandbächen in Nordrhein-Westfalen quantifiziert. Die 166 Probestellen wurden entsprechend der in Kaijser et al. (2022) verwendeten fünf Beschattungs-Klassen eingeteilt. Die Probestellen in der Klasse mit der geringsten Beschattung wurden entsprechend der Quantile der Abundanz (0-25, 25-50, 50-75, 75-100) in vier Zustands-Klassen eingeteilt (d.h. in jede Abundanz-Klassen von sehr gering, gering, mittel, hoch fallen 25% der Probestellen mit der geringsten Beschattung). Die Probestellen in jeder der vier höheren Beschattungs-Klassen wurden entsprechend den vier Abundanz-Klassen zugeordnet. Daraus ergab sich dann die Tabelle der bedingten Wahrscheinlichkeiten (conditional probability table CPT) für den Anteil der Probestellen in den vier Abundanz-Klassen in Abhängigkeit von der Beschattung.

Die Fließgeschwindigkeit und Makrophyten-Abundanz wurde in Anlehnung an die Datenpunkte und Regressionskurve in Abb. 4 in Riis & Biggs (2003) in vier Zustands-Klassen eingeteilt (< 0,1, 0,1-0,6, 0,6-0,8, >0,8 m/s bzw. Makrophyten-Deckung 0-10, 10-30, 30-60, 60-100%). Aus der Anzahl und damit Anteil der Datenpunkte ergab sich dann die Tabelle der bedingten Wahrscheinlichkeiten (conditional probability table CPT) für den Anteil der Datenpunkte in den vier Abundanz-Klassen in Abhängigkeit von der Fließgeschwindigkeit. Ab einer maximalen Fließgeschwindigkeit im Sommer von > 1 m/s wurde in Anlehnung an Mebane et al. (2014), Franklin et al. (2008) davon ausgegangen, dass die Makrophyten mechanisch geschädigt bzw. entwurzelt werden und der Gewässerabschnitt mit einer Wahrscheinlichkeit von 100% in die kleinste Klasse für die Makrophyten-Deckung von 0-10% fällt.

Der Einfluss des Trockenfallens auf die Abundanz der Makrophyten wurde auf Grundlage des Austrocknungs-Versuchs von Daumal et al. (2024) abgeschätzt. In dieser Studie finden sich Angaben zur Überlebens-Wahrscheinlichkeit von Makrophyten nach einer Trockenphase von 1, 5 und 15 Tage, getrennt für emerse und submerse Makrophyten. Die Überlebens-Wahrscheinlichkeit und damit Abundanz der Makrophyten in Abhängigkeit von der Länge der Austrocknungsphase wurde ebenfalls in vier Abundanz-Klassen eingeteilt.

Die drei CPTs zur Abundanz der Makrophyten mit jeweils vier Abundanz-Klassen wurden nach dem Worst-Case-Prinzip kombiniert (Abb. 7).

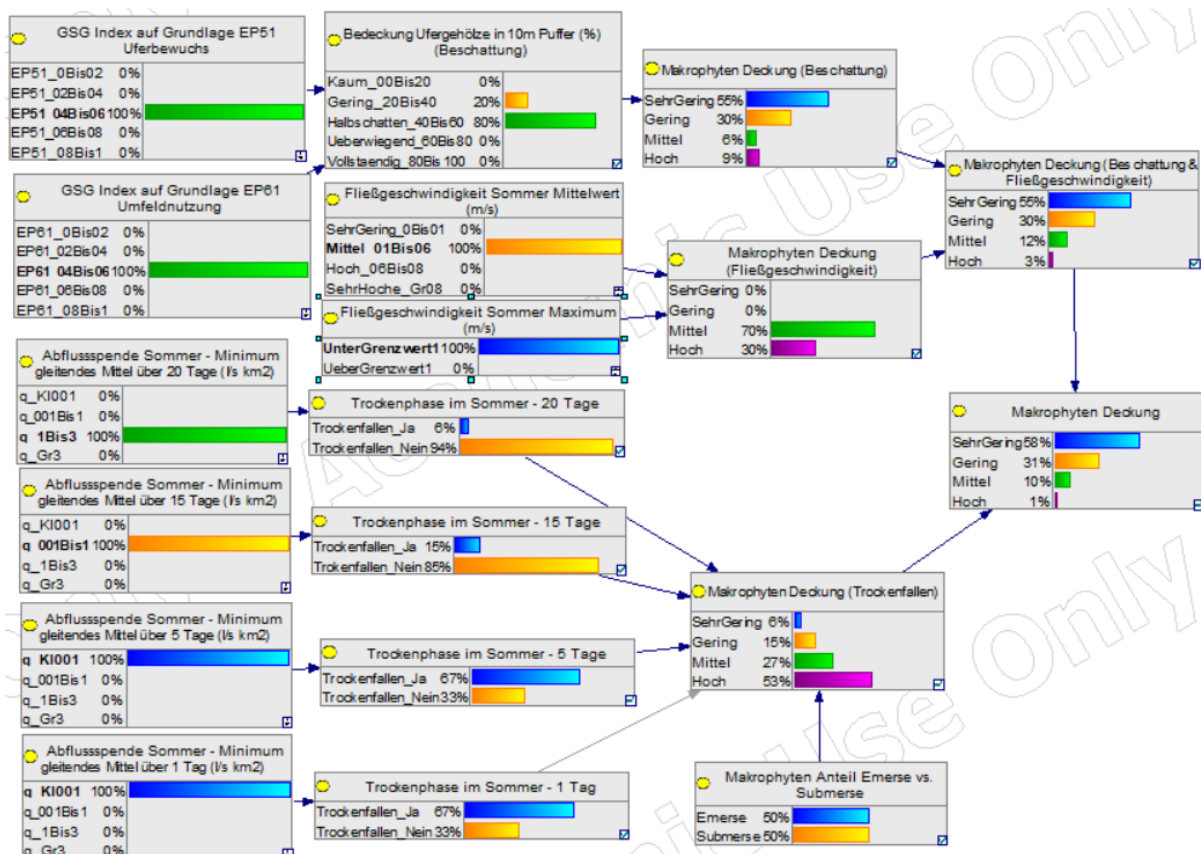


Abb. 7: BBN zum Einfluss hydrologischer Extreme (Fokus auf Niedrigwasser und Austrocknung) auf die Makrophyten (Evidenz der Elternknoten beispielhaft für ein sehr trockenes Jahr mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit des Trockenfallens, einer aber immer noch mittleren Fließgeschwindigkeit, die den Maximalwert von 1 m/s nicht überschreitet in einem halb beschatteten Gewässerabschnitt).

**Dekomposition:** Das BBN zur Dekomposition beruht auf den statistischen Modellen des Baumwollstreifenexperiments sowie der Nitratkonzentration (Abb. 8).

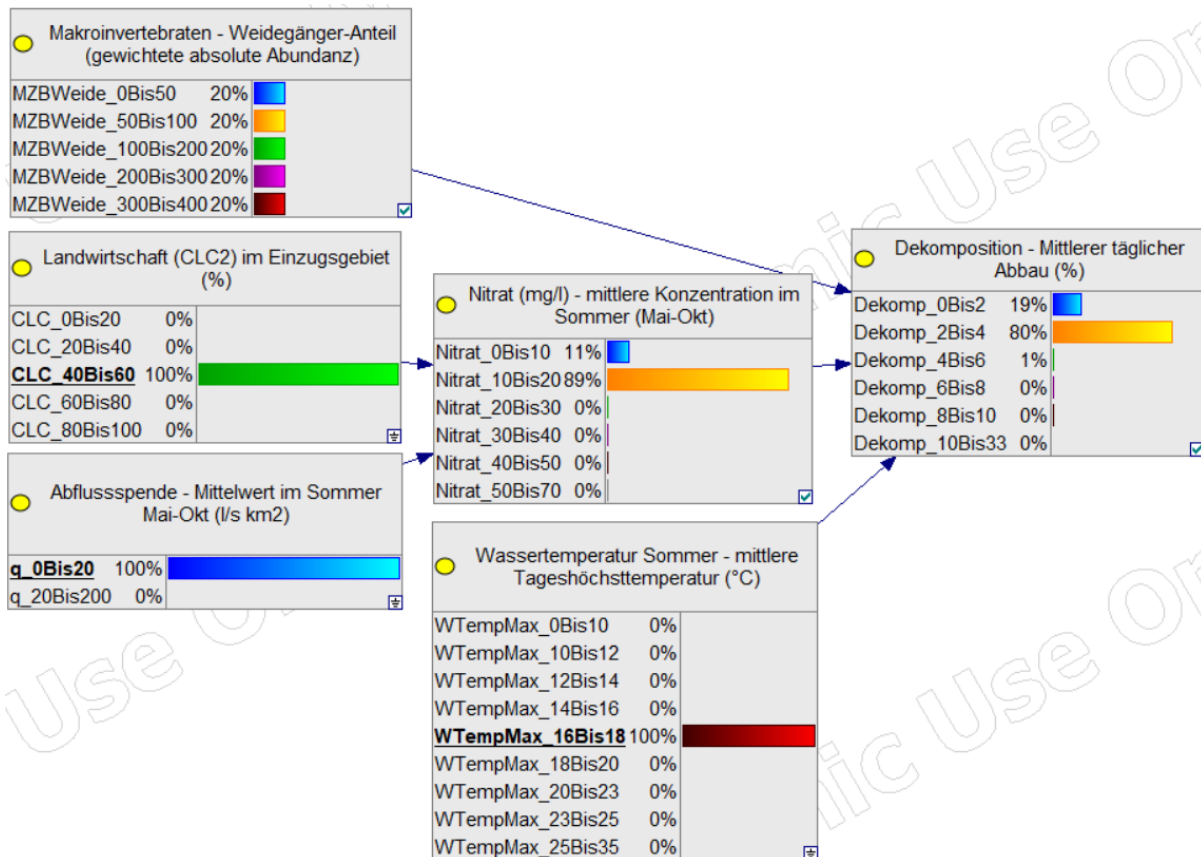


Abb. 7: BBN zum Einfluss hydrologischer Extreme (Fokus auf Niedrigwasser und Austrocknung) auf die Dekompositionsrate (Prozent pro Tag, Evidenz der Elternknoten beispielhaft für ein warmes Jahr in einem überwiegend landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebiet ohne Wissen über die Abundanz des Ernährungstyps der Weidegänger beim Makrozoobenthos).



## 5 Black-Box Ansatz zur Abschätzung der Auswirkungen hydrolog. Extreme auf die Biologie

Im oben beschriebenen konzeptionellen Modell und dem daraus abgeleiteten Bayesian Belief Network wurden die Auswirkungen hydrologischer Extreme entlang von vergleichsweise komplexen Ursache-Wirkungs-Beziehungen von der Hydrologie über die Hydraulik, Gewässermorphologie, Wasserchemie, physischen Habitate auf die Biologie und Ökosystemfunktionen abgeschätzt. Auf der einen Seite erlaubt dieser Ansatz die komplexen Ursache-Wirkungs-Beziehungen zu berücksichtigen. Auf der anderen Seite hängen die Ergebnisse dieser statistischen Modellierung von vielen (begründeten) Annahmen ab.

Daher wurden ergänzend zum BBN in einem „Black-Box“ Ansatz die Auswirkungen der hydrologischen Extreme auf die Biologie abgeschätzt, ohne die komplexen Ursache-Wirkungs-Beziehungen zu berücksichtigen. Dafür wurden hydrologische Kenngrößen ausgewählt und berechnet, die gemäß der Angaben in der Literatur gut mit dem biologischen Zustand (Makrozoobenthos und Fische) korrelieren. Damit lässt sich abschätzen, ob sich diese biologisch relevante hydrologischen Kenngrößen in den Klima- und Maßnahmenzenarien substanziell verändern und damit potenziell Auswirkungen auf die Biologie haben

Für das Makrozoobenthos sind drei hydrologische Kenngrößen besonders relevant: Erstens die Anzahl der Tage, an denen ein Gewässer trockenfällt. Dies ist mit einer massiven Veränderung der Habitatbedingungen und Verlust an Arten verbunden (Stubbington et al., 2017). Zweitens der Niedrigwasser-Index  $M_L17$  (Olden & Poff, 2003), der sich aus dem Verhältnis zwischen dem Minimum des 7-Tage gleitenden Mittels im Betrachtungszeitraum ( $D_L3$ ) und dem langjährigen mittleren Abfluss berechnet (Monk et al., 2012; Worrall et al., 2014; Kakouei et al., 2017). Drittens der Hochwasser-Index  $dh4$  (Olden & Poff, 2003), der sich als jährliches Maximum des 30-Tage gleitenden Mittels berechnen und analog zum Niedrigwasser Index über den langjährigen mittlerer Abfluss normieren und dann zwischen Gewässern mit unterschiedlich großen absoluten Abflusswerten vergleichen lässt (Kakouei et al., 2017).

Für die Fische wurden erst kürzlich die relevantesten hydrologischen Kenngrößen identifiziert und Regressionsgleichungen zur Abschätzung der Abundanz verschiedener Fischarten in Abhängigkeit von diesen hydrologischen Kenngrößen entwickelt (Mignien & Stoll, 2023). Da als Datengrundlage für diese Studie Befischungsdaten aus kleinen bis mittelgroßen Fließgewässern in Nordrhein-Westfalen verwendet wurden, waren diese Regressionsgleichungen sehr gut auf die in KliMaWerk untersuchten Bäche im Lippe-Einzugsgebiet übertragbar. Die Regressionsgleichungen wurden im November 2024 bei den Autoren angefragt und freundlicherweise zur Verfügung gestellt.



## 6 Literatur

- Anderson, P. D. & Poage, N. J. (2014). The density management and riparian buffer study: A large-scale silviculture experiment informing riparian management in the Pacific Northwest, USA. *Forest Ecology and Management*, 316, 90-99.
- Atkinson, D., Leighton & Berenbrink, M. (2022). Controversial roles of oxygen in organismal responses to climate warming. *The Biological Bulletin*, 243(2), 207-243.
- Avery-Gomm, S., Rosenfeld, J. S., Richardson, J. S., & Pearson, M. (2014). Hydrological drought and the role of refugia in an endangered riffle-dwelling fish, Nooksack dace (*Rhinichthys cataractae* ssp.). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 71, 1625-1634.
- Barton, D. R., Taylor, W. D., & Biette, R. M. (1985). Dimensions of Riparian Buffer Strips Required to Maintain Trout Habitat in Southern Ontario Streams. *North American Journal of Fisheries Management*, 5, 364-378.
- Bayat, H. (2024). A database of thermal tolerance records for freshwater invertebrates and fish. <https://doi.org/10.5281/zenodo.14056760>
- Beaufort, A., Curie, F., Moatar, F., Ducharne, A., Melin, E., & Thiery, D. (2016). T-NET, a dynamic model for simulating daily stream temperature at the regional scale based on a network topology. *Hydrological Processes*, 30(13), 2196-2210.
- Becker, A. & Ortlepp, J. (2022). Fischökologisch funktionsfähige Strukturen in Fließgewässern: Methodik zur Herleitung des strukturellen Defizits als Grundlage der Schaffung von funktionsfähigen Lebensräumen für die Fischfauna in den Gewässern Baden-Württembergs. *Landesstudie Gewässerökologie Baden-Württemberg*, 2. Auflage, Bearbeitungsstand 02. April 2022, Hrsg. Regierungspräsidium Tübingen.
- Bowler, D. E., Mant, R., Orr, H., Hannah, D. M., & Pullin, A. S. (2012). What are the effects of wooded riparian zones on stream temperature?. *Environmental Evidence*, 1(1), 3.
- Bradford, M. J & Heinonen, J. S. (2008). Low flows, instream flow needs and fish ecology in small streams. *Canadian Water Resources Journal*, 33(2), 165-180.
- Bradford, M. J. & Heinonen, J. S. (2008). Low flows, instream flow needs and fish ecology in small streams. *Canadian Water Resources Journal*, 33(2), 165-180.
- Broadmeadow, S., & Nisbet, T. R. (2004). The effects of riparian forest management on the freshwater environment: a literature review of best management practice. *Hydrology and Earth Sciences*, 8(3), 286-305.
- Burdon, F. J., McIntosh, A. R. & Harding, J. S. (2013). Habitat loss drives threshold response of benthic invertebrate communities to deposited sediment in agricultural streams. *Ecological Applications*, 23(05), 1036-1047.
- Caissie, D. (2006). The thermal regime of rivers: a review. *Freshwater Biology*, 51(8), 1389-1406.
- Cox, T. J. & Rutherford, J. C. (2000). Thermal tolerances of two stream invertebrates exposed to diurnally varying temperature. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 34(2), 203-208.
- Datry, T., Bonada, N. & Boulton, A. (2017). *Intermittent rivers and ephemeral streams – ecology and management*. Elsevier, London, 597 Seiten.
- Daumal, M. M., Oosterhuis, D., Verhofstad, M. J. J.M., Erkens, R. H. J., & Peeters, E. T. H. M. (2024). The impact of drought duration on two *Potamogeton* species with different growth forms. *Aquatic Sciences*, 86, 73.

- Davis, N. G., Mathers, K. L., Hodson, R. & Matthaei, C. D. (2024). Monthly sampling reveals seasonal fine sediment fluctuations and riverine invertebrate community responses. *Science of the Total Environment*, 911,1-13.
- Davis, N. G., Mathers, K. L., Hodson, R. & Matthaei, C. D.(2024). Monthly sampling reveals seasonal fine sediment fluctuations and riverine invertebrate community responses. *Science of the Total Environment*, 911, 168750
- Dekozlowski, S. J., & Bunting, D. L. (1981). A laboratory study on the thermal tolerance of four southeastern stream insect species (Trichoptera, Ephemeroptera). *Hydrobiologia*, 79(2), 141-145.
- Dewson, Z. S., James, A. B. W. & Death, R. G. (2007). A review of the consequences of decreased flow for instream habitat and macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 26(3), 401–415.
- Diamond, J. S., Moatar, F., Recoura.Massaquant, R., Chaumot, A., Zernetske, J., Valette & Pinay, G. (2023). Hypoxia is common in temperate headwaters and driven by hydrological extremes. *Ecological Indicators*, 147, 109987
- Dugdale, S. J., Hannah, D. M. & Malcolm I. A. (2017). River temperature modelling: A review of process-based approaches and future directions. *Earth-Science Reviews*, 175, 97-113.
- Elbrecht, V., Beermann, A. J., Goessler, G., Neumann, J., Tollrian, R., Wagner, R., Wlecklik, A., Piggott, J. J., Matthaei, C. D. & Leese, F. (2016). Multiple-stressor effects on stream invertebrates: a mesocosm experiment manipulating nutrients, fine sediment and flow velocity. *Freshwater Biology*, 61, 362-375.
- Elliott, J. M. (2000). Pools as refugia for brown trout during two summer droughts: trout responses to thermal and oxygen stress. *Journal of Fisheries Biology*, 56, 938-948.
- Frakes, J. I., Birrell, J. H., Shah, A. A. & Woods, H. A. (2021). Flow increases tolerance of heat and hypoxia of an aquatic insect. *Biology Letters*, 17, 20210004
- Franklin, P., Dunbar, M., & Whitehead, P. (2008). Flow controls on lowland river macrophytes: A review. *Science of the Total Environment*, 400, 369-378.
- Galic, N., Hawkins, T. & Forbes, F. E. (2019). Adverse impacts of hypoxia on aquatic invertebrates: A meta-analysis. *Science of the Total Environment*,653,736-743.
- Ganser, A. M., Newton, T. J., & Haro, R. J. (2015). Effects of elevated water temperature on physiological responses in adult freshwater mussels. *Freshwater Biology*, 60, 1705-1716.
- Gerecke, A. C., Schärer, M., Singer, H. P., Müller, S. R., Schwarzenbach, R. P., Sägger, M., Ochsenbein, U., & Popow, G. (2002). Sources of pesticides in surface waters in Switzerland: pesticide load through waste water treatment plants—current situation and reduction potential. *Chemosphere*, 48(3), 307-315.
- Graham, D. J., Bierkens, M. F.P. & van Vliet, M. T. H. (2024). Impacts of droughts and heatwaves on river water quality worldwide. *Journal of Hydrology*, 629
- Haidekker, A., & Hering, D. (2008). Relationship between benthic insects (Ephemeroptera, Plecoptera, Coleoptera, Trichoptera) and temperature in small and medium-sized streams in Germany: a multivariate study. *Aquatic Ecology*, 42(3), 463-481.
- Hickey, M. B. C., & Doran, B. (2004). A review of the efficiency of buffer strips for the maintenance and enhancement of riparian ecosystems. *Water Quality Research Journal*, 39(3), 311-317.
- Hilton, J., O'Hare, M., Bowes, M. J, & Jones, J. I. (2006). How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. *Science of the Total Environment*, 365, 66-83.

- Hopper, G. W., Gido, K. B., Pennock, C. A., Hedden, S. C., Frenette, B. D., Barts, N., Hedden, C. K., & Bruckerhoff, L. A. (2020). Nowhere to swim: interspecific responses of prairie stream fishes in isolated pools during severe drought. *Aquatic Sciences*, 82, 42.
- IKSR (2010). Auswertungsbericht Biozide und Korrosionsschutzmittel. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR).
- Kaijser, W., Hering, D., & Lorenz, A. W. (2022). Reach hydromorphology: a crucial environmental variable for the occurrence of riverine macrophytes. *Hydrobiologia*, 849, 4273-4285.
- Kail, J., Palt, M., Hering, D. (2021). Woody buffer effects on water temperature: The role of spatial configuration and daily temperature fluctuations. *Hydrological Processes*, 35(1), e14008
- Kakouei, K., Kiesel, J., Kail, J., Pusch, M., & Jähnig, S. C. (2017). Quantitative hydrological preferences of benthic stream invertebrates in Germany. *Ecological Indicators*, 79, 163-172.
- Kelleher, C., Wagener, T., Gooseff, M., McGlynn, B., McGuire, K. & Marshall, L. (2012). Investigating controls on the thermal sensitivity of Pennsylvania streams. *Hydrological Processes*, 26, 771 - 785.
- Kemp, P., Sear, D., Collins, Naden, P. & Jones, I. (2011). The impacts of fine sediment on riverine fish. *Hydrological Processes*, 25, 1800-1821.
- Lange, K., Townsend, C. R., & Matthaei, C. D. (2014). Can biological traits of stream invertebrates help disentangle the effects of multiple stressors in an agricultural catchment?. *Freshwater Biology*, 59, 2431-2446.
- Krause, S., Hannah, D. M. & Blume, T. (2011). Interstitial pore-water temperature dynamics across a pool-riffle-pool sequence. *Ecohydrology*, 4, 549-563.
- Lake, P. S. (2011). Drought and aquatic ecosystems: effects and responses. Blackwell, Chichester, 381 Seiten.
- Lake, P.S. (2003). Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshwater Biology*, 48(7), 1161-1172
- LAWA (2011). Arbeitspapier II Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Qualitätskomponenten zur unterstützenden Bewertung von Wasserkörpern entsprechend EG-WRRL. 33 Seiten
- LAWA (2021). Arbeitspapier II Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Qualitätskomponenten zur unterstützenden Bewertung von Wasserkörpern entsprechend EG-WRRL 36 Seiten
- LAWA (2021). LAWA-AO Rahmenkonzeption Monitoring Teil B, Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen, Arbeitspapier II: Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Qualitätskomponenten zur unterstützenden Bewertung von Wasserkörpern entsprechend EG-WRRL. Stand: 06.08.2021. Bund/Länder-arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) Ausschuss "Oberirdische Gewässer und Küsten-gewässer, 3, 13.
- Leigh, C., Boulton, A. J., Courtwright, J. L., Fritz, K., May, C. L., Walker R. H. & Datry, T. (2016). Ecological research and management of intermittent rivers: an historical review and future directions. *Freshwater Biology*, 61, 1181-1199
- Lennox, R. J., Crook, D. A., Moyle, P. B., Struthers, D. P., & Cooke, S. J. (2019). Toward a better understanding of freshwater fish responses to an increasingly drought-stricken world. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 29, 71-92.
- Lind, L., Hasselquist, E. M., & Laudon, H. (2019). Towards ecologically functional riparian zones: A meta-analysis to develop guidelines for protecting ecosystem functions and biodiversity in agricultural landscapes. *Journal of Environmental Management*, 249, 109391.

- Loicq, P., Moatar, F., Jullian, Y., Dugdale, S. J., & Hannah, D. M. (2018). Improving representation of riparian vegetation shading in a regional stream temperature model using LiDAR data. *Science of the Total Environment*, 624, 480-490.
- Martínez, A., Pérez, J., Molinero, J., Sagarduy, M. & Pozo, J. (2015). Effects of flow scarcity on leaf-litter processing under oceanic climate conditions in calcareous streams. *Science of the Total Environment*, 503-504, 251-257.
- Matthaei, C. D., Piggott, J. J., & Townsend, C. R. (2010). Multiple stressors in agricultural streams: interactions among sediment addition, nutrient enrichment and water abstraction. *Journal of Applied Ecology*, 47, 639-649.
- Matthews, W. J. & Matthews, E. M. (2003). Effects of drought on fish across axes of space, time and ecological complexity. *Freshwater Biology*, 48, 1232-1263.
- Mebane, C. A., Simon, N. S., & Maret, T. R. (2014). Linking nutrient enrichment and streamflow to macrophytes in agricultural streams. *Hydrobiologia*, 722, 143-158.
- Mignien, L. & Stoll, S. (2023). Effects of high and low flows on abundances of fish species in Central European headwater streams: The role of ecological species traits. *Science of the Total Environment*, 888, 163944.
- Monk, W. A., Woodk, P. J., Hannah, D. M., Extence, C. A., chadd, R. P., & Dunbar, M. J. (2012). How does macroinvertebrate taxonomic resolution influence ecohydrological relationships in riverine ecosystems. *Ecohydrology*, 5, 36-45.
- Moore, R. D., Spittlehouse, D. L., & Story, A. (2005). Riparian microclimate and stream temperature response to forest harvesting: a review. *Journal of the American Water Resources Association*, 41(4), 813-834.
- Morrissey, C. A., Mineau, P., Devries, J. H., Sanchez-Bayo, F., Liess, M., Cavallaro, M. C., & Liber, K. (2015). Neonicotinoid contamination of global surface waters and associated risk to aquatic invertebrates: a review. *Environment International*, 74, 291–303.
- Mosley, L. M. (2015). Drought impacts on the water quality of freshwater systems; review and integration. *Earth-Science Reviews*, 140, 203-214.
- Nebgen, E. L., & Herrman, K. S. (2019). Effects of shading on stream ecosystem metabolism and water temperature in an agriculturally influenced stream in central Wisconsin, USA. *Ecological Engineering*, 126, 16-24.
- Neumann, M., Schulz, R., Schäfer, K., Müller, W., Mannheller, W., & Liess, M. (2002). The significance of entry routes as point and non-point sources of pesticides in small streams. *Water Research*, 36(4), 835-842.
- O’Brain, R., Shephard, S. & Coghlan, B. (2017). River reaches with impaired riparian tree cover and channel morphology have reduced thermal resilience. *Ecohydrology*, 10(8), 9 Seiten
- Olden, J. D. & Poff, N. L. (2003). Redundancy and the choice of hydrologic indices for characterizing streamflow regimes. *River Research and Applications*, 19, 101-121.
- Pardo, I. & García, L. (2016). Water abstraction in small lowland streams: Unforeseen hypoxia and anoxia effects. *Science of the Total Environment*, 568, 226-235.
- Piggott, J. J., Townsend, C. R. & Matthaei, C. D. (2015). Climate warming and agricultural stressors interact to determine stream macroinvertebrate community dynamics. *Global Change Biology*, 21, 1887-1906



- Quinn, J. M., Steele, G. A., Hickey, C. W., & Vickers, M. L. (1994). Upper thermal tolerances of twelve New Zealand stream invertebrate species. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 28, 391 - 397.
- Reichenberger, S., Bach, M., Skitschak, A., & Frede, H.-G. (2007). Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness; A review. *Science of the Total Environment*, 384, 1-35.
- Riis, T. & Biggs, B. J. F. (2003). Hydrologic and hydraulic control of macrophyte establishment and performance in streams. *Limnology and Oceanography*, 48(4), 1488-1497.
- Roessink, I., Merga, L. B., Zweers, H. J., & Van den Brink, P. J. (2013). The neonicotinoid imidacloprid shows high chronic toxicity to mayfly nymphs. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32(5), 1096–1100.
- Rosenfeld, J. S. (2017). Developing flow–ecology relationships: Implications of nonlinear biological responses for water management. *Freshwater Biology*, 62, 1305-1324.
- Rosenfeld, J. S. (2017). Developing flow–ecology relationships: Implications of nonlinear biological responses for water management. *Freshwater Biology*, 62(8), 1305-1324.
- Rutherford, J. C., Haidekker, S., Matheson, F. E. & Hicks, A. (2023). Modelled effects of channel orientation and tree canopy shape on average shade in streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 57(1), 22-46.
- Rutherford, J. C., Marsh, N. A., Davies, P. M., & Bunn, S. E. (2004). Effects of patchy shade on stream water temperature: how quickly do small streams heat and cool?. *Marine and Freshwater Research*, 55(8), 737-748.
- Rutherford, J. C., Meleason, M. A., & Davies-Colley, R. J. (2018). Modelling stream shade: 2. Predicting the effects of canopy shape and changes over time. *Ecological Engineering*, 120, 487-496.
- Saari, G. N., Wang, Z. & Brooks, B. W. (2018) Revisiting inland hypoxia: diverse exceedances of dissolved oxygen thresholds for freshwater aquatic life. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(4), 3139-3150.
- Savoy, P., Bernhardt, E., Kirk, L., Cohen, M. J., & Heffernan, J. B. (2021). A seasonally dynamic model of light at the stream surface. *Freshwater Science*, 40(2), 286-301.
- Semsar-kazerouni, M. & Verberk, W. C. E. P. (2018). It's about time: Linkages between heat tolerance, thermal acclimation and metabolic rate at different temporal scales in the freshwater amphipod *Gammarus fossarum* Koch, 1836. *Journal of Thermal Biology*, 75, 31-37.
- Soulsby, C., Youngson, A. F., Moir, H. J., & Malcolm I.A. (2001). Fine sediment influence on salmonid spawning habitat in a lowland agricultural stream: a preliminary assessment. *Science of the Total Environment*, 265, 295-307.
- Stappert, H., Blank, P., Hering, D., & Kail, J. (2025). Mitigating the effects of extreme low-flow on stream macroinvertebrates: The role of woody riparian vegetation and groundwater. *Hydrobiologia* (in Druck).
- Sternecker, K. & Geist, J. (2010). The effects of stream substratum composition on the emergence of salmonid fry. *Ecology of Freshwater Fish*, 19, 537-544.
- Stewart, B. A., Close, G. P., Cook, P. A. & Davis, P. A. (2013). Upper thermal tolerances of key taxonomic groups of stream invertebrates. *Hydrobiologia*, 718, 131-140.
- Stubbington, R., Bogan, M. T., Bonada, N., Boulton, A. J., Datry, T., Leigh, C. & Vorste, R. V. (2017). The biota of intermittent rivers and ephemeral streams: Aquatic invertebrates. In: Datry, T., Bonada, N.

- & Boulton, A. Intermittent rivers and ephemeral streams – ecology and management. Elsevier, London, 597 Seiten.
- Sweeney, B. W., & Newbold, J. D. (2014). Streamside forest buffer width needed to protect stream water quality, habitat, and organisms: a literature review. *Journal of the American Water Resources Association*, 50(3), 560-584.
- Tauchnitz, N., Kurzius, F., Rupp, H., Schmidt, G., Hauser, B., Schrödter, M., & Meissner, R. (2020). Assessment of pesticide inputs into surface waters by agricultural and urban sources-A case study in the Querne/Weida catchment, central Germany. *Environmental Pollution*, 267, 115186.
- Tiegs, S. D., Capps, K.A., Costello, D. M., Schmidt, J. P., Patrick, C. J., Follstad Shah, J. J., LeRoy, C. J., & the CELLDEX Consortium (2024). Human activities shape global patterns of decomposition rates in rivers. *Science*, 384, 1191-1195.
- Tiegs, S. D., Costello, D. M., Isken, M. W., Woodward, G., McIntyre P. B., Gessner, M. O., Chauvet, E., Griffiths, N. A., Flecker, A. S., Acuña, V., Albariño, R., Allen, D. C., Alonso, C., Andino, P., Arango, C., Aroviita, J., Barbosa, M. V. M., Barmuta, L. A., Baxter, C. V., Bell, T. D. C., Bellinger, B., Boyero, L., Brown, L. E., Bruder, A., Bruesewitz, D. A., Burdon, F. J., Callisto, M., Canhoto, C., Capps, K. A., Castillo, M. M., Clapcott, J., Colas, F., Colón-Gaud, C., Julien Cornut, Crespo-Pérez, V., Cross, W. F., Culp, J. M., Danger, M., Dangles, O., de Eyto, E., Derry, A. M., Villanueva, V. D., Douglas, M. M., Elosegi, A., Encalada, A. C., Entekin, S., Espinosa, R., Ethaiya, D., Ferreira, V., Ferriol, C., Flanagan, K. M., Fleituch, T., Shah, J. J. F., Frainer, A., Friberg, N., Frost, P. C., Garcia, E. A., Lago, L. G., Soto, P. E. G., Ghate, S., Giling, D. P., Gilmer, A., Gonçalves Jr., J. F., Gonzales, R. K., Graça, M. A. S., Grace, M., Grossart, H.-P., Guérol, F., Gulis, V., Hepp, L. U., Higgins, S., Hishi, T., Huddart, J., Hudson, J., Imberger, S., Iñiguez-Armijos, C., Iwata, T., Janetski, D. J., Jennings, E., Kirkwood, A. E., Koning, A. A., Kosten, S., Kuehn, K. A., Laudon, H., Leavitt, P. R., da Silva, A. L. L., Leroux, S. J., LeRoy, C. J., Lisi, P. J., MacKenzie, R., Marcarelli, A. M., Masese, F. O., McKie, B. G., Medeiros, A. O., Meissner, K., Miliša, M., Mishra, S., Miyake, Y., Moerke, A., Mombrikotb, S., Mooney, R., Moulton, T., Muotka, T., Negishi, J. N., Neres-Lima, V., Nieminen, M. L., Nimptsch, J., Ondruch, J., Paavola, R., Pardo, I., Patrick, C. J., Peeters, E. T. H. M., Pozo, J., Pringle, C., Prussian, A., Quenta, E., Quesada, A., Reid, B., Richardson, J. S., Rigosi, A., Rincón, J., Rîșnoveanu, G., Robinson, C. T., Rodríguez-Gallego, L., Royer, T. V., Rusak, J. A., Santamans, A. C., Selmečzy, G. B., Simiyu, G., Skuja, A., Smykla, J., Sridhar, K. R., Sponseller, R., Stoler, A., Swan, C. M., Szlag, D., Teixeira-de Mello, F., Tonkin, J. D., Uusheimo, S., Veach, A. M., Vilbaste, S., Vought, L. B. M., Wang, C.-P., Webster, J. R., Wilson, P. B., Woelfl, S., Xenopoulos, M. A., Yates, A. G., Yoshimura, C., Yule, C. M., Zhang, Y. X. & Zwart, J. A. (2019). Global patterns and drivers of ecosystem functioning in rivers and riparian zones, *Science Advances*, 5(5), 8 Seiten.
- Webb, B. W. & Zhang, Y. (2004). Intra-annual variability in the non-advective heat energy budget of Devon streams and rivers. *Hydrological Processes*, 18, 2117-2146.
- Turschwell, M. P., Stewart-Koster, B., Leigh, C., Peterson, E. E., Sheldon, F., & Balcombe, S. R. (2018). Riparian restoration offsets predicted population consequences of climate warming in a threatened headwater fish. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28(3), 575-586.
- van Treeck, R. & Wolter, C. (2021). Temperaturempfindlichkeiten der Fischgemeinschaften in deutschen Fließgewässern – Überprüfung der Orientierungswerte für die Temperatur, Projekt O 10.20 des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2020. Stand: 19.11.2021. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA): 83 S. <http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/projektberichte/lawa/>
- Verberk, W. C. E. P., Bilton, D.T., Calosi, P., & Spicer, J. I. (2011). Oxygen supply in aquatic ectotherms: Partial pressure and solubility together explain biodiversity and size patterns. *Ecology*, 92, 1565–1572.

- Verberk, W. C. E. P., Durance, i. Vaughan, I. P., & Ormerod, S. J. (2016). Field and laboratory studies reveal interacting effects of stream oxygenation and warming on aquatic ectotherms. *Global Change Biology*, 22, 1769-1779.
- Verberk, W. C. E. P., Hoefnagel, K. N., Peralta-Maraver, I., Floury, M., & Rezende, E. L. (2022). Long-term forecast of thermal mortality with climate warming in riverine amphipods. *Global Change Biology*, 29, 5033-5043.
- Verdonschot, R. C., van Oosten-Siedlecka, A. M., Ter Braak, C. J. F., Verdonschot, P. F.M. (2015). Macroinvertebrate survival during cessation of flow and streambed drying in a lowland stream. *Freshwater Biology*, 60, 282-296.
- Vicenç Acuña, V., Muñoz, I., Giorgi, A., Omella, M., Sabater, F., & Sabater, S. (2005). Drought and postdrought recovery cycles in an intermittent Mediterranean stream: Structural and functional aspects. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(4), 919-933.
- Wade, A. J., Whitehead, P. G. Horneberger, G. M., & Snook, D. L. (2002). On modelling the flow controls on macrophyte and epiphyte dynamics in a lowland permeable catchment: the River Kennet, southern England. *Science of the Total Environment*, 282-283, 375-393.
- Wagenhoff, A., Townsend, C. R., & Matthaei, C. D. (2012). Macroinvertebrate responses along broad stressor gradients of deposited fine sediment and dissolved nutrients: a stream mesocosm experiment. *Journal of Applied Ecology*, 49, 892-902.
- Webb, B. W., Hannah, D. M., Moore, R. D., Brown, L. E., & Nobilis, F. (2008). Recent advances in stream and river temperature research. *Hydrological Processes*, 22(7), 902-918.
- Wenger, S. (1999). A review of the scientific literature on riparian buffer width, extent and vegetation. University of Georgia, Institute of Ecology, Office of Public Service and Outreach, Athens, GA.
- White, J. C., Khamis, K., Dugdale, S., Jackson, F. L., Malcolm, I. A., Krause, S. & Hannah, D. M. (2023). Drought impacts on river water temperature: A process-based understanding from temperate climates. *Hydrological Processes*, 37(10), 21 Seiten
- Wilbanks, K. A., Sutter, L. A., Amurao, J. M. & Batzer, D. P. (2023). Effects of drought on the physicochemical, nutrient, and carbon metrics of flows in the Savannah River, Georgia, USA. *River Research and Applications*, 39(10), 2048-2061.
- Williams, N., & Sweetman, J. (2019). Effects of neonicotinoids on the emergence and composition of chironomids in the Prairie Pothole Region. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(4), 3862–3868.
- Woelfle-Erskine, C., Larsen, L G., & Carlson, S. M. (2017). Abiotic habitat thresholds for salmonid over-summer survival in intermittent streams. *Ecosphere*, 8(2), e01645.
- Worrall, T. P., Dunbar, M. J., Extence, C. A., Laizé, C. L. R., Mont, W. A., & Wood, P. J. (2014). The identification of hydrological indices for the characterization of macroinvertebrate community response to flow regime variability. *Hydrological Sciences Journal*, 59, 645-658.